



Beiträge zum Fließgewässerschutz II

Renaturierungsmaßnahmen
und Erfolgskontrollen



Niedersachsen

Beiträge

Vorwort	75	REMY, D.: Das Haseauenprojekt im Landkreis Emsland – Maßnahmenumsetzung und Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle	110
SELLHEIM, P.: Fließgewässerrenaturierung und Erfolgskontrollen in Zeiten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRRL)	76	KNUTH, V.: Begleituntersuchungen im Zuge der Hunte- Laufverlängerung	120
DICKHAUT, W.: Erfahrungen zu Erfolgskontrollen bei Fließgewässer- renaturierungen – Ergebnisse eines BMBF-Projektes	87	BORGGRÄFE, K.: Erfolgskontrollen zur Reduzierung der Gewässer- unterhaltung – Erfahrungen mit der Umsetzung im Rahmen des Ise-Projektes	127
BUSCHMANN, M.: Eigendynamische Gewässerentwicklung – ein kosten- effizienter Maßnahmentyp zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen	91	HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN: Leitbild, Referenz und Wiederbesiedlungspotenzial – ein Bewertungsrahmen für Erfolgskontrollen an der salzbelasteten unteren Werra	137
RATZBOR, G.: Umgestaltungsmaßnahmen und Erfolgskontrollen an der Ihme – Gewässerentwicklung in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft	97	REUSCH, H.: Biologische Begleituntersuchungen bei Renaturierungs- maßnahmen – fachliche Anforderungen am Beispiel der aquatischen Wirbellosenfauna	145
JÄHRLING, K.-H.: Maßnahmen der Auenentwicklung an der Elbe – Erfahrungen und Erkenntnisse	103		

Zu diesem Heft

Das vorliegende Heft über *Fließgewässerrenaturierungen und Erfolgskontrollen* ist eine Zusammenstellung verschiedener Beiträge, die im Rahmen einer zweitägigen Fachtagung der NNA in Kooperation mit dem NLWKN – Geschäftsbereich Naturschutz – Ende September 2005 in Camp Reinsehlen vorgestellt worden sind. Im Mittelpunkt der Veranstaltung standen Erfahrungen und Erkenntnisse aus der Umsetzungspraxis der Gewässerentwicklung und zur ökologischen Wirksamkeit, Eignung und Qualität von verschiedenen Renaturierungsmaßnahmen, die anhand von ausgewählten Umsetzungsbeispielen an norddeutschen Fließgewässern vorgestellt und erörtert wurden. Dabei ging es in erster Linie um Projekte, bei denen im Anschluss an die Maßnahmenumsetzung mehr oder weniger umfangreiche Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle durchgeführt wurden.

Eine kurze Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse findet sich auch in den NNA-Mitteilungen 1/2006 (SELLHEIM 2006).

Alle Beiträge zeigen einen beispielhaften Ausschnitt aus dem Alltag der Umsetzungspraxis der Gewässerrenaturierung und der Durchführung von Untersuchungen zu Erfolgskontrollen. Sie dokumentieren damit in eindrucksvoller Weise die Bemühungen um den Schutz und die Verbesserung unserer Fließgewässer und vermitteln einen Eindruck von den vielerorts bereits laufenden Aktivitäten zur Entwicklung unserer Bäche und Flüsse, die dazu beitragen, die Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen.

Peter Sellheim

Manfred Rasper
(Schriftleitung)

Vorwort

Gut vorbereitet auf zukünftige Herausforderungen – Naturschutz und Wasserwirtschaft im NLWKN

Schutz und Entwicklung unserer Fließgewässer und ihrer Auen sind gleichermaßen Aufgabe der Wasserwirtschaft und des Naturschutzes. Die hohe Übereinstimmung der grundlegenden Zielsetzungen beispielsweise in der Renaturierungspraxis und in der Gewässerentwicklungsplanung ist offensichtlich.

Auch zwischen den Zielen der EU-Richtlinien des Naturschutzes, der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), der Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL) und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), bestehen zahlreiche Gemeinsamkeiten, Anknüpfungspunkte und Schnittstellen. Infolgedessen bieten sich vielfältige Möglichkeiten des Zusammenwirkens und einer koordinierten und sich ergänzenden Vorgehensweise im praktischen Vollzug.

Die Umsetzung der europarechtlichen Regelungen wird zukünftig zu den Kernaufgaben und Schwerpunkten in der Arbeit der Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltung gehören und auch das Handeln von Naturschutz und Wasserwirtschaft im NLWKN in immer stärkerem Maße bestimmen. Angesichts der inhaltlichen Gemeinsamkeiten von Naturschutzzielen und der WRRL gilt es daher, die Synergien zu nutzen, die sich zur Verwirklichung von Zielen des Gewässer- und Naturschutzes ergeben.

Eine entscheidende Voraussetzung für ein erfolgreiches gemeinsames Wirken von Naturschutz und Wasserwirtschaft ist eine gut organisierte und reibungsarme Zusammenarbeit mit effizienten Kooperations- und Kommunikationsstrukturen. Sie sind der Schlüssel für die Bewältigung der vor uns liegenden Aufgaben und Herausforderungen auf dem Gebiet des Natur- und Fließgewässerschutzes.

Der NLWKN hat sich diesen Herausforderungen gestellt: Die komplexen, ineinander greifenden Themen des Gewässer- und Naturschutzes erfordern ein hohes Maß an fachlicher und inhaltlicher Kompetenz, die der NLWKN als moderne Fachbehörde vorhalten und anbieten kann. Durch die Neuorganisation des Landesbetriebes und das formale Zusammenwachsen der Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltung unter einem Dach wächst zusammen, was im Gewässerschutz zusammen gehört – eine entscheidende Voraussetzung, um die kommenden Aufgaben zu bewältigen.

Das vorliegende Heft soll mit seinen fundierten Beiträgen dabei helfen, diesem Ziel näher zu kommen und die Ziele des Natur- und Fließgewässerschutzes gemeinsam zu erreichen.

Siegfried Popp
Direktor des Niedersächsischen Landesbetriebes
für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Fließgewässerrenaturierung und Erfolgskontrollen in Zeiten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

von Peter Sellheim

Inhalt

- 1 Einführung
- 2 Die Renaturierung von Fließgewässern in Niedersachsen – zum Stand der Dinge
 - 2.1 Erfolgreich in der Umsetzung – das Niedersächsische Fließgewässerprogramm
 - 2.2 Die Wasserrahmenrichtlinie – neuer Schwung für die Entwicklung unserer Gewässer
 - 2.3 Gemeinsame Ziele bei der Gewässerentwicklung: Das Zusammenwirken von Naturschutz und Wasserwirtschaft
 - 2.4 Gewässerentwicklung zwischen Anspruch und Wirklichkeit – bisherige Erfahrungen, fachliche Schwerpunkte und Folgerungen
- 3 Erfolgskontrollen – zwischen Erkenntnisgewinn und Monitoringverpflichtung
 - 3.1 Renaturierung und der Lerneffekt
 - 3.2 Erfolgskontrollen und Monitoring nach WRRL
 - 3.3 Folgerungen – wozu Erfolgskontrollen?
- 4 Fazit und Ausblick
- 5 Zusammenfassung
- 6 Literaturhinweise

1 Einführung

Schutz, naturnahe Gestaltung und Entwicklung unserer heimischen Bäche und Flüsse sind in den vergangenen Jahren mehr und mehr zu einem Schwerpunkt wasserwirtschaftlichen Denkens und Handelns in Deutschland geworden. Die naturnahe Gewässergestaltung ist inzwischen fester Bestandteil wasserwirtschaftlicher Planungen und Programme auf Bundes- und Landesebene. Einen entscheidenden Impuls bekam diese Entwicklung durch die im Jahre 2000 in Kraft getretene Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) mit ihren ökologischen Anforderungen, verbindlichen Zielvorgaben und Fristsetzungen für die nachhaltige Bewirtschaftung europäischer Gewässerlandschaften, zu denen die Mitgliedstaaten verpflichtet werden.

Vor diesem Hintergrund sind Projekte zur Bach- und Flussrenaturierung heute aktueller denn je. Die Bemühungen zur Renaturierung unserer Fließgewässer sind aber nicht neu. Viele Bundesländer haben bereits lange vor In-Kraft-Treten der WRRL in den 90iger Jahren eigene Konzepte und Förderprogramme zur Gewässer- und Auenentwicklung ins Leben gerufen. So sind in den zurückliegenden 10-15 Jahren auf Bundes- und Landesebene auch ohne Vorgaben der WRRL viele Projekte zur Fließgewässerrenaturierung angelaufen und zahlreiche Maßnahmen zur naturnahen Gewässergestaltung umgesetzt worden – so auch in Niedersachsen. Weitere konkrete Maßnahmenvorschläge liegen ausführungsfähig vor.

Im Interesse eines effizienten Mitteleinsatzes ist es gerade in Zeiten knapper Kassen geboten, die oft sehr kostenintensiven Renaturierungsbemühungen einer kritischen Bilanzierung zu unterziehen und die Kosten-

Nutzen-Relationen eingehender zu betrachten. *„Was hat die Maßnahme eigentlich gebracht?“* ist eine inzwischen häufig gestellte Frage, zu deren Beantwortung eine gezielte Überprüfung bestimmter Maßnahmen erforderlich ist.

Zum Nachweis der ökologischen Effizienz der umgesetzten Maßnahmen wurden daher Renaturierungsprojekte oftmals mit mehr oder weniger umfangreichen Untersuchungen zur Erfolgskontrolle begleitet. Gewässerentwicklungen wurden dokumentiert, Auswirkungen von Maßnahmen auf Tiere und Pflanzen erfasst und allgemein die Wirksamkeit und Eignung verschiedenster Maßnahmen und deren Umsetzungsstrategien untersucht.

Aus den Ergebnissen dieser Erfolgskontrollen, von denen ein Teil in den folgenden Beiträgen dieses Heftes vorgestellt wird, lassen sich neue Erkenntnisse und Folgerungen für die Umsetzung von Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung gewinnen. Sie fließen ein in fachliche Hinweise und Empfehlungen zur Gewässerentwicklung, helfen, Renaturierungsmaßnahmen effizienter zu gestalten und tragen dazu bei, Strategien für die Umsetzung zu optimieren.

Keine Frage: Es ist eine Menge geschehen auf diesem Gebiet – und es hat neben viel Überzeugungsarbeit auch eine Menge Geld gekostet. So wurden allein in Niedersachsen im Rahmen des Fließgewässerprogramms in den zurückliegenden 15 Jahren insgesamt über 70 Mio. Euro für die naturnahe Gewässergestaltung ausgegeben. Deshalb muss gefragt werden, was wir bei unseren Gewässern bisher erreicht haben. Wie erfolgreich waren unsere bisherigen Bemühungen zur ökologischen Verbesserung unserer Fließgewässer und wie weit sind wir auf dem Weg zum geforderten guten Zustand? Welche Erkenntnisse haben wir gewonnen aus der jahrelangen Umsetzungspraxis von Renaturierungsmaßnahmen und den Befunden der Erfolgskontrolle – und welche Schlussfolgerungen ziehen wir? Wo liegen die Erfolgsfaktoren – und wo liegen mögliche Probleme?

Die folgenden Ausführungen zum aktuellen Stand der Renaturierungsbemühungen geben darauf Antwort. Vor dem Hintergrund der EG-WRRL werden in diesem Beitrag die wesentlichen Erfahrungen und Erkenntnisse aus vielen Jahren Gewässerrenaturierung und Erfolgskontrollen zusammengefasst wiedergegeben.

2 Die Renaturierung von Fließgewässern in Niedersachsen – zum Stand der Dinge

2.1 Erfolgreich in der Umsetzung – das Niedersächsische Fließgewässerprogramm

Die Umsetzung von Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung und deren Finanzierung wäre ohne das Niedersächsische Fließgewässerprogramm nur schwer vorstellbar. Betrachtungen und Bilanzierungen

der Effizienz der Renaturierungspraxis in Niedersachsen müssen sich daher zunächst mit dem Umsetzungsstand des Niedersächsischen Fließgewässerprogramms befassen. Mit diesem Programm, einem Gemeinschaftsvorhaben der niedersächsischen Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltung, fördert das Land Niedersachsen seit nunmehr über 10 Jahren Maßnahmen zur naturnahen Gestaltung und Entwicklung von Fließgewässern.

Langfristiges Ziel und zentrales Anliegen dieses stark interdisziplinär ausgerichteten Landesprogramms ist der Erhalt und die Entwicklung der natürlichen Struktur, Dynamik und Funktionsfähigkeit niedersächsischer Gewässerlandschaften mit ihren Lebensgemeinschaften. Damit leistet das Programm, das auf der Grundlage einer eigenen Förderrichtlinie des Umweltministeriums umgesetzt wird, einen sehr konkreten Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und zur Erreichung des geforderten guten ökologischen Zustandes unserer Bäche und Flüsse. An der Umsetzung beteiligen sich v. a. Kommunen, Landkreise und Unterhaltungsverbände als häufigste Maßnahmenträger.

Neben dem Gewässerrandstreifenenerwerb sowie verschiedensten Umgestaltungsmaßnahmen im Gewässer- und Auenbereich zählen bisher v. a. Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an bestehenden Wehr- und Stauanlagen zu den Maßnahmschwerpunkten des Fließgewässerprogramms. Durch die Anlage von Fischaufstiegsanlagen, Sohlengleiten und Umgehungsgerinnen sollen Wanderhindernisse im Flusslauf beseitigt und die aquatische Passierbarkeit für die Tierwelt der Gewässer wiederhergestellt werden.

Mehr als ein Jahrzehnt Fließgewässerprogramm – das bedeutet viele Jahre Gewässerrenaturierung in Niedersachsen: Zahlreiche Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung sind in Niedersachsen bisher umgesetzt worden. Insbesondere an landesweit ausgewählten Vorranggewässern des Fließgewässerschutzes, den so genannten Hauptgewässern, wurden Fischaufstiegsanlagen, Sohlengleiten und Umgehungsgerinne gebaut und so ökologische Sperren entschärft. An einigen Gewässern, wie z. B. der Hache oder der Delme in den Landkreisen Diepholz und Oldenburg südlich von Bremen, ist die aquatische Passierbarkeit durch Umbau der Wanderhindernisse nahezu vollständig wiederhergestellt.

Akzeptanz und Bekanntheitsgrad dieses Förderprogramms sind landesweit groß – das Programm hat sich etabliert. Die fachlichen und konzeptionellen Grundlagen des Fließgewässerprogramms und die Vorgehensweise bei der Umsetzung sind allgemein anerkannt: Mit dem Fließgewässerschutzsystem der Fachbehörde für Naturschutz (RASPER et al. 1991) wurde eine fachlich fundierte, landesweite Planungsgrundlage geschaffen, die auch auf Bundesebene als beispielhaft gilt und für andere Bundesländer als "Vorbild" für eigene Renaturierungskonzepte dient. In diesem Fließgewässerschutzsystem sind auf der Ebene der naturräumlichen Regionen Niedersachsens die Fließgewässer ausgewählt worden, an denen Entwicklungsmaßnahmen vorrangig durchgeführt werden sollen.

Die Erarbeitung von Gewässerentwicklungsplänen mit konkreten Maßnahmenvorschlägen für ganze Gewässer oder längere Gewässerstrecken hat sich bei der Umsetzung des Programms und bei der Durchführung von Projekten der naturnahen Gewässergestaltung als sehr hilfreich erwiesen. Gewässerentwicklungspläne

sind handlungs- und maßnahmenorientierte Fachplanungen von Wasserwirtschaft und Naturschutz unter Beteiligung der Landwirtschaft (SELLHEIM 1996). Sie sind Grundlage und Orientierungshilfe für die zielgerichtete Umsetzung des Fließgewässerprogramms und der erforderlichen Einzelmaßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung – pragmatisch und handlungsorientiert. Sie beinhalten eine Fülle von Handlungsvorschlägen für die Renaturierung von Gewässer und Aue. Sie sind auch ein Angebot an diejenigen, die Gewässerrenaturierung vor Ort praktizieren wollen. Interdisziplinär besetzte Arbeitskreise begleiten die Planung, bilden die Gesprächsplattform. Ziele und Inhalte werden erörtert, Maßnahmen vorgeschlagen und das gemeinsame Vorgehen abgestimmt. Solche Gewässerentwicklungspläne liegen v. a. für die Gewässer des Fließgewässerschutzsystems vor.

Diese Vorgehensweise bei der Umsetzung des Programms hat mit der Bildung von regionalen, interdisziplinär besetzten Arbeitsgruppen aus Vertretern von Wasserwirtschaft, Naturschutz und Landwirtschaft als lokale Infostelle und Gesprächsplattform die Akzeptanz vor Ort deutlich verbessert.

Die Maßnahmen des Fließgewässerprogramms haben dazu beigetragen, dass sich auch die Bestände des Fischotters in Niedersachsen allmählich erholen. Nach den Ergebnissen einer Otter-Verbreitungserhebung in Niedersachsen hat sich das Verbreitungsgebiet des Otters erfreulicherweise wieder deutlich nach Westen und Süden ausgedehnt.

2.2 Die Wasserrahmenrichtlinie – neuer Schwung für die Entwicklung unserer Gewässer

Die im Jahre 2000 in Kraft getretene Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) fordert die Erarbeitung und Umsetzung von Konzepten zum nachhaltigen Umgang mit Wasser und den davon abhängigen Ökosystemen. Sie definiert für die Oberflächengewässer und das Grundwasser anspruchsvolle Schutzziele und verpflichtet die Mitgliedsstaaten, in allen Gewässern innerhalb von 15 Jahren einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu erreichen. Sie umfasst den Schutz von Grundwasser, Oberflächengewässern und aquatischen Lebensgemeinschaften. Die Zielerreichung wird im Wesentlichen am Vorhandensein der gewässertypischen Tiere und Pflanzen, der chemischen Qualität, aber auch nach technischer Realisierbarkeit und wirtschaftlicher Verhältnismäßigkeit bemessen.

Zur Zielerreichung sind Bewirtschaftungspläne und zugehörige Maßnahmenprogramme in einem vorgegebenen Zeitrahmen aufzustellen. Die Pläne sollen unabhängig von Verwaltungsgrenzen für die Fläche zusammenhängender Flusseinzugsgebiete erarbeitet werden. Die Richtlinie fordert also eine ganzheitliche, systematische und einzugsgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung.

Die Umsetzung der EG-WRRL erfordert ein in hohem Maße integratives Herangehen und einen intensiven Dialog auf allen Ebenen. Die Einrichtung von Gebietskooperationen beispielsweise ist eine Möglichkeit, zusammen mit den interessierten Stellen und lokalen Wassernutzern über Wege und Maßnahmen zur Erreichung des geforderten guten Zustandes unserer Gewässer nachzudenken. In diesen regionalen Gebietskooperationen soll vor Ort in den einzelnen

Bearbeitungsgebieten auf der Basis der Bestandsaufnahmen die konkrete Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung für die Gewässer erfolgen.

Unstrittig ist: Die Wasserrahmenrichtlinie eröffnet auch für die bisherige Renaturierungspraxis neue Möglichkeiten, zeigt, wie es weitergehen soll mit der naturnahen Gewässergestaltung auf dem Weg zum guten Zustand. Mit ihren weit reichenden Vorgaben und ökologischen Anforderungen für die nachhaltige Bewirtschaftung europäischer Gewässerlandschaften wird sie für die Bemühungen und Aktivitäten zur Entwicklung und naturnahen Gestaltung unserer Gewässer eine zunehmend bedeutsame Rolle spielen und neue Akzente setzen.

Es wird dabei in der nächsten Zeit vor allem darauf ankommen, die Erfordernisse und Möglichkeiten, die sich durch die WRRL für den Gewässerschutz, gleichermaßen aber auch für den Naturschutz und die Landnutzung in den Auen und Einzugsgebieten ergeben, aktiv auszufüllen, um durch ein sinnvolles Miteinander die Ziele der Richtlinie zu erreichen. Dazu müssen bestehende Programme mit eben dieser Zielsetzung, wie z.B. das Fließgewässerprogramm mit seinen konzeptionellen Grundlagen und Umsetzungsmöglichkeiten genutzt werden.

2.3 Gemeinsame Ziele bei der Gewässerentwicklung: Das Zusammenwirken von Naturschutz und Wasserwirtschaft

Schutz, Pflege und Entwicklung von Fließgewässern und ihren Auen sind seit vielen Jahren gleichermaßen Aufgabe der Wasserwirtschaft wie auch des Naturschutzes auf allen behördlichen Ebenen. Die hohe Übereinstimmung der grundlegenden Ziele von Wasserwirtschaft und Naturschutz in der Renaturierungspraxis und in der „modernen“ Gewässerentwicklung, bei der die Gewässerauen mit einbezogen werden, ist offensichtlich. Der Erhalt und die Wiederherstellung einer gewässertypischen, natürlichen Abflussdynamik, die Entwicklung von naturnahen Strukturen an Fließgewässern und in ihren Auen oder der Schutz und die Verbesserung der Lebensbedingungen für die aquatische Fauna sind in den meisten Fällen auch die originären Ziele des Naturschutzes mit seinen wichtigsten Handlungsfeldern:

- Sicherung und Erhalt der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes
- Sicherung und Erhalt der Schutzgüter Boden, Wasser, Luft
- Sicherung und Erhalt wild lebender Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensräume
- Sicherung und Erhalt der Eigenart, Vielfalt und Schönheit von Natur und Landschaft.

Viele Ziele der vor allem seitens der Wasserwirtschaftsverwaltung durchgeführten Maßnahmen der Gewässerentwicklung und bestimmte Zielsetzungen des



Abb. 1: Die Entwicklung niedersächsischer Gewässerlandschaften: Gemeinsame Ziele von Wasserwirtschaft und Naturschutz

Naturschutzes sind daher häufig identisch. Beispiel hierfür ist die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit in Fließgewässern durch die Anlage von Sohlgleiten und / oder Umgehungsgerinnen sowie der Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen. Damit werden die Voraussetzungen für den Populationsaustausch aquatischer Organismen geschaffen sowie positive Auswirkungen z. B. auf die Gewässerstruktur erreicht – und aus Sicht des Naturschutzes ein entscheidender Beitrag für die Schaffung eines natürlichen Biotopverbundsystems geschaffen.

Auch zwischen den Regelungen der Wasserrahmenrichtlinie und den grundlegenden Belangen des Naturschutzes im Artenschutz, Biotopschutz, Prozessschutz, Ressourcen- und Ökosystemschutz bestehen zahlreiche Anknüpfungspunkte und Abhängigkeiten.

Folgende Beispiele mögen dies verdeutlichen:

Durch die gewässerbezogenen Zielbestimmungen der WRRL (Art. 4 Abs. 1) trägt die WRRL generell zur Verbesserung der Situation im Naturschutz bei, da der angestrebte gute ökologische und chemische Zustand auch Auswirkungen auf die Gewässer und die von ihnen abhängigen Ökosysteme als Lebensräume für Tiere und Pflanzen haben wird. Diese für die WRRL relevanten Arten und Lebensräume sind gleichzeitig auch Zielgegenstand des Naturschutzes.

Auch durch das Zusammenwirken von WRRL und den naturschutzrechtlich relevanten EU-Richtlinien (FFH- und Vogelschutzrichtlinie) bestehen Übereinstimmungen, Anknüpfungspunkte und Schnittstellen. Infolgedessen bieten sich vielfältige Möglichkeiten einer koordinierten und sich ergänzenden Vorgehensweise bei der Umsetzung dieser europarechtlichen Vorgaben an.

So müssen beispielsweise die Erfordernisse der FFH-RL bei der Entwicklung von Maßnahmenprogrammen der WRRL Beachtung finden; in die Zielsetzungen der FFH-RL eingeschlossen ist der Erhalt oder die Wiederherstellung der Vielzahl an Lebensräumen in oder an naturnahen Fließgewässern und ihren Auen. Die Natura-2000-Gebiete sind integraler Bestandteil der WRRL. Sie müssen in den Bewirtschaftungsplan für eine Flussgebietseinheit aufgenommen werden.

Damit soll sichergestellt werden, dass die integrierte Bewirtschaftungsplanung nach WRRL auch dazu beiträgt, die Ziele der FFH-RL und Vogelschutz-RL in diesen Gebieten zu erreichen. Für die benannten Gebiete müssen die Wassermenge und die Abflussdynamik und die sich daraus ergebende Wirkung auf das Grundwasser sowie der chemische Zustand des Wassers geeignet sein, den günstigen Erhaltungszustand der betroffenen wasserabhängigen Lebensraumtypen und Arten dauerhaft zu sichern.

Um dieses fachlich hinreichend beurteilen zu können, müssen die gewässerspezifischen und gebietsbezogenen Erhaltungsziele für wasserabhängige Lebensraumtypen und Arten in den benannten Natura 2000-Gebieten bekannt sein. Sie sind daher in einem ersten Schritt möglichst präzise herauszuarbeiten und darzustellen. Für jedes Natura 2000-Gebiet ist der aus seinen Erhaltungszielen resultierende „grund- und oberflächenwasserbezogene Bedarf“ wasserhaushalts- und wasserqualitätsbezogen konkret zu benennen. Aus diesem in den Erhaltungszielen mit Wasserbezug naturschutzfachlich formulierten „Bedarf“ sind die sich daraus ergebenden (wasserwirtschaftlichen) Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen in die Bewirtschaftungspläne und in die Managementpläne für Natura 2000-Gebiete aufzunehmen.

Diese spezifischen wasserbezogenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen zählen zu den „grundlegenden Maßnahmen“, die im Rahmen der Maßnahmenprogramme nach WRRL zu berücksichtigen und darzustellen sind. Sie müssen zwischen Naturschutz und Wasserwirtschaft intensiv abgestimmt und im Rahmen des Monitoring entsprechend fortlaufend überwacht werden.

Dies erfordert eine enge Abstimmung des WRRL-Monitorings in „wasserabhängigen“ Natura 2000-Gebieten mit dem Natura 2000-Gebietsmonitoring und eine frühzeitige Zusammenarbeit bei der Koordinierung der entsprechenden Überwachungsprogramme.

Durch das Zusammenwirken von Natura 2000 und WRRL ergeben sich in der Gesamtschau zahlreiche Synergieeffekte und Schnittstellen, die entsprechend der ausdrücklich geforderten integrierenden Herangehensweise bei der Umsetzung der europarechtlichen Vorgaben in niedersächsischen Gewässerlandschaften von Naturschutz und Wasserwirtschaft kreativ und konstruktiv genutzt werden sollen.

2.4 Gewässerentwicklung zwischen Anspruch und Wirklichkeit – bisherige Erfahrungen, fachliche Schwerpunkte und Folgerungen

Welche Erkenntnisse ergeben sich aus der Vielzahl der umgesetzten Maßnahmen zur naturnahen Gewässergestaltung und aus der tatsächlichen Situation im Renaturierungsalltag und in der Umsetzungspraxis? Welche fachlichen Anforderungen und Schwerpunkte an eine „erfolgreiche“ Gewässerentwicklung sind zu stellen?

Einen zusammenfassenden, aktuellen Überblick über die Ergebnisse aus 21 Renaturierungsprojekten in Norddeutschland vermittelte ein Forschungsprojekt der Hochschule für angewandte Wissenschaften (HAW) Hamburg (DICKHAUT 2006 – in diesem Heft). Dabei wurden anhand konkreter Renaturierungsbeispiele der Erfolg bewertet und auf dieser Basis Vorschläge und Planungsgrundsätze für die Fließgewässerrenaturierung erarbeitet.

Betrachtet man den derzeitigen Stand der Umsetzungspraxis an vielen Fließgewässern und die aus den verschiedensten Projekten der Gewässerrenaturierung gewonnenen Erfahrungen und Erkenntnisse (vgl. dazu auch die anderen Beiträge in diesem Heft), so lassen sich auch mit Blick auf die Zielvorgaben der WRRL einige grundlegende Aspekte zusammenfassen und noch einmal besonders herausstellen.

Gewässerrenaturierung und WRRL

Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern werden nicht erst seit In-Kraft-Treten der WRRL im Jahre 2000 geplant und umgesetzt. Bemühungen zur ökologischen Verbesserung und Entwicklung unserer Fließgewässer gab es lange vorher, sowohl behördlicherseits als auch auf der Verbandsebene. Beispiele hierfür sind die Renaturierungsprogramme vieler Bundesländer. Interdisziplinär besetzte Projektgruppen und Arbeitskreise haben bereits vor der Bildung von Gebietskooperationen in vielen Gebieten kooperiert und Planung und Umsetzung von Maßnahmen begleitet.

Festzuhalten ist: Die in diesem Rahmen bisher durchgeführten „klassischen“ Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern sind – je nach Ausrichtung, Umfang und Wirkung – Beiträge und Bausteine zur Umsetzung der WRRL auf dem Weg zum geforderten guten Zustand.

Gewässerrenaturierung erfordert Kooperation

Kooperation und Kommunikation zwischen der Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltung haben sich in den vergangenen Jahren auf nahezu allen Verwaltungsebenen erheblich verbessert. Dies ist sehr erfreulich. Die erforderliche Umsetzung einer gewässerschonenden und flächenverträglichen Landnutzung in den Talauen unserer Fließgewässer erfordert aber in zunehmendem Maße auch eine gute Kooperation mit der Landwirtschaft als Hauptflächenbewirtschaftler. Daher muss die interdisziplinäre Zusammenarbeit von Naturschutz und Wasserwirtschaft mit der Landwirtschaft zukünftig deutlich verstärkt werden.

Eine effiziente Umsetzung von Maßnahmen der Gewässer- und Auenentwicklung erfordert aber nicht nur eine enge Zusammenarbeit und Koordination der beteiligten Dienststellen und Institutionen auf allen Ebenen, sondern vor allem mit den Betroffenen und Beteiligten vor Ort. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung, um die oft auch gemeinsam erarbeiteten Ziele für die Gewässerentwicklung umsetzen zu können. Dass dies gelingen kann, zeigen die Beispiele der Zusammenarbeit



Abb. 2: Durch Kooperation zum Erfolg: Eine vertrauensvolle Zusammenarbeit ist eine entscheidende Voraussetzung, Ziele der Gewässerentwicklung zu erreichen.

bei der Erstellung der Gewässerentwicklungspläne in den gewässerbezogenen Arbeitskreisen, in denen die einzelnen AK-Mitglieder z.T. als betroffene Flächeneigentümer vertreten waren. Ob diese Form der Beteiligung auch in den Gebietskooperationen geleistet werden kann, bleibt allerdings abzuwarten.

Durchgängigkeit – ein Hauptziel der Gewässerrenaturierung?

Die inhaltlichen Schwerpunkte der landesweit umgesetzten Maßnahmen lagen bisher bei punktuellen baulichen Maßnahmen unmittelbar am Gewässerlauf und beschränkten sich im Wesentlichen auf die Beseitigung und Umgestaltung bestehender Sohlenbauwerke, wie Sohlenabstürze und Stauanlagen. Auch die derzeitige Renaturierungspraxis in Zeiten der WRRL dreht sich nahezu ausschließlich um die Bedeutung von Quer- und Sohlenbauwerken und deren Umgestaltung. Die bisherigen Erfahrungen zeigen: Nachhaltige Veränderungen und Verbesserungen der morphologischen Verhältnisse im Abflussprofil sowie der Ufer- und Sohlenstrukturen des Gewässerbettes spielen bis heute eine untergeordnete Rolle. Flächenbezogene Maßnahmen in den eigentlichen Talauen und Niederungen unserer Gewässer sind die Ausnahme.

Unstrittig ist, dass der barrierefreien Durchgängigkeit und Durchwanderbarkeit von Fließgewässern eine außerordentlich wichtige Bedeutung für die Vernetzung, Ausbreitung und Wiederansiedlung von Tierpopulationen in Fließgewässern zukommt. Ein wesentliches Ziel von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern ist daher folgerichtig die Beseitigung ökologischer Sperren im Gewässerlauf sowie die dauerhafte Wiederherstellung der aquatischen Passierbarkeit für die Gewässerfauna an bestehenden Wehr- und Stauanlagen.

Klar ist aber auch: So wichtig und richtig beispielsweise Maßnahmen zur Umgestaltung oder Beseitigung von Querbauwerken am Gewässerlauf mit dem Ziel der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit auch sind – Fließgewässerrenaturierung ist mehr als der Ersatz von Wehren und Sohlabstürzen durch den Bau von Sohlengleiten, Fischaufstiegsanlagen oder Umgehungsgerinnen, seien sie auch noch so naturnah gestaltet. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit ist ein Baustein und ein erster Schritt in der Palette der notwendigen Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung unserer Gewässer. Maßnahmen zum Abbau bestehender Wanderhindernisse im Gewässer müssen im Zusammenhang stehen mit weiteren Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der morphologischen Situation am Gewässerbett, beispielsweise zur Verbesserung der Sohlenstrukturen, damit wandernde Arten auch die Lebensbedingungen vorfinden, die sie v. a. zur Nahrungssuche und Fortpflanzung brauchen. Eine weitere entscheidende Voraussetzung für die Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit von Maßnahmen zur Wiederherstellung der

Durchgängigkeit – insbesondere an kleineren, künstlichen oder temporären Gewässern – ist das Vorhandensein einer entsprechenden Gewässerfauna, die am jeweiligen Standort auf derartige potenzielle Wanderbewegungen im Gewässersystem angewiesen ist.

Nach den bisherigen Erfahrungen werden diese Zusammenhänge nicht immer ausreichend berücksichtigt. So ist es fachlich nicht zufrieden stellend, wenn beispielsweise an einem laufverkürzten und vollständig staugeregelten (ehemaligen) Fließgewässer in den bestehenden Wehranlagen teure Fischaufstiegsanlagen eingebaut werden, ohne zunächst auch andere Möglichkeiten zur Wiederherstellung von Fließgewässerverhältnissen (Staulegungen oder -schleifungen, Laufverlängerung usw.) zu diskutieren oder die Stauhaltungen ernsthaft in Frage zu stellen. Die meisten der typischen wandernden Arten der Gewässerfauna – die eigentlichen Adressaten der kostenintensiven Bemühungen – leben, wandern und laichen aber in Fließgewässern. Wenn sich nun an den gegebenen Stauhaltungen nichts Grundlegendes ändert und Maßnahmen an Ufer und Sohle ausbleiben, laufen die eigentlichen Ziele einer Fließgewässerrenaturierung daher ins Leere.

Vor diesem Hintergrund ist es notwendig, dass neben den unbestritten problematischen lokalen Querbauwerken und Wanderhindernissen und den dabei erforderlichen punktuellen baulichen Maßnahmen auch andere grundlegende Probleme und Beeinträchtigungen an unseren Gewässern als gleichwertig erkannt werden, die es zu lösen gilt. Für eine effektive Renaturierungspraxis bedeutet dies eine Prioritätenverlagerung bei der Umsetzung von Maßnahmen – und zum Teil ein gewisses Maß an Umdenken in der "Behandlung" unserer Gewässer bei den Beteiligten und Betroffenen, die sich mit der eingeforderten ökologischen Verbesserung von Fließgewässern befassen und Renaturierungsprojekte planen und umsetzen.

Gewässerentwicklung heißt auch Auenentwicklung Die natürliche Funktionsfähigkeit der Aue wird geprägt



Abb. 3: Die Umgestaltung von Querbauwerken ist ein erster und wichtiger Schritt bei der naturnahen Entwicklung unserer Fließgewässer: Durch die Anlage geeigneter, d. h. den fachlichen Anforderungen genügender Umgehungsgerinne oder Sohlengleiten, wie hier an der Hache im Landkreis Diepholz, können Wander- und Ausbreitungshindernisse für die Gewässerfauna überwunden bzw. entschärft werden. Sinnvoll ist das aber letztlich nur, wenn wandernde Arten in den nun erreichbaren Gewässerstrecken auch geeignete Lebensbedingungen vorfinden.

durch den Rhythmus der Überflutungen und die damit einhergehenden Schwankungen des Grundwasserspiegels. Zwischen Talauen und Gewässern bestehen zahlreiche Wechselbeziehungen. Durch die Überflutungsdynamik in ehemals intakten Auenlandschaften entstanden die unterschiedlichsten Standorte, wie z.B. Altgewässer verschiedener Verlandungsstadien, temporäre Gewässer, Mulden, Flutrinnen, Terrassen, Sand- und Kiesflächen mit den daran angepassten auentypischen Lebensgemeinschaften (JÜRGING & PATT 2004).

Die Regeneration derartiger Auenlebensräume und die Wiederherstellung der natürlichen Abflussdynamik mit ihren Überflutungsräumen und ihren auentypischen Strukturen sind wesentliche Zielsetzungen der Gewässer- und Auenentwicklung. Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation unserer Gewässer und zur Wiederherstellung der natürlichen Flusssdynamik müssen daher den Auenbereich einbeziehen – nicht nur aus Naturschutzsicht, sondern auch vor dem Hintergrund der Anforderungen der WRRL. Bedeutsam gleichermaßen für die Auenentwicklung wie auch für den Hochwasserschutz ist die Erhöhung der Retentionsleistung in der Fläche durch Reaktivierung des natürlichen Überflutungsbereiches, d.h. die Bereitstellung von Flächen, die von kleineren, mittleren und größeren Hochwassern überflutet werden können.

Sinnvoll ist daher eine wesentlich stärkere auenbezogene Schwerpunktsetzung bei Vorhaben der Gewässerentwicklung und eine Bündelung und Abstimmung von integrierenden Programmen und Planungen des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft zur Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen in Auenlandschaften.

Abfluss und Dynamik

Die gestaltende Kraft des fließenden Wassers ist der wesentliche Impulsgeber für Entwicklungsprozesse in Fließgewässern. Strömung und Dynamik prägen in entscheidendem Maße den Charakter und das Gesicht unserer Gewässer- und Auenlandschaften. Dynamik in Gewässern bedeutet Veränderung und steten Wandel. Nur wenig ist beständig, vieles verändert und entwickelt sich – abhängig vom Gewässer – mehr oder weniger schnell.

Ein zentrales Element aller Bemühungen zur Verbesserung unserer Fließgewässer ist es daher, dem Gewässer diese Möglichkeit zur individuellen, eigendynamischen Entwicklung zu geben. Kernziele jeder Gewässerentwicklung sind das Zulassen und Fördern solcher dynamischer Prozesse. Sie schaffen vielerorts die Voraussetzungen dafür, dass gewässertypische Strukturen im Abflussprofil, z. B. Kiesbänke, Kolke, Flach- und Prallufer entstehen und sich entwickeln können. Die Förderung derartiger Strukturen, die Ausbildung naturnaher, vielgestaltiger Gewässerprofile mit ortstypischem Sohlensubstrat und charakteristischer Breiten- und Tiefenvarianz, ist ein zentrales Anliegen bei allen Maßnahmen der Gewässerentwicklung. Dabei werden viele Maßnahmen vor allem dann Erfolg haben, wenn

durch die Bereitstellung nicht (oder wenig) genutzter Flächen und der Beseitigung vorhandener Verbauungen dem Fließgewässer der notwendige Raum für seine Entwicklung zurückgegeben wird.

Es gibt zur Zeit allerdings nur wenige Projekte, die diese Zielsetzungen vorrangig verfolgen und bei denen Maßnahmen eingeleitet werden, die eine tatsächliche Änderung des Abflussgeschehens bewirken. Zu groß und unüberwindbar scheinen die bestehenden Restriktionen, zu unveränderlich sind offenbar die allermeisten Rahmen- und Randbedingungen – wie beispielsweise bei staugeregelten Fließgewässern (s. o.), zu unlösbar die Flächenbereitstellung.

Hier sind zukünftig deutlich stärkere Anstrengungen erforderlich, um die eigentlichen Ziele einer Gewässerentwicklung zu erreichen.

Gewässerentwicklung braucht Raum und Zeit

Gewässer brauchen Platz, der für ihre mehr oder weniger dynamische Entwicklung zur Verfügung stehen muss: Bei fast allen flächenhaft wirksamen Maßnahmen ist eine stärkere Einbeziehung der Auen und Gewässerseitenräume in die Gewässerentwicklung durch die Anlage ausreichend breiter Randstreifen, Flächenbereitstellung und / oder angepasste Nutzungsformen erforderlich.

„Erfolgreiche“ Projekte und Maßnahmen bestätigen diese (durchaus nicht neue) Erkenntnis in eindrucksvoller Weise: Durch Ausdeichungs- und Rückdeichungsmaßnahmen können die Voraussetzungen geschaffen werden für eine weitere eigendynamische Entwicklung der Flusslandschaft in einem Auenkorridor.

Die zu beobachtenden Entwicklungen in diesen Entwicklungskorridoren sind viel versprechend. Es sind die Strukturen entstanden, die für Auen typisch sind: Gewässer der unterschiedlichsten Verlandungsstadien, Flutmulden mit sich verändernden Ufern, temporäre Gewässer, Trocken- und Pionierstandorte, Röhrichte, Sukzessionsflächen – ein vielgestaltiges Mosaik der verschiedensten Lebensräume dicht beieinander und auf engem Raum wechselnd.

In neu geschaffenen Auenbereichen kommt es oftmals zu einer starken Sedimentation und Verlandung der angelegten Gewässer – ein natürlicher Vorgang



Abb. 4: Mit der Anlage ausreichend breiter und möglichst ungenutzter Gewässerrandbereiche werden Entwicklungskorridore geschaffen und eine naturnahe Gewässerentwicklung gefördert.

beispielsweise in den Auen stark geschiebeführender Flüsse. Dadurch unterliegen die ausgedehnten Gebiete einer ständigen morphodynamischen Veränderung.

Die Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle zeigen nahezu übereinstimmend: Gewässerentwicklung braucht auch Zeit und Geduld. Der Weg zum guten ökologischen Zustand beginnt mit kleinen Schritten; eine erfolgreiche Renaturierung ist ein lang andauernder Prozess. Gewässerbettbildende Prozesse, der Bewuchs mit Gehölzen, die Wiederbesiedlung mit typischen Pflanzen und Tieren – all dieses erfordert längere Zeit, in der sich die Entwicklung vom naturfernen, gestörten zu einem naturnäheren und ökologisch guten Zustand vollzieht (KERN 1994).

Ohne Strukturen kein Erfolg

Die Zusammenhänge zwischen Strukturausprägung und Entwicklung der Gewässerlebensgemeinschaften sind offenkundig: Leben im Gewässer braucht Strukturen, sauberes Wasser allein reicht nicht aus. Gewässerstruktur, Lebensraum und Lebensgemeinschaft sind unmittelbar miteinander verzahnt. Die Bedeutung von naturnahen, vielfältigen und gewässertypischen Gewässerbettstrukturen als Voraussetzung für eine (Wieder-)Besiedlung mit ortstypischen Arten und Lebensgemeinschaften wird durch viele Projekte belegt.

Insbesondere die herausragende Bedeutung der Gewässersohle – gewissermaßen die „Seele“ des Gewässers – ist bei vielen Renaturierungsprojekten an kleinen und großen Gewässern deutlich zu erkennen. Dabei wird immer klarer: Eines der Hauptprobleme der allermeisten Gewässer nicht nur in Niedersachsen ist die unnatürlich starke, oftmals irreversible Profileintiefung mit den bekannten Folgen. Hier sind verstärkte Anstrengungen erforderlich, um das Problem zu lösen und die Vorgaben der WRRL zu erfüllen. Dagegen zeigen viele Beispiele: Schon kleinere morphologische und strukturverbessernde Maßnahmen an Ufer und Sohle bewirken, mit wenig Aufwand und kostengünstig umgesetzt, durch Erhöhung von Breiten- und Tiefenvarianz positive Effekte für Strukturreichtum und Artenvielfalt.

Erinnert sei in diesem Zusammenhang auch an die positiven Auswirkungen von Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlenstrukturen wie z. B. das Einbringen von Kies oder Totholz – ein in unseren Bächen ehemals verbreitetes, heute aber weitgehend verschwundenes Strukturelement des natürlichen Gewässergrundes.

Solcherart morphologisch wirksame und kostengünstige Maßnahmen an Ufer und Sohle werden zwar vermehrt als wichtig und richtig erkannt und verstärkt umgesetzt, sind aber vielerorts immer noch deutlich unterrepräsentiert. Die Akzeptanz vor Ort ist aus Furcht vor „Verstopfungen“ und hohen Unterhaltungskosten oft gering. Entsprechende Maßnahmen müssen aber zukünftig im Vergleich mit anderen Renaturierungsbemühungen und als komplementäre Maßnahmen zur Schaffung der Durchgängigkeit stärker an Bedeutung gewinnen –

ansonsten verfehlen Umgestaltungen von Wanderhindernissen ihre Wirkung, weil es keinen lebenswerten Gewässergrund und keine geeigneten Laichhabitate gibt.

Weitere Anforderungen an strukturverbessernde Maßnahmen, durch viele Beispiele belegt und in vielen Fällen bewährt: Bei baulichen Maßnahmen, beispielsweise der Anlage von Flutrinnen oder Bachverlegungen hat es sich bewährt, durch behutsame gestalterische Vorprofilierungen dem neuen „Wasserkörper“ zumindest in groben Umrissen eine Form zu geben, und dann die Feingestaltung und Besiedlung dem Gewässer selbst bzw. seinen Kräften und der natürlichen Entwicklung zu überlassen.

Dabei sind Bepflanzungen oder Ansaaten i. d. R. nicht erforderlich, da sich durch Drift und andere Verbreitungsmechanismen – Saatmaterial ist oftmals im Boden vorhanden – Pionierpflanzen und Gehölze von selbst auf den neu entstandenen Rohbodenstandorten ansiedeln.

Gewässerentwicklung und Gewässerunterhaltung

Eine entscheidende Voraussetzung, Ziele der Gewässerentwicklung zu erreichen, ist die Realisierung einer naturschonend durchgeführten und bedarfsangepassten Gewässerunterhaltung.

Diese Voraussetzung ist oft nicht gegeben. Es wird in vielen Fällen noch so unterhalten, dass die gewünschten Gewässerentwicklungen nicht eintreten und sich v. a. die für das Gewässer so bedeutsamen Sohlenstrukturen nicht entwickeln können. Die Besiedlungen mit typischen Arten ist so nicht möglich und die Zielerreichung der WRRL gefährdet oder unwahrscheinlich.

Es ist ein elementares Anliegen, nicht nur bei Renaturierungsvorhaben, auch die Chancen zu nutzen, die sich aus einer entsprechend angepassten Gewässerunterhaltung für die naturnähere Entwicklung des Gewässers ergeben können. Das Zulassen von Entwicklungen, das Nichteingreifen, das bewusste Unterlassen sind ebenso elementare Bausteine für eine erfolgreiche Gewässerentwicklung wie das Entwickeln durch aktives Handeln und das Gestalten durch bauliche Maßnahmen.



Abb. 5: Als Leitbild oft beschrieben, als Ziel einer Gewässerentwicklung häufig formuliert – oftmals aber nicht erreichbar: ein naturnaher Zustand eines Geestgewässers in der Nordheide.

Mit der Novellierung der Wassergesetze auf Bundes- und Landesebene, nach dem die Unterhaltung eines Gewässers neben der Pflege auch seine Entwicklung umfasst und die Zielerreichung der WRRL nicht gefährden darf, sind nunmehr auch die rechtlichen Rahmenbedingungen für eine stärkere Berücksichtigung der Gewässerentwicklung gegeben.

Möglichkeiten zur Umsetzung einer naturschonenden und v. a. bedarfsorientierten Gewässerunterhaltung gibt es nachweislich an vielen Gewässern. Sie müssen aber konsequenter als bisher ausgeschöpft werden, nicht nur als oftmals kostengünstiger Beitrag für die angestrebte Gewässerentwicklung, sondern als grundlegende Voraussetzung für weitere Renaturierungsmaßnahmen. Zu nennen sind dabei zum Beispiel:

- Beschränkung der Unterhaltungsmaßnahmen auf die Beseitigung von Abflusshindernissen zur Sicherung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses bzw. Hochwasserabflusses
- Konsequentes Ausschöpfen aller Möglichkeiten für die Durchführung einer nach Art, Umfang und Geräteeinsatz weitgehend extensiven Gewässerunterhaltung im Sinne der Gewässerentwicklung
- Kenntnis der Abflussverhältnisse und der hydraulischen Gegebenheiten des jeweiligen Gewässers: Überprüfung / Ermittlung der vorhandenen hydraulischen Spielräume (Gehölz-, Aufwuchs-, Sohlentwicklungen usw.)
- Darstellung der hydraulischen „Toleranzen“, Möglichkeiten und Handlungsspielräume für die naturnahe Gewässerentwicklung
- Sammeln von Erfahrungen an geeigneten Modellstrecken z. B. an hydraulisch unproblematischen Gewässerabschnitten durch schrittweises Vorgehen.

Weiterhin problematisch: Sand- und Sedimenteinträge

Für den Fließgewässerschutz nach wie vor problematisch und trotz verschiedener Ansätze bisher nicht zufriedenstellend gelöst sind die unverändert hohen Stoff- und Sedimenteinträge in die Gewässer. Nach jedem stärkeren Regenschauer und nach Hochwässern kann man es alljährlich überall beobachten: Tiefe Erosionsrinnen, flächenhafte Bodenabschwemmungen unterhalb von Ackerflächen und vor allem eine z. T. extreme Trübung vieler größerer und kleinerer Fließgewässer zeugen von den großen Mengen feinstofflicher Materialien, die aus einem landwirtschaftlich geprägten Umland in unsere Bäche und Flüsse eingetragen und verfrachtet werden.

Fast alle Fließgewässer in Norddeutschland weisen mittlerweile eine unnatürlich hohe Fracht an feinst- bzw. feinkörnigem Geschiebe auf: Ist es in den Geest- und Heidegebieten im nördlichen Niedersachsen überwiegend Sand mit den daran gebundenen Nähr- und Schadstoffpartikeln, so bilden in den großen Lössgebieten des mittleren und südlichen Niedersachsens v. a. die eher feinstofflichen schluffigen Bestandteile der (fruchtbaren) Bodenkrume den Hauptteil der erosiven Einschwemmungen in die Fließgewässer.

Diese durch Niederschläge verursachten Oberflächenabschwemmungen und stofflichen Einträge in die Gewässer sind fast ausschließlich anthropogenen Ursprungs. Ursache erhöhter Einträge sind fast immer Oberflächenabschwemmungen durch Niederschläge und großflächige Stoffausträge aus der Landwirtschaft. Der aus der Fläche abgetragene und mobilisierte Boden geht nicht nur als irreversibler Stoffverlust einer späteren Nutzung der Flächen unweigerlich verloren, sondern schädigt in erheblichem Umfang und Ausmaß die Lebensgemeinschaften unserer Fließgewässer. Dies ist seit langem bekannt und durch viele Untersuchungen belegt.

Betrachtet man die Bemühungen im Fließgewässerschutz in den letzten Jahren, so wird deutlich: Es gibt bisher nur sehr wenige Projekte, die sich vorrangig mit dieser Zielsetzung befassen, die maßnahmen- und umsetzungsorientiert die Möglichkeiten zur Verringerung dieser Einträge verfolgen oder bei denen konsequent entsprechende Maßnahmen umgesetzt werden (ALTMÜLLER 2006). Wenn es nicht gelingt, wirkungsvolle Maßnahmen zur deutlichen Verminderung der Stoffeinträge am Gewässer, in der Talau und im Einzugsgebiet gezielt zu planen und umzusetzen, sind viele Renaturierungsbemühungen oft uneffektiv und verlaufen buchstäblich „im Sande“.

Hier müssen zukünftig in erheblich stärkerem Maße als bisher Anstrengungen zur Lösung dieser Problematik unternommen werden. Die Notwendigkeit, für das Gewässer, seine Aue und das entsprechende Einzugsgebiet wirksame und geeignete Maßnahmen zur nachhaltigen Reduzierung feinstofflicher Einträge zu ergreifen, muss als ein elementares Handlungsfeld Thema jeder Gebietskooperation sein und zu den wesentlichen Zielsetzungen bei Gewässerentwicklungsplanungen gehören.

Öffentlichkeitsbeteiligung und Kosten

Viele umgesetzte und von interdisziplinären Arbeitsgruppen begleitete Renaturierungsprojekte zeigen: Erforderlich ist eine positive und möglichst professionelle „Vermarktung“ der erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen durch eine fundierte und transparente Projektinformation – idealerweise von der Planung bis zur Umsetzung. Dies erfordert eine stärkere Öffentlichkeitsarbeit und -beteiligung – von der WRRL nicht nur



Abb. 6: Weiterhin problematisch für viele Fließgewässer Norddeutschlands: unnatürlich hohe Sand- und Sedimentfrachten, die die natürlichen Sohlenstrukturen nahezu vollständig überdecken können.

erwünscht, sondern ausdrücklich gefordert. Auch die anfallenden Kosten für Maßnahmen der Gewässerentwicklung und die notwendigen Begleituntersuchungen müssen transparenter dargestellt und begründet werden. Notwendig ist in vielen Fällen auch eine bessere Erläuterung der Kosten-Nutzen-Relationen. Erforderlich ist sicher auch eine verstärkte finanzielle Kontrolle von Maßnahmen.

3 Erfolgskontrollen – zwischen Erkenntnisgewinn und Monitoringverpflichtung

3.1 Renaturierung und der Lerneffekt

Waren in den ersten Jahren der Renaturierungspraxis auf Bundes- und Landesebene grundlegende ökologische Begleituntersuchungen bei den meisten der durchgeführten Projekte eher die Ausnahme, so sind in der jüngeren Vergangenheit im Anschluss an die Maßnahmenumsetzung eine Reihe von umfangreichen Untersuchungen zur Erfolgskontrolle an den verschiedensten Gewässerläufen durchgeführt worden. Beispiele hierfür sind Begleituntersuchungen zu den möglichen Auswirkungen baulicher Umgestaltungen auf die gerinnemorphologische Entwicklung oder auf die Besiedelung mit bioindikatorisch bedeutsamen Tiergruppen bzw. den verschiedensten Lebensgemeinschaften. Auch die biozönotischen Auswirkungen reduzierter Gewässerunterhaltungsmaßnahmen – in der Vergangenheit an verschiedenen norddeutschen Gewässern praktiziert – waren und sind immer noch Gegenstand diverser wissenschaftlicher Begleituntersuchungen.

Einer breiteren Öffentlichkeit bekannt sind darüber hinaus die Ergebnisse von „Befischungskontrollen“ zur Wirksamkeit von Fischaufstiegsanlagen, Umgehungsgerinnen oder Sohlgleiten, die im Zusammenhang mit Wiederansiedlungsprojekten z. B. von Lachs und Meerforelle zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit an vielen Gewässern angelegt wurden.

Demnach ist heutzutage aufgrund der durch die Umsetzung von Maßnahmen der Fließgewässerrenaturierung gesammelten Erfahrungen auf Landes- und Bundesebene allgemein von einem recht hohen Kenntnisstand über Wirksamkeit, Eignung und Einsatzmöglichkeiten der verschiedensten Renaturierungsmaßnahmen und -strategien auszugehen. Dieses Wissen ist derzeit allerdings immer noch sehr unterschiedlich ausgeprägt. Während beispielsweise Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen im Zusammenhang mit der Umgestaltung von Wehr- und Stauanlagen vielerorts durchgeführt worden sind und demzufolge der Wissenstand zu baulichen Anforderungen und Gestaltungsmerkmalen relativ hoch ist, gilt dies weniger für die erheblich komplexeren Entwicklungen beispielsweise auf dem Gewässerrandstreifen oder in der Aue.

Erfolgskontrollen sollen in erster Linie darüber Auskunft geben, ob die umgesetzten Maßnahmen das erwartete Ergebnis gebracht haben und ob dadurch die angestrebte Wirkung und Funktionsfähigkeit z. B. für bestimmte Fließgewässerorganismen tatsächlich eintritt – oder eben nicht. Begleituntersuchungen im klassischen Sinn sollen darüber hinaus auch zu neuen, weiterführenden Erkenntnissen verhelfen, aus denen sich ggf. konkrete Empfehlungen für die Eignung und Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen nachvollziehbar

ableiten lassen. Aus fachlicher Sicht ist diese Steigerung des Lerneffektes, der Erkenntnisgewinn, der eigentliche „Motor“ für die Durchführung von Untersuchungen zur Erfolgskontrolle.

Dies ist eine wesentliche Zielsetzung für die Durchführung von Untersuchungen zur Erfolgskontrolle. Entsprechend motivierte Begleituntersuchungen, die durch ihre Fragestellungen und spezifischen Ziele der Steigerung des Erkenntnisgewinns bei der Fließgewässerrenaturierung dienen, sollten sich daher auf ausgewählte Fälle beschränken, aus denen wirklich Wissenswertes gewonnen werden kann. Sie sollten aber grundsätzlich nicht einem zwingendem Automatismus unterliegen, der umfangreiche Kontrolluntersuchungen im Anschluss an Renaturierungsmaßnahmen generell und immer einfordert.

3.2 Erfolgskontrollen und Monitoring nach WRRL

In Zeiten der WRRL bekommen Erfolgskontrollen aber noch eine weitere aktuelle Bedeutung: Sie müssen durch ihre Methoden und Ergebnisse bei der Beantwortung der Frage helfen, welchen Beitrag die umgesetzte und untersuchte Maßnahme zur Erfüllung der Vorgaben und Anforderungen der WRRL geleistet hat.

Es gilt daher: Auswahl, Planung und Durchführung entsprechender Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle müssen methodisch und inhaltlich mit den aktuellen Anforderungen und Vorgaben der WRRL verknüpft werden. Neue Begleituntersuchungen im Rahmen von Renaturierungsprojekten sollten daher stärker ausgerichtet sein am Bedarf und den zu betrachtenden Qualitätskomponenten nach WRRL, und hinsichtlich der Aussagequalitäten als ein Baustein im Monitoringprogramm der WRRL verwendet werden können.

Dieses erweist sich als nicht ganz einfach: Hinsichtlich der anzuwendenden Erfassungs- und Untersuchungsmethoden und der möglichen Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten nach WRRL herrscht z. B. auf nationaler und internationaler Ebene immer noch keine endgültige Klarheit. Bestehende nationale Erfassungs- und Bewertungsverfahren führen zum Teil noch zu unterschiedlichen Ergebnissen; eine Vergleichbarkeit ist nicht immer sichergestellt und allgemein schwierig. Verschiedene Verfahren befinden sich derzeit noch in der Entwicklung und Erprobung.

Klärungsbedarf besteht nach wie vor auch in der Abstimmung der Monitoringprogramme nach WRRL und FFH-RL – ungeachtet der in der WRRL ausdrücklich geforderten integrativen Herangehensweise bei der Umsetzung der beiden europarechtlichen Vorgaben. Am Beispiel der Fischfauna zeigt sich, dass in der praktischen Durchführung große Schwierigkeiten bestehen, das Vorgehen beim Monitoring nach WRRL und FFH-RL zu harmonisieren und kompatibel zu gestalten.

Eine wichtige Grundlage für Erfolgskontrollen und die Bewertung der Gewässerentwicklung ist eine fundierte und möglichst detaillierte, gewässerbezogene Leitbilderarbeitung. Angesichts verarmter Biozöten und schwieriger Referenzsituationen an vielen Gewässern ist dies allerdings in der Praxis für die nach der WRRL erforderliche Bewertung nicht immer einfach.

3.3 Folgerungen – wozu Erfolgskontrollen?

Aus den Ergebnissen vieler Erfolgskontrolluntersuchungen lassen sich zusammengefasst folgende Erkenntnisse

noch einmal herausstellen:

■ Erfolgskontrollen sind sinnvoll für den Nachweis der ökologischen Effizienz von bestimmten Umgestaltungsmaßnahmen und stellen damit auch ein wesentliches Kontrollinstrument für den effektiven Einsatz von Fördermitteln dar.

■ Zur Beurteilung von Erfolg oder Misserfolg bestimmter umgesetzter Maßnahmen wird man auch weiterhin auf nachvollziehbare v.a. tierökologische Untersuchungen kaum verzichten können. Voraussetzung ist aber in jedem Fall die zielorientierte Auswahl der am besten geeigneten Tiergruppen, Erfassungs- und Untersuchungsmethoden.

■ Umfang, Intensität und damit auch die Aussagekraft und die Qualität von Begleituntersuchungen im „Fahrwasser“ von Umgestaltungsmaßnahmen sind immer noch sehr unterschiedlich – und hängen in erster Linie ab von den Zielen und Fragestellungen zu Maßnahmenbeginn. Das bedeutet: Erfolgskontrollen müssen stärker zielgerichtet konzipiert werden und auf die Beantwortung bestimmter Fragen ausgerichtet sein – sonst wird ihre Aussagekraft verwässert. Kriterien für die Maßnahmenumsetzung und den „Erfolg“ einer Maßnahme müssen daher eindeutig und nachvollziehbar sein.

■ Eine fachlich sinnvolle, nach dem aktuellen Stand des Wissens durchgeführte Renaturierungsplanung und deren sachgerechte Ausführung vorausgesetzt, ist die Durchführung von Erfolgskontrollen zur Steigerung des Lerneffektes bei Renaturierungsmaßnahmen insbesondere sinnvoll

- wenn zu einer speziellen Maßnahme oder einem Fragenkomplex keine oder nur unzureichende Erfahrungen vorliegen und der mögliche Erkenntnisgewinn hoch sein dürfte,
- wenn konkrete und auch anwendbare Übertragbarkeiten der Ergebnisse zu erwarten sind,
- wenn es sich bei der geplanten oder umgesetzten Maßnahme um ein Vorhaben handelt, das in dieser Form neu ist, evtl. noch nirgendwo durchgeführt worden ist und damit "innovativen Charakter" hat,
- bei besonderen Fragen des Artenschutzes, z. B. Wiederansiedlungsmaßnahmen oder Ausbreitungs- und Besiedlungsphänomene in bestimmten Gewässerstrecken o. ä.

4 Fazit und Ausblick

Die in den zurückliegenden Jahren umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen auf Bundes- und Landesebene haben insgesamt zu erkennbaren ökologischen Verbesserungen an unseren Fließgewässern geführt und dazu beigetragen, dass die Zusammenarbeit zwischen der Naturschutz- und Wasserwirtschaftsverwaltung auf fast allen Ebenen spürbar besser geworden ist. Das gilt auch für die Fließgewässerrenaturierung in Niedersachsen: Im Rahmen des Niedersächsischen Fließgewässerprogramms sind landesweit zahlreiche Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung geplant, gefördert und umgesetzt worden. Das Ergebnis in Kurzform: Vieles wurde erreicht und auf den Weg gebracht. Mancher Bach ist naturnah umgestaltet, manche Verbauung und Verrohrung für immer beseitigt. Barrieren – nicht nur im Gewässer, auch in den Köpfen – wurden abgebaut.

Es bleibt aber immer noch eine Menge zu tun. Nach wie vor gibt es große Probleme an unseren Fließgewässern. Der Weg zum geforderten guten ökologischen

Zustand ist bei vielen Gewässern schwierig und lang. Fehlende Strukturen und Abflusssdynamik, Stoff- und Sedimenteinträge, Sandfrachten, Gewässerunterhaltung – viele Probleme unserer Bäche und Flüsse sind keinesfalls gelöst, sondern bestenfalls als Problem erkannt. Dies ist ein erster Schritt. Mit dem Bau von Sohlengleiten und Fischaufstiegsanlagen ist es nicht getan, wenn sich oberhalb und unterhalb, links und rechts des umgestalteten Bauwerkes nichts ändert und wandernde Arten keine ausreichenden Lebensbedingungen vorfinden. Aber es gibt auch erste Lösungsansätze, beispielsweise zur Sandfracht-Problematik: Durch den konsequenten Einbau von Sandfängen, wie an der Lutter, sind große Erfolge bei der Sanierung des Gewässergrundes zu erzielen. Bei anderen Projekten wird in Kooperation mit der Landwirtschaft versucht, die Eintragspfade im Einzugsgebiet zu ermitteln und in Erosionskarten darzustellen, um dann entsprechende Maßnahmen zur Verringerung der Einträge ergreifen zu können.

Mit Inkrafttreten der WRRL und ihren verbindlichen inhaltlichen und zeitlichen Vorgaben werden – so ist zu hoffen – solcherart Bemühungen zur ökologischen Verbesserung unserer Gewässer deutlich an Fahrt gewinnen. Es werden aber auch neue Akzente gesetzt: Bei den Maßnahmen, bei den Umsetzungsprioritäten und insbesondere bei den Anforderungen an Monitoring und Untersuchungsparameter.

Gerade bei der Fließgewässerrenaturierung und -entwicklung aber gilt es, sorgsam darauf zu achten, dass wir das Rad nicht immer wieder neu erfinden, sondern auf Bewährtes bauen. Vieles, was auf diesem Gebiete in den vergangenen Jahren angelaufen ist und umgesetzt wurde, geht auch in Zeiten der WRRL in die richtige Richtung und hilft, die Ziele der guten ökologischen Zustände an unseren Gewässern zu erreichen.

Die Renaturierung und Entwicklung von Fließgewässern ist eine umfassende gesellschaftliche Aufgabe. Es wird angesichts der noch bestehenden Probleme weiterer großer Anstrengungen bedürfen, um eine nachhaltige ökologische Verbesserung unserer Fließgewässerlandschaften zu erreichen. Dies wird neben den entsprechenden Mitteln auch viel Fachwissen erfordern.

Dabei haben die in den vergangenen Jahren gesammelten Erfahrungen bei der Maßnahmenumsetzung und die durchgeführten Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle bereits zu vielen fachlichen Erkenntnissen geführt, die sehr hilfreich sind. Was an unseren Gewässern getan werden muss, damit sich die ökologische Situation verbessert, ist in vielen Fällen bekannt – allerdings müssen die erforderlichen Maßnahmen auch „erfolgreich“ das Gewässer erreichen.

Deswegen wird man auch weiterhin auf Aktivitäten zur naturnahen Entwicklung an unseren Fließgewässern und Renaturierungsmaßnahmen in größerem und kleinerem Umfang, wie sie vielerorts bereits umgesetzt wurden, mit entsprechenden zielgerichteten und sorgsam ausgewählten Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle auch in Zeiten der WRRL nicht verzichten können – unabhängig von Qualitätskomponenten, Monitoringprogrammen und Berichtspflichten. Was wir dazu auf jeden Fall auch weiterhin dringend benötigen, ist das Engagement und den Einsatz von Menschen vor Ort, die sich im Rahmen ihrer Möglichkeiten für die Gewässerentwicklung einsetzen.

5 Zusammenfassung

Die in den zurückliegenden Jahren umgesetzten Renaturierungsprojekte auf Bundes- und Landesebene haben zu erkennbaren ökologischen Verbesserungen an unseren Fließgewässern geführt. So sind beispielsweise in Niedersachsen im Rahmen des Niedersächsischen Fließgewässerprogramms landesweit zahlreiche Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung geplant, gefördert und umgesetzt worden. Die inhaltlichen Schwerpunkte der landesweit umgesetzten Maßnahmen lagen bisher vornehmlich bei punktuellen baulichen Maßnahmen unmittelbar am Gewässerlauf. Vorgehensweise und Zusammenarbeit bei der Programmumsetzung und die von gewässerbezogenen Arbeitskreisen begleitete Erarbeitung von Gewässerentwicklungsplänen haben sich insgesamt sehr bewährt und dazu beigetragen, dass sich die Kooperation und Kommunikation zwischen der Naturschutz- und Wasserwirtschaftsverwaltung auf fast allen Ebenen deutlich verbessert hat.

Der derzeitige Umsetzungsstand von Maßnahmen des Fließgewässerprogramms und die aus der jahrelangen Renaturierungspraxis durch die Maßnahmenumsetzung und die Durchführung von Untersuchungen zur Erfolgskontrolle gewonnenen Erfahrungen und Erkenntnisse werden beschrieben und vor dem Hintergrund der EG-WRRL diskutiert. Es wird aufgezeigt, dass die bisherige Umsetzung von Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung und die bisherigen Renaturierungsbemühungen dazu beitragen, die Ziele der WRRL und die geforderten guten Zustände zu erreichen.

Insgesamt ist aber auch deutlich geworden, dass sich zukünftige Maßnahmenswerpunkte angesichts der nach wie vor bestehenden großen Probleme an unseren Fließgewässern nicht mehr nur auf die Umgestaltung von Querbauwerken beschränken dürfen, sondern verstärkt andere gravierende Belastungsfaktoren an den Gewässern „ins Visier“ nehmen müssen, wie z.B. strukturelle Defizite in Gewässer und Aue, unnatürliche Stoff- und Sedimenteinträge oder intensive Gewässerunterhaltung.

Die in den vergangenen Jahren gesammelten Erfahrungen und die durchgeführten Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle haben dabei zu vielen fachlichen Erkenntnissen geführt, die dabei helfen. Die entsprechenden fachlichen Anforderungen und Zielsetzungen sowie Umsetzungsmöglichkeiten für erfolgreiche Gewässerentwicklungen werden ebenso erörtert wie die grundlegenden Anforderungen an die Durchführung gezielter Erfolgskontrollen vor dem Hintergrund der Vorgaben der WRRL. Es wird großer Anstrengungen bedürfen, um eine nachhaltige ökologische Verbesserung unserer Fließgewässerlandschaften und den geforderten guten ökologischen Zustand zu erreichen. Mit Inkrafttreten der WRRL und ihren verbindlichen inhaltlichen und zeitlichen Vorgaben werden aber – so ist zu hoffen – Bemühungen zur ökologischen Verbesserung unserer Gewässer deutlich an Fahrt gewinnen.

Durch das Zusammenwirken von Wasserwirtschaft und Naturschutz, insbesondere bei der Umsetzung von Natura 2000 und WRRL und die hohe Übereinstimmung der jeweiligen grundlegenden Ziele in der Gewässerentwicklung und bei der Renaturierungspraxis ergeben sich zahlreiche Anknüpfungspunkte und Schnittstellen, die bei unseren Bemühungen zur ökologischen Verbesserung und Entwicklung niedersächsischer Gewässerlandschaften genutzt werden sollen.

6 Literaturhinweise

- ALTMÜLLER, R. (2006): Zur Reduzierung von unnatürlichen Feinsediment-Frachten in Fließgewässern – Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojekts. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 26, in Vorber.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (1999): Gewässerentwicklungsplanung – Begriffe, Ziele, Systematik, Inhalte. – DVWK-Schriften 126, Bonn.
- Dickhaut, W. (2006): Erfahrungen zu Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen – Ergebnisse eines BMBF-Projektes. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 26, Nr. 2 (2/06): 87-90.
- DICKHAUT, W., A. SCHWARK & K. FRANKE (2006): Fließgewässerrenaturierung heute – auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojektes, ISBN 3-8334-4968-3.
- GERHARD, M & M. REICH (2001): Totholz in Fließgewässern – Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. – GFG & WBW (Hrsg.).
- JÜRGING, P. & H. PATT (2004): Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. – Springer Verlag.
- KORN, N., B. JESSEL, B. HASCH & R. MÜHLINGHAUS (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie – Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 27, Bonn-Bad Godesberg.
- LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) (2003): Erreichbare Ziele in der Gewässerentwicklung. – Mainz.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (2006): Gewässerentwicklung – Ziele und Strategien. – 17 S. (unveröffentlicht).
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (Hrsg.) (2003): Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen – Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. – Bd. 1, Düsseldorf.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLO) (Hrsg.) (1996): Beiträge zum Fließgewässerschutz. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 16, Nr. 5 (5/96): 170-247.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2006): Monitoringkonzept Oberflächengewässer Niedersachsen/Bremen – Teil A: Fließgewässer und stehende Gewässer. – Hannover (unveröffentlicht).
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1992, Hrsg.): Das Niedersächsische Fließgewässerprogramm. – Hannover.
- RASPER, M., P. SELLHEIM & B. STEINHARDT (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem – Grundlagen für ein Schutzprogramm. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H. 25 (1-4), Hannover.
- SELLHEIM, P. (1996): Hinweise für die Erstellung eines Gewässerentwicklungsplanes (GEPI) – Gliederung und Leistungsverzeichnis. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 16, Nr. 5 (5/96): 198-201.
- SELLHEIM, P. (2006): Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen – Erfahrungen, Anforderungen und Methoden. – *Mitt. der NNA*, H. 1/2006: 17-20.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. – UBA-Texte 02/04, ISSN 0722-186X.

Der Autor



Peter Sellheim, Jahrgang 1958, Dipl. Biologe, seit 1988 an der niedersächsischen Fachbehörde für Naturschutz tätig und schwerpunktmäßig befasst mit Fragen der Fließgewässer- und Auenentwicklung in Niedersachsen. Mitarbeit bei der Erarbeitung des Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems und Mitwirkung in Fachgremien der LAWa und des DWA. Arbeitsschwerpunkte im NLWKN sind die fachliche Begleitung von Maßnahmen der naturnahen Gewässergestaltung im Rahmen des Fließgewässerprogramms sowie Beiträge des Naturschutzes bei der Umsetzung der EG-WRRL.

Erfahrungen zu Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen – Ergebnisse eines BMBF-Projektes

von Wolfgang Dickhaut

Inhalt

- 1 Vorbemerkung
- 2 Struktur, Methoden und Zielsetzung des Projektes
- 3 Zentrale Ergebnisse
- 3.1 Anforderungen – strukturell und finanziell
- 3.2 Inhaltlich-fachliche Anforderungen
- 4 Fazit – Erfolgskontrolle und Monitoring
- 5 Zusammenfassung
- 6 Literatur

1 Vorbemerkung

Die folgenden Ausführungen sind eine kurze Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse und Ergebnisse eines von 2003-2005 durchgeführten BMBF-Projektes, die im Rahmen eines Seminars zu „Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen“ am 28.09.05 bei der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) in Schneverdingen vorgestellt und diskutiert worden sind.

Die näheren Einzelheiten und detaillierten Ergebnisse des Projektes können auf der Internetseite „www.fliessgewaesser-renaturierung.de“ nachgelesen werden.

2 Struktur, Methoden und Zielsetzung des Projektes

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) ist mittlerweile in deutsches Recht überführt, die Bestandsaufnahme ist abgeschlossen. Die Anforderungen der WRRL erfordern ein Umdenken in der Wasserwirtschaft und die Entwicklung der Fließgewässer hin zu einem „guten ökologischen Zustand“. Hierfür definiert die WRRL eindeutige Kriterien.

Auch in der Vergangenheit durchgeführte Renaturierungsprojekte sollten einen Beitrag zur ökologischen Verbesserung des Fließgewässersystems leisten. Die ökonomische Effizienz und die ökologische Wirksamkeit ist in Fachkreisen jedoch umstritten.

Das BMBF-Forschungsprojekt „Fließgewässerrenaturierung heute“ hat an konkreten Renaturierungsprojekten den Erfolg bewertet und hieraus Vorschläge für eine gute fachliche Praxis abgeleitet. Untersucht wurden 21 kleinere und mittelgroße Fließgewässer in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Hamburg, Nordrhein-Westfalen und Hessen (Tab.1). Neben eigenen Untersuchungen an 3 Gewässern (A-Projekte) wurden Daten von vorhandenen Erfolgskontrollen zusammengetragen und Experteninterviews mit Verantwortlichen der Projekte geführt.

In die Forschung sind Planungsbüros und Behörden direkt eingebunden, weiterhin ein forschungsbegleitender Arbeitskreis. Im April 2005 wurde ein Expertenworkshop mit 20 Fachleuten veranstaltet, im Juni 2005 ein Fachseminar für die Fachöffentlichkeit.

Tab.1: Betrachtete Fließgewässerrenaturierungsprojekte

Schleswig-Holstein	Beste Buckener Au Dreckau Pinnau Schmalfelder Au (A-Projekt) Wedeler Au (A-Projekt)
Niedersachsen	Este Fuhse Goldbeck Ilmenau Ise Wörpe Wümmen
Hessen	Arxbach Birkigsbach Josbach Rosbach (A-Projekt)
Mecklenburg-Vorpommern	Recknitz Trebel
Hamburg	Wandse
Nordrhein-Westfalen	Sieg

Auf Basis der Erkenntnisse werden aktuelle Planungsgrundsätze für die Fließgewässerrenaturierung erarbeitet. Besonders herausgehoben werden dabei die positiven Beispiele und Erfolge einzelner Projekte (best-practice). Ziel ist die Beeinflussung der Richtlinien der Bundesländer und damit der nach WRRL bis 2009 aufzustellenden Bewirtschaftungspläne und der Planungs- und Baupraxis.

Tab. 2 : Beteiligte des Projektes

Laufzeit	Dezember 2003 bis Dezember 2005
Beteiligte im Projektteam	HAW-Hamburg: Prof Dr. Ing. Wolfgang Dickhaut (Leitung) Dipl.-Ing. André Schwark Dipl.-Ing. Karin Franke (1/05-6/05) Dipl.-Ing. Marc Asmussen (bis 12/04) Bezirksamt Wandsbek, Hamburg: Dr. Ludwig Tent Planula, Hamburg: Diplom-Biologe Michael Dembinski KLS-Gewässerschutz, Hamburg: Dr. Jürgen Spieker NaturProfil, Friedberg: Diplom Biologin Kristin Herber Romy Wiesmann
BMBF-Förderkennzeichen:	1703203

3 Zentrale Ergebnisse

Die zentralen Ergebnisse des Forschungsprojektes lassen sich in 10 bestimmten Anforderungen zusammenfassen, die an künftige Projekte gestellt werden müssen. Sie werden an dieser Stelle in aller Kürze dargestellt. Für nähere Ausführungen und Beispiele wird auf den

Forschungsbericht verwiesen. Folgende Vorbemerkungen erscheinen hierfür wichtig:

■ Nach einer ersten Bestandsaufnahme ist der von der WRRL geforderte „gute ökologische Zustand“ in den meisten Gewässern Deutschlands nicht erreicht. Hier kommen fachlich anspruchsvolle und mit hohen Kosten verbundene Aufgaben auf die Wasserwirtschaft und den Naturschutz zu.

■ In der Praxis gibt es einige Renaturierungsprojekte, aus denen Erfahrungen über Planungsverfahren, Instrumente oder konkrete Maßnahmen abgeleitet werden können, die auch ökologisch positive Wirkungen aufweisen (best-practice-Projekte).

■ Das nach der WRRL vorgesehene Vorgehen mit Bestandsaufnahme, klar abgeleiteten Zielvorgaben (Leitbilder), Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen, Öffentlichkeitsarbeit und Monitoring jeweils gekoppelt mit klaren Zeitvorgaben ist grundsätzlich geeignet, den „guten Zustand“ der Gewässer erreichbar zu machen.

■ Sollen aber die nach WRRL vorgegebenen Ziele des „guten Zustandes“ bis 2015 flächendeckend erreicht werden, so ist bereits heute erkennbar, dass die derzeit veranschlagten Mittel nicht ausreichen werden.

3.1 Anforderungen – strukturell und finanziell

■ Anforderung 1: Finanzielle Grundlagen zur Erreichung der WRRL verbessern

Es müssen mehr öffentliche Mittel auf die Erreichung der Zielvorgaben der WRRL konzentriert werden. Synergismen mit anderen Richtlinien und Programmen müssen verstärkt genutzt werden. Neben Naturschutzprogrammen und landwirtschaftlichen Programmen erscheint auch eine Konzentration der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen auf die Fließgewässer notwendig. Die EU-Förderprogramme müssen noch umfangreicher genutzt werden. Der Gesamt-Kostenrahmen muss überschläglich erfasst und der Öffentlichkeit vermittelt werden.

■ Anforderung 2: Zuständigkeitsgrenzen überwinden, Handeln sofort beginnen

Erfolgreiche Renaturierungsprojekte weisen i. d. R. eine Struktur auf, bei der die Zuständigkeitsgrenzen von Wasserwirtschaft, Naturschutz, Landwirtschaft und Siedlungswesen sowie Verwaltungsgrenzen überwunden sind und es zu einer kooperativen – zuweilen auch kontroversen – Zusammenarbeit gekommen ist. Solche Strukturen sind nach WRRL gefordert und müssen in den Einzugsgebieten umgesetzt werden. Wichtig ist, dass ein professionelles Planungsmanagement mit entsprechenden Kenntnissen und finanziellen Rahmen etabliert wird. Existierende Erkenntnisse aus Best-Practice-Projekten müssen umgesetzt werden.

■ **Anforderung 3: Öffentlichkeitsarbeit stärken**
Die Öffentlichkeitsbeteiligung ist ein eigenes Ziel der WRRL. Für die Akzeptanz besonders weitreichender Projekte ist dieser Aspekt zentral wichtig. Es ist deshalb zu fordern, dass eine an professionellen Maßstäben orientierte Information und Beteiligung eingeführt wird.

■ Anforderung 4: Erfolgskontrollen von Projekten einführen, Methoden des WRRL-Monitorings optimieren

Das Monitoring der Fließgewässerentwicklung ist

Aufgabe der WRRL. Die Methoden hierzu erscheinen derzeit noch nicht praxisreif, hier ist noch einige Abstimmung in den Fachgremien und besonders eine Übertragung in die Gutachterpraxis zu leisten. Die Methoden sollten in eine Richtung optimiert werden, dass sie möglichst aussagekräftig und doch einfach und kostengünstig in der Anwendung sind. Die Verfahren sind so fortzuentwickeln, dass auch leichte und/oder regional beschränkte Verbesserungen des ökologischen Zustandes abgebildet werden können.

Erfolgskontrollen von Einzelmaßnahmen werden durch die Einführung des Monitoring nach WRRL nicht überflüssig, wenn man künftig mehr über (Miss-)Erfolg der Projekte lernen will. Diese sind als Bestandteil der Projekte in die Finanzierung einzubauen. Wichtig ist auch eine ausgeprägtere finanzielle Kontrolle.

3.2 Inhaltlich-fachliche Anforderungen

■ Anforderung 5: Leitbildorientierung konsequent einführen

Die zukünftigen Renaturierungsprojekte müssen sich konsequenter als bisher an den vorgegebenen – auf die Gewässerlandschaften bezogenen – Leitbildern orientieren. Aufgabe ist es, fließgewässerbezogene konkrete Ziele hieraus abzuleiten und auch Abweichungen vom Leitbild zu begründen. Die fachlichen Grundlagen hierzu (Beschreibung der Leitbilder, Referenzgewässer) müssen in einigen Gewässerlandschaften / Bundesländern verbessert werden.

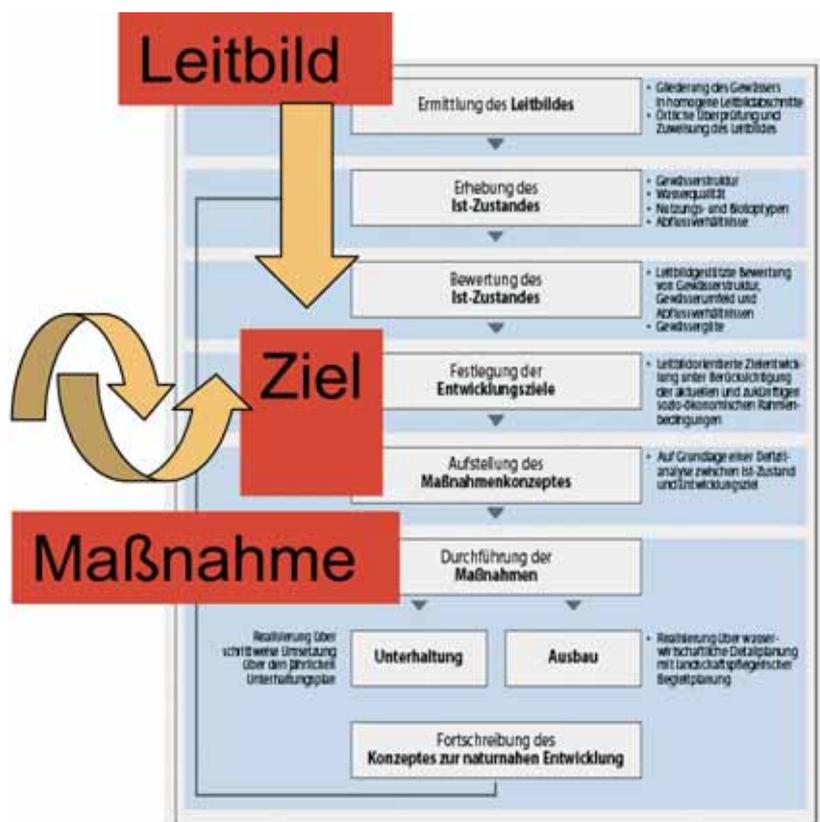


Abb. 1: Der Leitbildbezug in der Gewässerentwicklung (Quelle: MUNLV NRW 2003 (ergänzt))

■ Anforderung 6: Zulassung, Initiierung und Nutzung der Eigendynamik als Planungsprinzip einführen

Die Zulassung, Initiierung und Nutzung der Eigendynamik ist als Planungsprinzip einzuführen oder weiterhin beizubehalten, der „Bau“ von renaturierten Strecken sollte die Ausnahme bilden (z. B. Umgehungsgerinne).

In Norddeutschland müssen verstärkt Maßnahmen zur Initiierung der Eigendynamik angewandt werden. In diesem Zusammenhang sollte stärker mit dem Einsatz von Totholz experimentiert werden.

■ **Anforderung 7: Randstreifen konsequent ausweisen und Auenbezug stärken**

Die zukünftigen Maßnahmen der Renaturierungsprojekte müssen sich neben der Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit besonders auf das Anlegen eines breiten Uferrandstreifens und auch auf die weitergehende Einbeziehung der Aue konzentrieren.

Neben der Verstärkung des Ankaufs von Flächen sind hier zuerst kooperative Instrumente (z. B. Information, Zahlungen) bei der Umsetzung des gesetzlichen Mindeststandards einzusetzen. Sollten diese Instrumente keinen Erfolg zeigen, erscheinen auch ordnungsrechtliche Instrumente angemessen.



Abb. 2: Strömunglenker am Goldbeck



Abb.3: Versandete Sohle der Pinnau in Schleswig-Holstein

■ **Anforderung 8: Sedimenteintrag reduzieren**

Der unnatürlich hohe Sedimenteintrag in Fließgewässer stellt ökologisch eine Situation dar, die die Ziele der WRRL unerreichbar erscheinen lässt. Deshalb muss konsequent an der Lösung dieses Problems gearbeitet werden. Neben Maßnahmen am Gewässer ist besonders das landwirtschaftliche und das siedlungsbezogene Einzugsgebiet in die Ausarbeitung von Maßnahmen einzubeziehen.

■ **Anforderung 9: Eintiefung der Gewässer bekämpfen**

Die unnatürliche Eintiefung der Gewässer ist oft ein Hauptproblem bei der leitbildorientierten Renaturierung. In diesem Bereich besteht ein Mangel an erfolgreichen Projekten/Beispielen, deshalb sollten hier in den



Abb. 4: Ise beim Emmer Leu im Mittellauf 1989/1994/2000

nächsten Jahren verstärkt Modellprojekte konzipiert werden, anhand derer Erfahrungen mit Maßnahmen gesammelt werden können.

■ **Anforderung 10: Unterhaltung reduzieren**

Die Gewässerunterhaltung ist konsequent auf das notwendige Minimum zu reduzieren. Die notwendigen Maßnahmen sind in regelmäßigen Gewässerbegehungen gemeinsam festzulegen. Auch die rechtlichen Fragen sind auf Basis der neuen Landeswassergesetze neu zu prüfen. Es ist mehr Mut für ein Prinzip „Ausprobieren – Beobachten – ggf. Reparieren“ einzufordern. Das Thema Unterhaltung sollte ein zentrales Element jedes Bewirtschaftungsplanes sein und Ziele und Maßnahmen

der Unterhaltung differenziert für unterschiedliche Gewässerabschnitte so konkret wie möglich festzuschreiben.

4 Fazit – Erfolgskontrolle und Monitoring

Als Fazit der Erfahrung aus der Projektevaluation kann festgestellt werden, dass es sehr wenige systematische und langjährige Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen gibt. Viele Erfolgskontrollen sind fachlich und räumlich nur sehr punktuell. Projektverantwortliche beurteilen Maßnahmen häufig augenscheinlich als ökologisch positiv, die Erfolgskontrollen z.B. der faunistischen Zusammensetzung bestätigen diesen Eindruck nicht immer. Eine augenscheinliche Einschätzung beschränkt sich auf die Biotopstruktur und kann i.d.R. nicht auf andere Güteindikatoren übertragen werden.

Zur Feststellung der ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen sind deshalb Vorher-Nachher-Untersuchungen zumindest der Fischfauna, des Makrozoobenthos und der Vegetation unumgänglich. Die „Datenlage heute“ liefert hierfür i. d. R. keine ausreichende Grundlage.

Die WRRL fordert eine Überwachung des ökologischen und chemischen Zustandes, hier werden u. a. die o. g. Parameter abgefordert. Anforderungen an diese Überwachung werden derzeit in Fachgremien (z. B. LAWA) erarbeitet, europäische Leitfäden existieren.

Als derzeit absehbare Problemstellungen für die Umsetzung der WRRL hinsichtlich des Monitorings können benannt werden:

- **Fachlich, z. B.**
 - Auswahl der Überwachungsstellen
 - Auswahl der Qualitätskomponenten und Methoden
 - Überwachungsfrequenz.
- **Institutionell, z. B.**
 - Wer soll es leisten ?
- **Ökonomisch**
 - Wie viel wird es kosten ? Wo kommt das Geld her ?

Die Vermutung liegt derzeit nahe, dass es eine ausreichende Datengrundlage für die Bewertung von Maßnahmen besonders auch an kleinen Fließgewässern aus Kostengründen auch durch die Überwachung nach WRRL nicht geben wird.

Als Konsequenz kann deshalb gelten, dass die Methoden in eine Richtung optimiert werden müssen, dass sie möglichst aussagekräftig und doch einfach und kostengünstig in der Anwendung sind. Unabhängig von dem geplanten Monitoring nach WRRL müssen bei der Durchführung von Maßnahmen Mittel für Vorher-Nachher-Untersuchungen eingeplant werden.

Letztlich bleiben die zusammenfassenden Aussagen:

- Es gibt viele Erfahrungen und gute Projekte, aber auch zahlreiche neue Aufgaben und Herausforderungen.
- Nur mit Erfolgskontrollen verbessern wir unseren Kenntnisstand und helfen so, ökologisch erfolgreiche und ökonomisch vertretbare Projekte zu entwickeln.

5 Zusammenfassung

Im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes „Fließgewässerrenaturierung heute“ wurden bei 21 konkreten Renaturierungsprojekten an Fließgewässern Norddeutschlands Daten von vorhandenen Erfolgskontrollen zusammengetragen und der Erfolg der durchgeführten

Projekte bewertet und erörtert. Als Fazit der Erfahrung aus dieser Projektevaluation ist u.a. festzustellen, dass es insgesamt sehr wenige systematische und langjährige Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen gibt.

Aus den Ergebnissen und Erkenntnissen wurden aktuelle Planungsgrundsätze und Vorschläge für die gute fachliche Praxis der Fließgewässerrenaturierung erarbeitet. Als zentrales Ergebnis des Forschungsprojektes werden bestimmte strukturelle und inhaltlich-fachliche Anforderungen diskutiert, die an Planung und Umsetzung künftiger erfolgreicher Projekte bei der Gewässerrenaturierung gestellt werden müssen.

6 Literatur

- BERG, R. (2004): Wasserwirtschaftliche und ökologische Auswirkungen unterlassener Unterhaltung an Fließgewässern – Untersuchung an der Wörpe (Nds.). – Diplomarbeit HAW-Hamburg, Hamburg.
- BIRNBACHER, O., H. BRUNKEN & M. HEIN (2004): Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fische und Rundmäuler der Wörpe. – Im Auftrag der Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg im Fachbereich Bauingenieurwesen, Hochschule Bremen, Fachbereich 7 – Technische und Angewandte Biologie, Bremen.
- BORGGRÄFE, K. & O. KÖLSCH (1997): Naturschutz in der Kulturlandschaft – Revitalisierung in der Ise-Niederung. – SchrR. Angewandte Landschaftsökologie, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Heft 36, Bonn-Bad Godesberg.
- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. – ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef.
- DICKHAUT, W., A. SCHWARK & K. FRANKE (2006): Fließgewässerrenaturierung heute, auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojektes, ISBN 3-8334-4968-3.
- KLS - KONZEPTE, LÖSUNGEN, SANIERUNGEN IM GEWÄSSERSCHUTZ (2005): Untersuchungen zur Renaturierung der Wedeler Au. – Im Auftrag der Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg im Fachbereich Bauingenieurwesen. Hamburg.
- LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) (2003): Erreichbare Ziele in der Gewässerentwicklung. – Mainz.
- MADSEN, B. & L. TENT (2000): Lebendige Bäche und Flüsse – Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. – Hrsg.: Edmund Siemers-Stiftung, Hamburg.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) NRW (Hrsg.) (2003): Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen – Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. – Bd. 1, Düsseldorf.
- NATURPROFIL (2005): Untersuchungen zur Renaturierung des Rosbaches. – Im Auftrag der Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg im Fachbereich Bauingenieurwesen, Hamburg.
- PLANULA - PLANUNGSBÜRO FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (2005): Untersuchungen zur Renaturierung der Schmalfelder Au. – Im Auftrag der Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg im Fachbereich Bauingenieurwesen, Hamburg.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypen Deutschlands – Steckbriefe der Bach-, Fluss- und Stromtypen und Begleittext. – Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Der Autor



Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Dickhaut, Studium Bauingenieurwesen mit Vertiefung Siedlungswasserwirtschaft, Umwelt- und Raumplanung und Wasserbau an der TU-Darmstadt 1989, Promotion an der TU-Darmstadt 1996, wasserbauliche Planungen zwischen 1990 und 2000 in Planungsbüros, seit 1998 Professor für Umweltplanung an der HafenCity Universität Hamburg (HCU) – Department Bauingenieurwesen.

Eigendynamische Gewässerentwicklung – ein kosteneffizienter Maßnahmentyp zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen

von Michael Buschmann

Inhalt

- 1 Ausgangssituation
- 2 Prioritäre Kulisse für den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerentwicklung“ in Niedersachsen
- 3 Umsetzung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“
 - 3.1 Methoden zur Initiierung der eigendynamischen Gewässerentwicklung
 - 3.2 Initialmaßnahmen
 - 3.3 Dokumentationsbeispiele aus dem Berg- und Hügelland
- 4 Begriffsbestimmung und Einschätzung der rechtlichen Rahmenbedingungen
- 5 Erprobung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“ im Rahmen der laufenden Modellvorhaben zur Umsetzung der EG-WRRL in Niedersachsen
- 6 Zusammenfassende Empfehlungen für die Nutzung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“ zur Umsetzung der EG-WRRL in Niedersachsen
- 7 Zusammenfassung
- 8 Literatur

1 Ausgangssituation

Zur Erreichung des Ziels „guter ökologischer Gewässerzustand“ bzw. „gutes ökologisches Potenzial“ sind erhebliche Anstrengungen und finanzielle Mittel erforderlich. Die in den zurückliegenden 20 Jahren verfolgten Strategien und Maßnahmen zur Verbesserung der Fließgewässerqualität, in erster Linie bestehend aus Reinhaltspolitik (Beseitigung von Punktquellen durch den Bau von Kläranlagen) und Renaturierungsmaßnahmen (Rückbau von Ausbaumaßnahmen, Optimierung und Rückbau von Querbauwerken) haben ohne Zweifel in der Vergangenheit zu sichtbaren Erfolgen geführt. Möglicherweise sind sie aber für die Erreichung der Ziele im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zukünftig nicht ausreichend. Dies trifft insbesondere auf die finanzielle Ausstattung erforderlicher Maßnahmen in Zeiten knapper Kassen zu.

Die Kosten für diese Sanierungsmaßnahmen sind immens. Seriöse Berechnungen dazu sind gegenwärtig nicht verfügbar. Gleichwohl existieren Schätzungen in einzelnen Bundesländern, die eine Vorstellung davon vermitteln, wie hoch der finanzielle Aufwand für die Umsetzung der Ziele der EG-WRRL ist. Bundesweit werden die Kosten auf bis zu 17 Mrd. Euro geschätzt (GRÜNEBAUM et al. 2003, BECKEREIT 2002).

Neben den auch in der Zukunft erforderlichen umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen kommt den deutlich kostengünstigeren Entwicklungsmaßnahmen, die im Zuge der regulären Gewässerunterhaltung

durchgeführt werden, zunehmend große Bedeutung zu. Die Duldung von strukturellen Verbesserungen im Zuge der Unterhaltung macht es allerdings unerlässlich, vielerorts die bislang praktizierten Unterhaltungsgrundsätze neu zu definieren. Die rechtlichen Rahmenbedingungen lassen diesbezüglich einen ausreichenden Ermessensspielraum zu, der ja auch schon heute von vielen Unterhaltungsträgern in positiver wie auch negativer Hinsicht ausgeschöpft wird.

Die eigendynamische Gewässerentwicklung geht über die Ziele der traditionellen Gewässerunterhaltung hinaus. So geht es nicht ausschließlich darum, die Gewässer möglichst Natur schonend zu unterhalten, sondern vielmehr wird das Ziel verfolgt, insbesondere Sohl- und Uferstrukturen in morphologischer Hinsicht dauerhaft zu verbessern und diese entsprechend dem jeweiligen gewässertypologischen Leitbild zu entwickeln. Zur Umsetzung dieses Zieles bedarf es Raum und Zeit.

Im UBA-Handbuch „Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der WRRL“ wird für den Belastungsbereich 5 „Morphologische Veränderungen“ als ein Maßnahmentyp die „standortgemäße, eigendynamische Entwicklung des Gewässerverlaufs durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung“ angeführt (vgl. UBA 2004).

Es wird vorgeschlagen, den beschriebenen Maßnahmenansatz als eigenständigen Maßnahmentyp mit der Bezeichnung „eigendynamische Gewässerentwicklung“ zunächst in die in Niedersachsen üblichen Unterhaltungspläne und Gewässerentwicklungspläne (GEPL) und zum gegebenen Zeitpunkt in die Bewirtschaftungspläne gemäß WRRL zu übernehmen. Dafür ist eine systematische Herangehensweise und eine methodische Unterstützung zur Identifizierung der für den Maßnahmentyp geeigneten Gewässerabschnitte erforderlich. Nachfolgend werden diesbezüglich geeignete methodische Vorschläge skizziert.

2 Prioritäre Kulisse für den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerentwicklung“ in Niedersachsen

Die Wirkung des Maßnahmentyps wird maßgeblich von den naturräumlichen Rahmenbedingungen und den vor Ort vorgefundenen Restriktionen bestimmt. Naturräumlich lassen sich in Niedersachsen die Großlandschaften des Tieflandes und des südniedersächsischen Berglandes unterscheiden. Diese Großlandschaften bestimmen u.a. die Typologie der Gewässer.

Für den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerentwicklung“ weniger geeignet sind die lehm- und tongeprägten Gewässer der Börden und Marschen mit ihren kohäsiven Sedimenten im Uferbereich. Sie zeichnen sich durch eine nur träge laterale Entwicklung aus. Die

kies- und sandgeprägten Bäche und Flüsse des Tieflandes hingegen zeigen eine ausgeprägte Gewässerbett-dynamik mit einer beständigen lateralen und zumeist talwärts gerichteten Verlagerung.

Schnelle und weit reichende Gerinneverlagerungen zeigen auch die schotter- und kiesgeprägten Gewässer des Weser-Leine-Berglandes und des Harzes. Die Begrenzung der Laufentwicklung ist hier zumeist durch die angrenzenden Talhänge gegeben.

Besonders im Tiefland begrenzen verschiedene Einschränkungen die Möglichkeiten der eigendynamischen Gewässerentwicklung. Ausschlaggebend sind neben der häufig dichten Besiedlung die Vorflutverhältnisse innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Letzteres trifft insbesondere auf die landwirtschaftliche Nutzung innerhalb der Börden zu. In den Mittelgebirgslagen hingegen ist der Nutzungsdruck auf die Fließgewässer in der Regel nicht so ausgeprägt wie innerhalb der Tieflandstrecken. Hier sind es zumeist die gewässerparallel verlaufenden Verkehrsstrassen und Versorgungsleitungen, die eine laterale Gewässerentwicklung einschränken.

Aus den oben beschriebenen Rahmenbedingungen resultiert der folgende Vorschlag für die Eignung der niedersächsischen Gewässerlandschaften im Hinblick auf den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerentwicklung“:

1. Priorität: ¹⁾ Gewässer des südniedersächsischen Berglandes einschließlich Harz
2. Priorität: Kies- und sandgeprägte Bäche und Flüsse des Tieflandes
3. Priorität: Sonstige Gewässer.

3 Umsetzung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“

Es wird vorgeschlagen, zunächst die in der Regel vorhandenen Daten der Strukturkartierungen auszuwerten. Suchräume sind Gewässerabschnitte mit den Strukturklassen 3 (mäßig verändert) bis einschließlich 6 (stark verändert). Dabei wird davon ausgegangen, dass bei den Abschnitten mit den Strukturklassen 1 bis 2 kein Handlungsbedarf besteht und Abschnitte mit der Strukturklasse 7 massiv verbaut sind, so dass hier der Maßnahmentyp eigendynamische Gewässerentwicklung nicht zum gewünschten Erfolg führen kann.

Die Entwicklungsmöglichkeiten der ermittelten Gewässerabschnitte müssen in einem weiteren Arbeitsschritt auch hier anhand der langfristig unveränderbaren Restriktionen überprüft werden. Zusätzlich ist der Ausbaugrad des Gewässers zu betrachten.

Sofern eine Vor-Ort-Kartierung vorliegt, führt ein möglicher Weg zur Ermittlung des Ausbaugrades über die Auswertung der im Zuge der Strukturkartierung erhobenen Datensätze. Hier kann beispielsweise (auf 100m-Abschnitte bezogen) der Sohl- und Uferverbau abgefragt werden. Ein theoretisches Verfahren, das den Geländeeindruck vor Ort nicht ersetzen kann (und ggf. mit den Kartierfehlern der Vergangenheit und mit den möglicherweise zwischenzeitlich vorgenommenen Veränderungen am Gewässer „leben“ muss).

¹⁾ Die hier vorgenommene Prioritätensetzung ist nicht zu verwechseln mit der Charakterisierung der landesweit ausgewählten Fließgewässer des Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems, in dem für die einzelnen Naturräumlichen Regionen Niedersachsens Hauptgewässer 1. und 2. Priorität unterschieden werden, die vorrangig geschützt und entwickelt werden sollen.

Die alternative Vorgehensweise ist die Begehung des Gewässers durch eine Person mit fachlichem Hintergrundwissen. In diesem Fall agiert die Person weniger als Kartierer vordefinierter Gewässerzustände, sondern als Interpretierer bestimmter Merkmalsausprägungen, die in der Zusammenschau mit der Kenntnis über unveränderbare Restriktionen entlang des Gewässers zu einer Beurteilung der Entwicklungsfähigkeit der betrachteten Gewässerabschnitte führen. Die Entwicklungsfähigkeit eines Gewässerabschnittes definiert sich somit maßgeblich über den Ausbaugrad, der auch als Regenerationswiderstand bezeichnet werden kann und über die Flächenverfügbarkeit. Ergänzend werden zur Beurteilung der Entwicklungsfähigkeit weitere Merkmale und Gewässerausprägungen erhoben. Dazu zählt beispielsweise das Vorhandensein von Querbauwerken oder bestehende Hinweise zur Seiten- und Tiefenerosion, die im Zuge der üblichen Gewässerbegehung zu erfassen sind (vgl. CHARRIER et al 2003, BUSCHMANN & FRÖHLICH in Vorbereitung).

3.1 Methoden zur Initiierung der eigendynamischen Gewässerentwicklung

Grundvoraussetzung für die Initiierung eigendynamischer Entwicklungsprozesse, die auf einen guten hydro-morphologischen Zustand der Gewässerbetten abzielen, ist eine geänderte Unterhaltungspraxis. Damit ist die Abkehr von der aktiven vorsorgenden Unterhaltung hin zu einer **beobachtenden Unterhaltung** außerhalb der bebauten Siedlungsbereiche gemeint. Innerhalb der Siedlungsstrecken hat die aktive vorsorgende Unterhaltung weiterhin ihre Berechtigung. Die Duldung von strukturellen Verbesserungen im Zuge der Unterhaltung macht es somit unerlässlich, vielerorts die bislang praktizierten Unterhaltungsgrundsätze neu zu definieren. Ohne eine geänderte Unterhaltungspraxis ist eine naturnahe Gewässerentwicklung nicht realisierbar. Wenn die Unterhaltungsaktivitäten ausbleiben, verändert sich das morphologische Erscheinungsbild der Fließgewässer in absehbaren Zeiträumen. Die ablaufenden morphologischen Prozesse werden unten kurz skizziert. Der Zeitraum, innerhalb dessen sich relevante Veränderungen abspielen, steht in Abhängigkeit von Naturraum, Ausbaugrad und sonstigen örtlichen Rahmenbedingungen.

„Die eigendynamische Gewässerentwicklung ist ein wesentlicher Baustein des naturnahen Wasserbaus. Die formende Kraft des Wassers wird dabei genutzt, um gewässertypische Strukturen zu entwickeln. Ziel der eigendynamischen Fließgewässerentwicklung ist es, anthropogen geprägte Fließgewässer wieder näher an den potenziell natürlichen Gewässerzustand des jeweiligen Naturraumes heranzuführen. Damit wird zugleich ein Beitrag zur ökologischen Aufwertung der Gewässer und gewässerbegleitenden Auen geleistet“ (PATT & STÄDTLER 2000).

Besonders wirksam ist der beschriebene Prozess bei kleinen und mittleren, so genannten bettbildenden Hochwasserereignissen zu beobachten. In Folge der Ereignisse entstehen an zahlreichen Gewässerabschnitten die oben erwähnten gewässertypischen Sohl- und Uferstrukturen in Form von Uferabbrüchen, Kolken und Kiesbänken. Vergleichbare Strukturen wie innerhalb des Gerinnes können sich nach Abfließen der Hochwasserwelle auch in den Auen einstellen. Diese strukturbildenden Prozesse sind vor allen Dingen an den

Ausbaustrecken der Gewässer zu beobachten, während die wenigen naturraumtypischen Leitbildabschnitte in der Regel kaum Veränderungen in Folge der Hochwässer aufweisen. Dieser Sachverhalt entspricht den Gesetzmäßigkeiten der Gewässerbettbildung und der Laufentwicklung in Abhängigkeit von u. a. Gefälle, Talform, Feststofftransport und Transportvermögen der Strömung.

Exkurs: Phasen der Gewässerbettrestrukturierung

Die überwiegende Zahl der Ausbauabschnitte befindet sich in der Regel im Ungleichgewicht und strebt dem zu Folge das ihnen eigene Gleichgewicht an. Der Störung in Folge des Gewässerausbaus folgen mehrere Entwicklungsphasen, die ohne intensive Unterhaltung den nachfolgend skizzierten Verlauf nehmen können:

Die ausgebauten Gewässer verfügen zumeist über ein großes hydraulisches Leistungsvermögen und bei größerer Wasserführung über einen Überschuss an Strömungsenergie. Derartige Gewässer tiefen sich bevorzugt ein, da die angreifenden Strömungskräfte an der Gewässersohle am größten sind (Phase der Sohlerosion). Haben die Eintiefungen ein gewisses Maß erreicht, brechen meist die Ufer nach, so dass Feststoffe in das ausgebaute Profil gelangen. Nach Erreichen einer kritischen Uferhöhe (materialabhängig) kann es durch die Massenrutschungen der Ufer zu Betaufweitungen kommen (Destabilisierungsphase und Betaufweitung). Im weiteren Verlauf kann sich auf dem zuvor eingetieften Sohlniveau ein neues Gewässerbett regenerieren. *„Bei fortschreitender Erosion von weiter oberhalb gelegenen Strecken kommt es in geschiebeführenden Gewässern durch Sedimentablagerungen im nun aufgeweiteten Bett zu allmählicher Anhebung der Sohle; zugleich landen die mittlerweile flacher geneigten mittleren Böschungsflächen auf und begünstigen eine erneute Gehölzentwicklung; im oberen Böschungsbereich kann es zu weiteren Rutschungen und Betaufweitungen kommen; im Bett bilden sich Bänke, zwischen denen die Hauptströmung pendelt (Restrukturierung); beginnende Entwicklung von Auenstandorten im aufgeweiteten Gerinnebett als Sekundäraue“* (KERN 1998).

3.2 Initialmaßnahmen

Zur Beschleunigung der eigendynamischen Gewässerentwicklung und des damit verbundenen Restrukturierungsprozesses werden seit geraumer Zeit so genannte Initialmaßnahmen propagiert und durchgeführt. Dazu gehört beispielsweise die partielle Entnahme von Uferbefestigungen ebenso wie der Einbau von Totholz und Strömungskernen. Derartige Maßnahmen sind im hier verstandenen Sinne Bestandteile des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“. Zur Bedeutung und zur gezielten Anwendung von Initialmaßnahmen sei an dieser Stelle auf die zu dem Thema vorliegende Literatur verwiesen (vgl. u.a. KERN 1994, OTTO 1996, DVWK 1997, GERHARD & REICH 2001).

3.3 Dokumentationsbeispiele aus dem Berg- und Hügelland

Die nachfolgenden Dokumentationsbeispiele sollen Zielrichtung und Wirkung des Maßnahmentyps

„eigendynamische Gewässerentwicklung“ – als Resultat beobachtender Unterhaltung – verdeutlichen. Sie geben erste Hinweise über den Zeitraum, der benötigt wird, um nennenswerte Veränderungen der Gewässerstruktur in Richtung mehr Naturnähe bzw. in Richtung Leitbild herbeizuführen. Die Abbildungen zeigen in der Regel keine abgeschlossenen Restrukturierungszustände sondern Zwischenphasen laufender Bettbildungsprozesse. Es handelt sich um gewässerbezogene Einzelsituationen, die primär von den örtlichen Rahmenbedingungen bestimmt werden und somit nicht eins zu eins auf andere Gewässer übertragbar sind.

Dokumentationsbeispiele „Kleiner und Großer Taluebach im Grundgebirge“ (Hochsauerlandkreis)



Abb. 1: Beginnende eigendynamische Gewässerbettrestrukturierung am Beispiel der Leisse (Hochsauerland), (rote Linie = ehemalige Uferlinie des Ausbauprofils)

Abb. 1 zeigt die Leisse (Kleiner Taluebach) ohne nennenswerte Sohlerosion. Durch beginnenden lateralen Abtrag wird die ehemals gestreckte Uferlinie aufgebrochen und das Gewässer beginnt innerhalb des schmalen Sohlentales leicht zu pendeln. Bei weiterer Entwicklung (ohne Gewässerunterhaltung) stellt sich die naturraumtypische, kleinräumig geschwungene Linienführung des Gewässers ein. Am linken Ufer sind Relikte der ehemaligen Uferbefestigungen in Form von Weidenfaschinen erkennbar. Die für die gezeigte Entwicklung benötigte Zeitspanne ist nicht bekannt.



Abb. 2: Fortgeschrittene eigendynamische Gewässerbettrestrukturierung am Beispiel der Namenlosen (Hochsauerland), (rote Linien = ehemalige Uferlinien des Ausbauprofils)

Abb. 2 zeigt am Beispiel der Namenlosen (Kleiner Tal-
auebach) die fortgeschrittene eigendynamische Gewäs-
serbettrestrukturierung. Deutlich erkennbar ist der pen-
delnde Verlauf in einem Erosionsgerinne, welches sich
noch nicht im Gleichgewicht befindet. Bei fortschreiten-
der Entwicklung haben sich bereits naturraumtypische
Sohl- und Uferstrukturen eingestellt. Die durch Viehtritt
begünstigte Entwicklung vom Ausbauzustand bis zum
Ist-Zustand dauerte etwa 15 Jahre.



Abb. 3: Nahezu abgeschlossene eigendynamische Gewässerbett-
restrukturierung am Beispiel des Schlehbornbaches (Hochsauer-
land), (rote Linie = ehemalige Uferlinie des Ausbauprofils)

Abb. 3 zeigt am Beispiel der Schlehbornbaches (Kleiner
Talauebach) die nahezu abgeschlossene eigendynami-
sche Gewässerbettrestrukturierung. Deutlich erkennbar
ist ein flaches und vergleichsweise breites Gewässerpro-
fil mit geschwungenem Verlauf. Die Erlenreihe bzw. die
rote Linie markieren den ehemaligen linken Gewässer-
rand.

Dokumentationsbeispiel „Kleiner Talauebach im Löss- hügelland“ (Lipper Bergland)



Abb. 4: Fortgeschrittene eigendynamische Gewässerbettrestrukturierung am Beispiel der Glimke (Lipper Bergland), (rote Linie = ehemalige Uferlinie des Ausbauprofils)

Abb. 4 zeigt am Beispiel der Glimke (Kleiner Talaueb-
ach) die fortgeschrittene eigendynamische Gewässer-
bettrestrukturierung im Lösshügelland. Typisch für die
ehemaligen Ausbaugewässer des Naturraums sind die
vergleichsweise tief eingeschnittenen Gewässerprofile
mit steilen Uferböschungen. Die Pappelreihe bzw. die
rote Linie markieren den ehemaligen begradigten
Gewässerrand.

4 Begriffsbestimmung und Einschätzung der rechtlichen Rahmenbedingungen

Im Sinne der Zielsetzung der vorliegenden Studie ist der
Begriff „Gewässerunterhaltung“ nicht als Rechtsbegriff
anzuwenden. Vielmehr geht es darum, einen Maßnah-
mentyp zu umschreiben. Zur Entflechtung von Rechts-
begriff und Maßnahmentyp wird darum der Begriff
„Unterhaltung“ durch die Begriffe „beobachtende
Unterhaltung“ und „eigendynamische Gewässerent-
wicklung“ ersetzt.

Eine gesetzliche Definition der „Gewässerentwick-
lung“ existiert nicht. *„Unter Berücksichtigung der
hydromorphologischen Qualitätskomponenten des
Anhangs V der WRRL in Verbindung mit der jeweiligen
Landesverordnung kann die eigendynamische Fließge-
wässerentwicklung eine zulässige – u. U. gebotene –
Maßnahme der Gewässerunterhaltung (im rechtlichen
Sinne, Anm. Verfasser) sein. Sie dient jedenfalls der Ver-
besserung der Gewässerstrukturgüte und steht damit
im Regelfall im Einklang mit den Bewirtschaftungszie-
len“* (FRÖHLICH 2005).

Aufgabe der Gewässerunterhaltung ist es nach § 28
Abs.1 Satz 5 WHG, einen ordnungsgemäßen Wasserab-
fluss zu gewährleisten. Die eigendynamische Gewässer-
entwicklung darf diesem Ziel nicht widersprechen.
Schlichtes „Nichtstun“, ohne Aufsichtsfunktion, stellt
keine ordnungsgemäße Gewässerunterhaltung dar. Es
wird darum zu einer **beobachtenden Gewässerunter-
haltung** geraten, die dann steuernd aktiv wird, wenn
beispielsweise durch die eigendynamische Entwicklung
innerhalb des Gewässerbettes kein ordnungsgemäßer
Abfluss mehr gewährleistet ist. Aus § 28 WHG folgt kei-
ne Verpflichtung, einmal ausgebaute Gewässer durch
die Gewässerunterhaltung in diesem Ausbauzustand zu
erhalten. Insofern greift auch hier die eigendynamische
Gewässerentwicklung, um ausgebaute Gewässer in
einen naturnäheren Zustand zu überführen (siehe
BUSCHMANN & FRÖHLICH, in Vorbereitung).

5 Erprobung des Maßnahmentyps „eigen- dynamische Gewässerentwicklung“ im Rahmen der laufenden Modellvorhaben zur Umsetzung der EG-WRRL in Niedersachsen

Optional zur oben beschriebenen Vorgehensweise im
Rahmen der Einzelfallbetrachtung wird eine Erprobung
des Maßnahmentyps auf Einzugsgebietsebene, beispiels-
weise für den Bereich eines Detailbewirtschaftungspl-
anes, angeregt. Grundlage für die Identifizierung geeig-
neter Gewässerstrecken kann die im vorherigen Kapitel
dargelegte methodische Vorgehensweise sein. Der Vor-
teil dieser Vorgehensweise liegt darin, dass die aus dem
kosteneffizienten Maßnahmentyp resultierenden Ent-
wicklungsmöglichkeiten im Zusammenhang und auf
großer Fließstrecke ersichtlich werden. Die Dimension
der Entwicklungsmöglichkeiten wird durch die nachfol-
gende Abbildung angedeutet. Die Abbildung zeigt die
nach Vorgabe des Methodenvorschlags ermittelten und
für den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerent-
wicklung“ geeigneten Gewässerabschnitte an ausge-
wählten Gewässern des Hochsauerlandkreises (NRW). Die
so ermittelten Gewässerabschnitte können im Rahmen
der Bewirtschaftungsplanung von den bearbeitenden

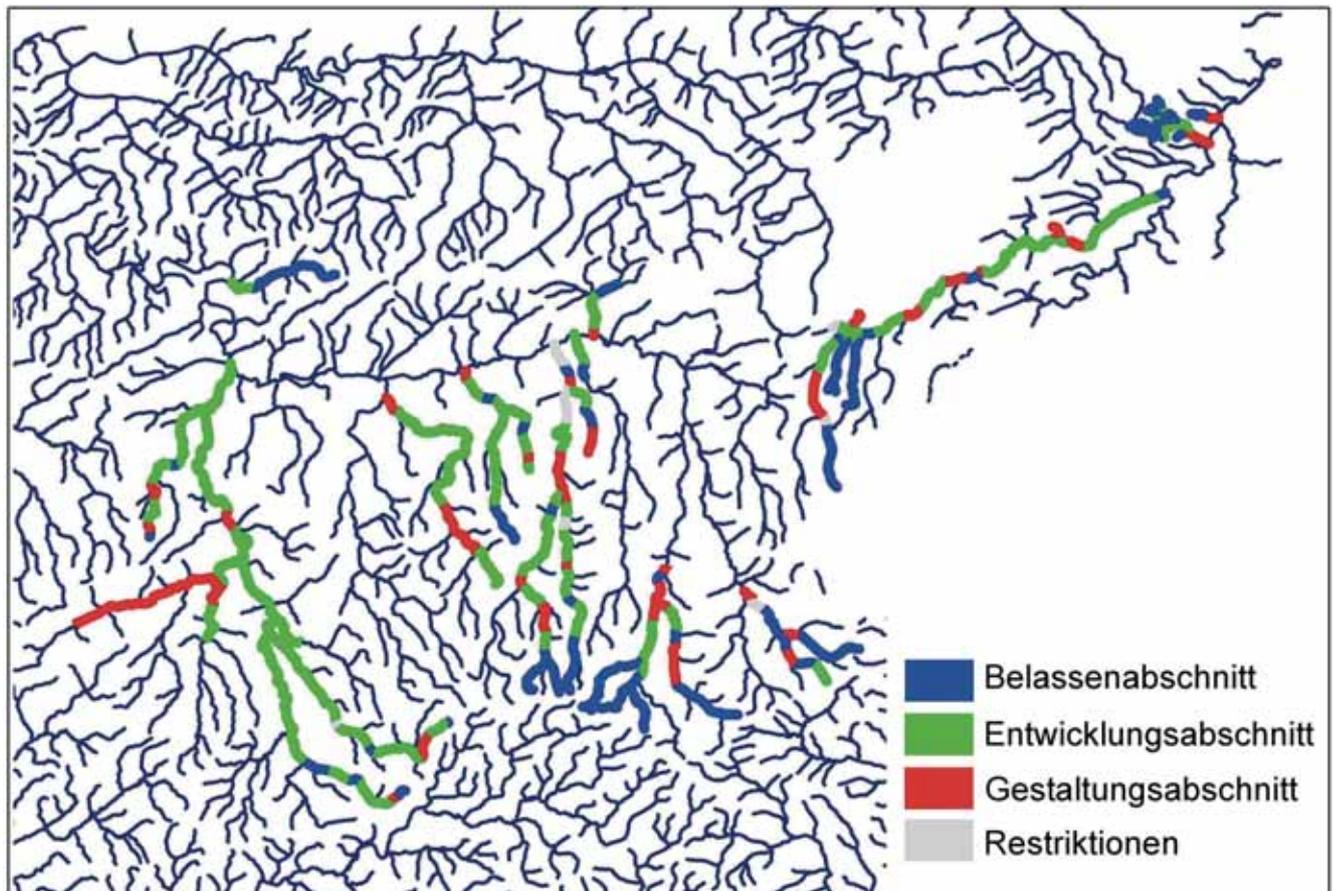


Abb. 5: Für den Maßnahmentyp „eigendynamische Gewässerentwicklung“ geeignete Gewässerstrecken im Hochsauerlandkreis (grün gekennzeichnet) – ausgewählte Fließgewässer

Stellen übernommen und in die weitere Maßnahmenplanung integriert werden. Es ist zu erwarten, dass durch die Berücksichtigung des Maßnahmentyps die weitere Maßnahmenplanung im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung vereinfacht wird, so dass neben der ohnehin angestrebten Kostenersparnis bei der Umsetzung von Maßnahmen zusätzliche Synergien freigesetzt werden, die aus den nicht mehr zu bearbeitenden Gewässerstrecken resultieren.

- Es bedarf einer systematischen Herangehensweise und einer methodischen Unterstützung zur Identifizierung der für den Maßnahmentyp geeigneten Gewässerabschnitte.
- Es wird empfohlen, die Nutzung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“ im Rahmen der laufenden Modellvorhaben zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Bundesland Niedersachsen zu erproben.

6 Zusammenfassende Empfehlungen für die Nutzung des Maßnahmentyps „eigendynamische Gewässerentwicklung“ zur Umsetzung der EG-WRRL in Niedersachsen

- Die eigendynamische Gewässerentwicklung ist ein kosteneffizienter Maßnahmentyp, der über eine extensive Unterhaltungspraxis („beobachtende Unterhaltung“) und mit Unterstützung von Initialmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen beitragen kann.
- Die Wirkung des Maßnahmentyps wird maßgeblich von den naturräumlichen Rahmenbedingungen (Gewässertyp) und den vor Ort vorgefundenen langfristig unveränderbaren Restriktionen bestimmt.
- Es wird empfohlen, den Maßnahmenansatz als eigenständigen Maßnahmentyp mit der Bezeichnung „eigendynamische Gewässerentwicklung“ in Unterhaltungs-, Pflege-, Entwicklungs- und Bewirtschaftungspläne zu übernehmen.

7 Zusammenfassung

Der Beitrag betrachtet die Erfolgskontrolle im Rahmen der Fließgewässerrenaturierung aus einem besonderen Blickwinkel. Gegenstand der Betrachtungen ist die eigendynamische Regenerationsfähigkeit der Fließgewässer. Anhand ausgewählter Beispiele von ehemals ausgebauten Gewässern, die in den zurückliegenden Jahrzehnten nicht bzw. nur sehr extensiv unterhalten wurden, werden zunächst die Phasen der Gewässerrestrukturierung dargestellt. Darauf aufbauend werden die Möglichkeiten zur gezielten Nutzung der eigendynamischen Gewässerentwicklung zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) aufgezeigt. Es wird vorgeschlagen, den beschriebenen Maßnahmenansatz als eigenständigen Maßnahmentyp zunächst in die in Niedersachsen üblichen Unterhaltungspläne und Gewässerentwicklungspläne (GEPL) und zum gegebenen Zeitpunkt in die Bewirtschaftungspläne gemäß WRRL zu übernehmen. Dafür ist eine systematische Herangehensweise und eine methodische

Unterstützung zur Identifizierung der für den Maßnahmen-
mentyp geeigneten Gewässerabschnitte erforderlich.

8 Literatur

- BECKEREIT, M. (2002): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Auswirkungen auf die Kosten der Wasserwirtschaft. – Gewässer-
schutz Wasser und Abwasser, Bd.188, S. 9/1 bis 9/13, Gesell-
schaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der
RWTH Aachen e.V.
- BUSCHMANN, M. & FRÖHLICH, K. (in Vorbereitung): Zur Bedeu-
tung der eigendynamischen Gewässerentwicklung als kos-
teneffizienter Maßnahmenentyp zur Umsetzung der EG-Was-
serrahmenrichtlinie in rechtlicher und ökologischer Sicht.
- CHARRIER et al (2003): Von der Struktur zur Dynamik: Nutzung
der Gewässerentwicklungsfähigkeit für die Umsetzung der
EG-WRRL im Saarland – Hintergründe und Erläuterungen
(Kurzfassung). – Universität des Saarlandes, Internetfassung.
- DVWK (1997): Entwicklung eines Kartier- und Bewertungsver-
fahrens für Gewässerlandschaften mittlerer Fließgewässer
und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der
Mulde. – DVWK-Materialien 3/1997.
- FRÖHLICH, K. (2005): Rechtliche Aspekte der eigendynamischen
Gewässerentwicklung im Rahmen der ordnungsgemäßen
Gewässerunterhaltung. – Vortrag im Rahmen des DWA-Semi-
nars 06.09.05 in Höxter (Manuskriptfassung).
- GERHARD, M & M. REICH (2001): Totholz in Fließgewässern –
Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. – GFG & WBW
(Hrsg.)
- GRÜNEBAUM et al. (2003): Gebühren und Veranlagungen vor
dem Hintergrund zukünftiger Zielvorgaben und Maßnah-
men. – Vortrag anlässlich des Workshops „Flussgebietsma-
nagement – vierter aktueller Workshop zur Weichenstellung
bei der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie am 17./18.11.
2003 in Essen“, ATV-DVWK.
- KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung –
geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. –
Springer Verlag.
- KERN, K. (1998): Sohlerosion und Auenauflandung – Empfeh-
lungen zur Gewässerunterhaltung. – GFG & WBW (Hrsg.)
- OTTO, A. (1996): Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rhein-
land-Pfalz. – H. 1, 2. Auflage.
- PATT, H. & G. STÄDTLER (2000): Eigendynamische Entwicklung
einer Gewässerstrecke. – Wasser & Boden, H. 52/1+2, Black-
well Wissenschaftsverlag.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2004): Grundlagen für die Aus-
wahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen
zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11
der Wasserrahmenrichtlinie. – Handbuch, UBA-Texte 02/04,
ISSN 0722-186X.

Der Autor:



Michael Buschmann, Jahrgang 1960,
Studium der Landespflanze an der
UNI-GH Paderborn, Abteilung Höxter.
1993 bis 2006 geschäftsführender
Mitgesellschafter des Ingenieur- und
Planungsbüros Umwelt Institut Höx-
ter. Tätigkeitsschwerpunkte sind die
Fließgewässer- und Auenbewertung
sowie Entwicklungskonzepte und
Renaturierungsplanungen für Bach-
und Flussauen. Seit September 2006
Sachgebietsleiter der Unteren Natur-
schutzbehörde beim Landkreis Holz-
minden.

Umgestaltungsmaßnahmen und Erfolgskontrollen an der Ihme – Gewässerentwicklung in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft

von Günter Ratzbor

Inhalt

- 1 Ausgangsvoraussetzungen
- 2 Planungsansatz
- 3 Umsetzungsprobleme
- 4 Umgestaltungsmaßnahmen
- 5 Erfolgskontrollen
- 6 Entwicklung der Ihme und Folgerungen
- 7 Zusammenfassung
- 8 Literatur

1 Ausgangsvoraussetzungen

Seit 1989 leiteten sich in Niedersachsen Maßnahmen zur ökologischen Optimierung von Gewässern im Wesentlichen aus dem Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem (DAHL & HULLEN 1989, RASPER et al. 1991) ab. Auf der Ebene der verschiedenen Naturräumlichen Regionen Niedersachsens wurden landesweit bestimmte Repräsentativgewässer ausgewählt, die für Renaturierungsvorhaben besonders geeignet erschienen und an denen Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung vorrangig durchgeführt und gefördert werden sollten. Der wasserbauliche Teil der Maßnahmen war in ein übergreifendes naturschutzfachliches Konzept eingebunden und durch weitere naturschutzfachliche Maßnahmen flankiert.

Als wir 1993 gebeten wurden, die Renaturierung der Ihme zu planen, stellten sich die Rahmenbedingungen folgendermaßen dar:

- Die Ihme verläuft im dicht besiedelten Umland von Hannover. Die Ortsteile Wettbergen und Devese bilden die Landschaftskulisse.

- Der Talraum der Ihme war weder als Naturschutzgebiet ausgewiesen, noch war ein solches vorgesehen.

- Als typisches Gewässer der intensiv landwirtschaftlich genutzten Börde wies die Ihme weder wesentliche Relikte des naturraumtypischen Artenbestandes, noch entsprechende Strukturmerkmale auf. Sie war nach technischen Gesichtspunkten ausgebaut. Folglich war sie auch nicht in das Fließgewässerschutzsystem des Landes aufgenommen worden und zählte damit aufgrund ihres naturfernen Zustandes nicht zu den Vorranggewässern des Fließgewässerschutzes in Niedersachsen.

- Es gab für die Ihme bereits erste Ansätze zur ökologischen Verbesserung durch den Rückbau von Direkteinleitern und Staustufen sowie den Einbau

von strömungslenkenden Buhnen in Kombination mit Profilaufweitungen.

- Für die Planung stand neben dem eigentlichen Gewässerverlauf nur streckenweise ein Uferstrandstreifen von 5 bis 10 m Breite auf beiden oder auf einer Gewässerseite zur Verfügung. Dort sollten der Zugang für Unterhaltungsfahrzeuge, die Sicherung angrenzender Grundstücke vor Erosion, die Sicherung von zufließenden Gräben, Gehölzpflanzungen und die freie Entwicklung des Gewässerprofils ermöglicht werden.

Unter diesen Voraussetzungen schien eine Wiederherstellung der ursprünglich für den Naturraum charakteristischen Leistungsfähigkeit des Lebensraumes Fließgewässer nicht möglich. Der Aufwand erschien in Relation zum Nutzen, insbesondere in Hinsicht auf die Möglichkeiten bei Gewässern mit besseren Ausgangsvoraussetzungen, unangemessen.

2 Planungsansatz

Der Planungsansatz beruhte auf der Überlegung, dass ein Gewässer nicht „natürlich sein oder aussehen“, sondern nur „natürlich funktionieren“ muss. Solche Gewässer bilden ein dynamisches Fließgleichgewicht aus. Dabei laufen in kurz-, mittel- und langfristigen Zyklen immer wieder gewässertypische bzw. -prägende Prozesse ab, ohne dass sich etwas Wesentliches ändert. Jedoch wurden viele Gewässer durch ihren Ausbau (Profilvergrößerung, Profileintiefung, Beseitigung von Kiessohlen u.a.) in einen Zustand versetzt, der zwar Veränderungen zulässt, aber naturraumtypische dynamische Prozesse eines Fließgleichgewichts ausschließt. Solche



Abb. 1: Ihme zu Beginn des Planungsprozesses

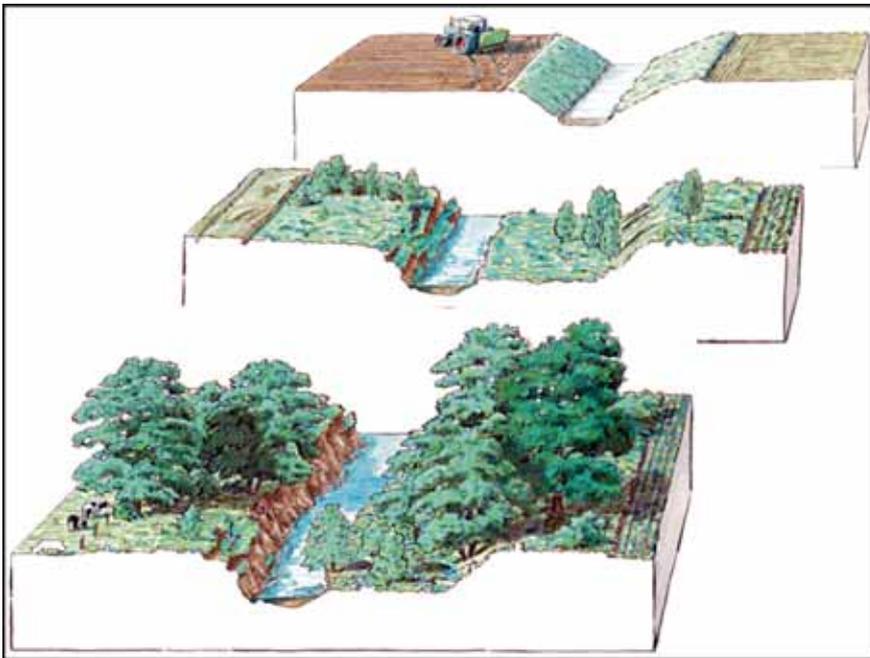


Abb. 2: Die Planungs-idee als Leitbild

Prozesse können nicht hergestellt, sondern nur die Voraussetzungen dafür geschaffen werden. Bei den notwendigen Baumaßnahmen ist eine möglichst hohe Heterogenität anzustreben. Einzelne Elemente oder Strukturen können weder geplant noch gebaut werden, sondern entstehen in Abhängigkeit von den relevanten Rahmenbedingungen immer wieder – die gestaltende Kraft des fließenden Wassers ist konstruktiver und dauerhafter als die Phantasie des Planers.

Die Ausgestaltung der Funktionalität des Gewässerbettes und der angrenzenden Bereiche ist vor allem von der **Erosion** und der **Sedimentsortierung** durch fließendes Wasser abhängig. Sedimentationsprozesse prägen vor allem den Talraum. Dieser Ansatz lässt sich scheinbar durch vielfältige und sehr unterschiedliche Konzepte örtlich konkret umsetzen. Unterschiede liegen dabei vor allem im Aufwand, der betrieben wird. Tatsächlich wirksam ist die Umsetzung jedoch nur dann, wenn hydraulische Rahmenbedingungen baulich geschaffen werden, durch die sich das dynamische Gleichgewicht schnell einstellen kann.

Fehlt dem Gewässer die Kraft und das Wasser fließt nur langsam, so sedimentieren selbst die schönsten Strukturen, die mit viel Aufwand gebaut wurden. Muss das fließende Wasser zu viel Masse abtragen und umsortieren, so gehen in der Phase der Instabilität zu viele neue Lebensraumstrukturen zu lange verloren. Durch Sicherungsmaßnahmen, die sich nicht nur auf wenige neuralgische Punkte beschränken, wird das Entstehen des dynamischen Gleichgewichts auf Dauer oder zumindest langfristig verhindert. Solche Gewässer werden kaum natürlich funktionieren, selbst wenn sie auf den ersten Blick natürlich aussehen.

3 Umsetzungsprobleme

Zur planerischen Konkretisierung von tragfähigen Konzepten sind die klassischen wasserbaulichen Instrumente hervorragend geeignet. Während bis vor 20 Jahren noch per Hand oder Taschenrechner Profil für Profil mühselig berechnet wurden, beschleunigen heute

ein- oder zweidimensionale Modelle die Berechnung ganz erheblich. Um ein Gewässer ökologisch zu optimieren, ist es jedoch notwendig, sich mit den Berechnungsgrundlagen kritisch auseinanderzusetzen. Es reicht nicht aus, die den Modellprogrammen zugrunde liegenden Berechnungsverfahren zu kennen. Wichtiger ist es, von den Möglichkeiten zur Anpassung an die jeweilige örtliche Situation zu wissen. Auch sollte man die Sinnhaftigkeit von Berechnungen oder Modellbildungen bereits frühzeitig einschätzen können, um nicht fehlerhafte Pseudogenauigkeiten zu produzieren. Meist sind die klassischen Verfahren zur Einschätzung des notwendigen Berechnungsaufwandes gut geeignet.

Pseudogenauigkeiten gibt es auch bei der Ausführung. Planung ist eine sehr abstrakte Vereinfachung der Wirklichkeit. Die Übertragung der planerischen Ideen auf die Wirklichkeit im Rahmen der Baumaßnahme kann über eine aufwändige und fehleranfällige Einmessung erfolgen. Damit wird jedoch nur die Planung konkret übertragen. Oftmals ist es bei der Ausführung sicherer und genauer, sich an konkreten örtlichen Gegebenheiten zu orientieren und dabei die theoretische Planung gegebenenfalls in gewissen Grenzen zu verändern.

Darin liegt ein gewisses Problem. Sinnvollerweise wird kein Endzustand, sondern die Ausgangsvoraussetzung für ein natürlich funktionierendes Gewässer geplant und baulich umgesetzt. Dies steht genau genommen den Grundsätzen des Verwaltungs- und des Wasserrechts entgegen. So wird beispielsweise sowohl in der Entwurfs- als auch in der Genehmigungs- und Ausführungsplanung das Gewässerprofil auf die Wasserspiegellage bei Mittelwasser bezogen. Ökologisch wirksam ist jedoch nicht dieser statistisch ermittelte Wert, sondern der tatsächlich häufigste Wasserstand, der rechnerisch nur ausnahmsweise und dann nur mit erheblichem Aufwand ermittelt werden kann.

Wesentlich einfacher und zielführender ist der spätere Ausbau unter Beachtung der tatsächlichen Auswirkungen auf die tatsächliche Wasserspiegellage und der morphologischen Besonderheiten am Ufer. Ein guter Maschinenführer ist genauer als ein ganzer Vermessungstrupp. Durch eine solche Vorgehensweise ist zudem die zwingend notwendige Heterogenität gewährleistet, da der Maschinenführer ohne bauüberwachenden Ingenieur und ohne technische Nivellierhilfen oder GPS hinreichend ungenau arbeitet.

Ein solches Vorgehen lässt sich jedoch nicht im üblichen Wasserrechtsantrag fassen. Also muss dieser hinreichend unbestimmt sein. Sollte es bei der Endabnahme zu einer Nachvermessung kommen, so würden sicherlich erhebliche Abweichungen festgestellt werden. Glücklicherweise zielt die Unterhaltung nicht mehr auf die Sicherung oder Wiederherstellung des ursprünglich genehmigten Ausbauzustandes ab. Zudem liegt die Höhengenaugkeit bei Vermessungen in schwerem Gelände bestenfalls im Dezimeter-Bereich.

4 Umgestaltungsmaßnahmen

Die Ihme (Fließgewässer 2. Ordnung) durchfließt, durch mehrere aus dem Deister kommende Quellbäche gespeist, die Calenberger Lössbörde südwestlich von Hannover. Im Stadtgebiet von Hannover nimmt sie mit dem Schnellen Graben einen großen Teil des Leinwasers auf und verliert ihren Bachcharakter.

Der Bach wurde schon frühzeitig den Erfordernissen der intensiven landwirtschaftlichen Bodennutzung durch Gewässerbegradigung und -ausbau sowie Tieferlegung des Gewässerbettes angepasst. Im Rahmen einer Flurbereinigung (1980) gingen die letzten naturnahen Strukturen verloren. Zusätzlich wies die Ihme bis zu Beginn der 1980er Jahre eine extreme organische Belastung auf und war über weite Strecken weitgehend verodet. Seit Mitte der 1980er Jahre wurde über verschiedene kleinere Maßnahmen versucht, den Gewässerzustand wieder zu verbessern. Insbesondere die Gewässergüte verbesserte sich ca. 1990 auf II-III (kritisch belastet) und wird seit 1996 in die Güteklasse II (mäßig belastet) eingestuft, so dass eine Wiederbesiedlung durch Fische und Wirbellose möglich wurde.



Abb. 3: Ihme nach Abschluss der Baumaßnahmen und dem ersten Hochwasser



Abb. 4: Ihme in der ersten Vegetationsperiode nach Abschluss der Baumaßnahmen

Um auch eine grundlegende Verbesserung der Gewässerstruktur zu erreichen, wurde auf einer Strecke von 2 km Länge in den Jahren 1995 und 1996/97 der Gewässerlauf in zwei Bauabschnitten umgestaltet. Dabei waren neben naturschutzfachlichen v.a. auch wasserwirtschaftliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Das Retentionsvolumen sollte gesteigert, ein Ausuferm verhindert und die Abflussleistung insgesamt (HQbem ca. 8 m³/s) nicht erhöht werden.

Grundsätzlich können an der Ihme drei unterschiedliche Arten der Umgestaltung unterschieden werden:

- beidseitiger Ausbau,
- einseitiger Ausbau sowie die
- Beibehaltung des vorhandenen Profils bei Zulassen eigenständiger Entwicklungen.

An beiden Ufern wurden jeweils 5–10 m breite Uferrandstreifen erworben und aus der Nutzung genommen. Ein 5 m breiter Geländestreifen von den angrenzenden Ackerflächen bis zu der Oberkante der Böschungen blieb i. d. R. erhalten. Dieser wurde punktuell bepflanzt und konnte sich ansonsten eigenständig entwickeln. Auf der verbleibenden Fläche wurden Bermen angelegt.

In zwei Gewässerabschnitten wurden u. a. aus Gründen der Drosselung des Hochwasserabflusses keine Umgestaltungsmaßnahmen durchgeführt. Diese müssen weiterhin in herkömmlicher Weise unterhalten werden.

Die Abflussprofile selbst wie auch die Vegetation der Sohle, Böschungen und Randstreifen sollen sich überwiegend eigenständig entwickeln. Das hat zur Konsequenz, dass Uferabbrüche, Auskolkungen, Auflandungen, beginnende Laufkrümmungen und Ähnliches im vorgegebenen Rahmen als positive Entwicklung bewertet und nicht rückgebaut oder anderweitig gesichert werden. Die Profile sind nicht im jeweiligen Ausbauzustand zu erhalten, sondern stellen den Anfangspunkt einer gewollten Weiterentwicklung dar. Die ausgebauten Profile sind hydraulisch so bemessen, dass Gehölzaufwuchs innerhalb des Hochwasserprofils zugelassen werden kann. Insofern ist dort eine Gewässerunterhaltung nicht notwendig. Sie wäre sogar schädlich, da sie das sich einstellende Fließgleichgewicht nachhaltig stören würde.

Die Uferrandstreifen stellen sicher, dass von Uferabbrüchen keine privaten Belange betroffen sind und damit auch kein berechtigter Anspruch auf Wiederherstellung des bisherigen Zustandes besteht. Im Einzelfall, beispielsweise im Zusammenhang mit einer Brücke oder

seitlichen Grabeneinläufen oder bei stärkeren Abbrüchen, welche die Befahrbarkeit des Randstreifens zu Unterhaltungszwecken gefährden, muss im Laufe der Zeit allerdings geprüft werden, ob mit ingenieurbio-logischen Sicherungsmaßnahmen eine Entwicklungslenkung bzw. Stabilisierung der Situation zukünftig erforderlich wird. Zur Steuerung der Entwicklung wurde ein Unterhaltungsrahmenplan erarbeitet.

5 Erfolgskontrollen

Eine Bestandsaufnahme im Jahre 1999 (DOMBROWSKI-BLANKE et al. 1999) sollte die Entwicklung der umge-stalteten Gewässerstrecke dokumentieren. Zugleich sollte eine Einschätzung der Wirksamkeit der Umgestaltungsmaßnahme durchgeführt werden. Dazu konnte auf Vergleichsdaten aus der Zeit vor der Baumaßnahme zurückgegriffen werden, die im Rahmen der Entwurfs-planung 1993 zusammengestellt bzw. erhoben wurden (SCHMAL + RATZBOR 1994).

Zur Dokumentation und als Grundlage für den Ver-gleich des Gewässerzustandes vor und nach der Umge-staltungsmaßnahme wurden die Wirbellosenfauna (Makrozoobenthon), die Fischfauna und die Struktur-merkmale einzelner Abschnitte quantitativ erhoben. Aufgrund der geringen Zahl der Stichproben ist eine statistische Auswertung nicht angemessen. Die Ergeb-nisse sind fachgutachterliche Tendenzaussagen und las-sen sich wie folgt zusammenfassen:

Makrozoobenthon

■ Insgesamt wurden 1999 an der Ihme 64 Arten (genau-er Taxa) des Makrozoobenthon nachgewiesen. Davon stehen 9 Arten auf der Roten Liste Niedersachsens.

■ Es kommen überwiegend Arten vor, die für langsam strömende Gewässer (oberes Potamal) charakteristisch sind. Der Anteil strömungsliebender Arten an der Gesamtartenzahl liegt bei 33 % und hat gegenüber frü-heren Untersuchungen (1993 und 1994) deutlich zuge-nommen. Er ist in den umgestalteten Gewässerabschnit-ten mit durchschnittlich 40 % deutlich höher als in den nicht umgestalteten Abschnitten.

■ Es treten Spezialisten, wie z. B. die Eintagsfliege *Siphonurus lacustris* auf.

■ Unterschiede zwischen nicht veränderten und naturnah umgestalteten Gewässerabschnitten können durch die Anzahl der vorkommenden Arten beschrieben wer-den:

- 14 Arten traten lediglich in den naturnah umgestal-teten Gewässerabschnitten auf. Darunter sind die Vorkommen der Steinfliegen *Isoperla* sp., *Nemoura* sp. und *Seratella ignita* als neu für die Ihme zu ver-zeichnen.
- Im Vergleich zu Probestelle 1, einem nicht veränderten Gewässerabschnitt oberhalb der naturnah umge-stalteten Abschnitte, wurden an allen naturnah umgestalteten Probestellen größere Artenspektren vorgefunden.

■ Die Abschnitte der Probestellen 2 und 3 im ersten Ausbauabschnitt unterscheiden sich hinsichtlich des Gesamtartenspektrums deutlich von denen der Probe-stellen 4 und 5 im zweiten Ausbauabschnitt. Letztere weisen mehr Arten auf.

■ Die nicht umgestalteten Bachabschnitte zeigen deut-liche Unterschiede in der Besiedlung. An Probestelle 6

wurde ein relativ großes Artenspektrum festgestellt. Es wurden 14 Arten nachgewiesen, die an Probestelle 1 fehlen. Als mögliche Ursachen kommen positive Auswir-kungen naturnah umgestalteter Gewässerabschnitte oberhalb der Probestelle (z. B. auf die Eintagsfliegen *Baetis niger* und *Heptagenia sulphurea*) sowie bach-aufwärts gerichtete Ausbreitungstendenzen in Frage, wie z. B. beim Amerikanischer Flusskreb (*Orconectes limosus*) und beim Flohkreb (*Gammarus roeseli*) festzu-stellen war.

■ An Probestelle 4 konnten bei starker Wasserführung im März 1999 mehr Organismen in der Berme als in der Hauptströmungsrinne angetroffen werden.

■ Bachflohkrebse (*Gammarus pulex*), Eintagsfliegen (*Baetis rhodani* und *B. vernus*), Zuckmücken (*Chirono-midae*) und Kriebelmücken (*Simuliidae*) erreichen in der Ihme an allen Probestellen höchste Besiedlungsdichten (Häufigkeitsstufe ≥ 4) und bilden eine gute Nahrungs-grundlage für die Fischfauna.

■ Die Larven der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*), einer Fließgewässerlibelle, kommen in der Ihme gegenüber früheren Untersuchungen häufiger und in z. T. in höheren Siedungsdichten vor.

■ In der Ihme können sich wieder Großmuscheln ansie-deln: Es traten über den gesamten Untersuchungsab-schnitt lebende Exemplare von Teichmuschel (*Anodonta anatina*) und Flussmuschel (*Unio tumidus*) auf. Die naturnah umgestalteten Gewässerabschnitte bzw. die Gewässerdynamik und die damit verbundene Struktur-vielfalt an diesen Abschnitten der Ihme (insbesondere auch gut durchlüftete Sohlsubstrate) ermöglichten die Wiederansiedlung von Großmuscheln. Verbreitet wer-den die parasitierenden Larvalphasen der Muscheln (Glochidien) über Fische.

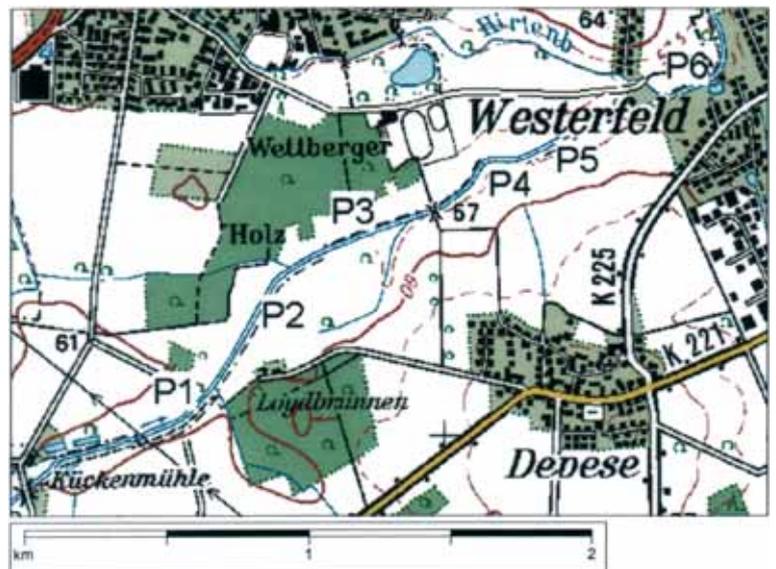


Abb. 5: Gewässerlauf der Ihme mit Probestellen P1 bis P6

Fischfauna

■ Die Besiedlungsdichte der Fischfauna hat sich gegen-über 1993 deutlich erhöht. Die höchsten Bestandszah-len wurden in naturnah umgestalteten Gewässerab-schnitten, insbesondere in den sehr strukturreichen Befischungsstrecken im zweiten Ausbauabschnitt erreicht.

■ Das Vorkommen zahlreicher Jungfischschwärme, insbesondere in den strukturreichen Befischungsstrecken, deutet auf eine gute Eignung der Ihme als Repro-duktionsgewässer hin.

■ Der Anteil der strömungsangepassten und für einen Bördebach typischen Arten bzw. deren Bestandsdichte ist gegenüber 1993 deutlich gestiegen und in den naturnah umgestalteten Abschnitten höher als in den nicht veränderten.

■ Mit der Zuwanderung von Aalquappe (*Lota lota*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) ist der Anteil der gefährdeten Fischarten in der Ihme auf 6 von 12 Arten gestiegen.

6 Entwicklung der Ihme und Folgerungen

Die Ihme wird seit den Zeiten stärkster Abwasserbelastungen vor ca. 15 Jahren zunehmend von Tierarten wiederbesiedelt. Durch die naturnah umgestalteten Abschnitte hat das Gewässer nicht nur äußerlich gewonnen, sondern auch im Gewässerbett wurden unterschiedlichste morphologische Strukturen geschaffen, die für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung wichtig sind. Erste Arten sind wieder zurückgekehrt, weitere werden folgen. Langfristig wird sich auch der Gehölzbewuchs am Gewässerrand (i. d. R. Erlen) durch Beschattung, Laubfall (gut zersetzbare Blätter) und Totholzanteile in der Ihme positiv bemerkbar machen und die Ansiedlung weiterer Arten ermöglichen bzw. Siedlungsdichten vorhandener Arten erhöhen. Neben den bereits erwähnten Großmuscheln (*Anodonta anatina*, *Unio pictorum*, *Unio tumidus*) sind weitere Ansiedlungen v. a. von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen zu erwarten.

Daneben hat die Ihme durch die Aufweitung des Gewässerbetts und durch Anlage der Randstreifen auch für terrestrische Wirbellose und Wirbeltiere (Mäuse, Hasen, Rehe, Stockenten) an Bedeutung gewonnen. Zum einen bietet sie innerhalb der intensiv landwirtschaftlich genutzten Bördelandschaft einen naturnahen Lebensraum, zum anderen stellt sie ein wesentliches Vernetzungselement zwischen unterschiedlichen Teil Lebensräumen dar. Mit zunehmendem Gehölzbewuchs wird sie zudem ihren landschaftsbildprägenden Charakter wieder gewinnen. Darüber hinaus bietet sie als natürliches Element im siedlungsnahen Bereich einen Erlebnisraum, der Naturerfahrungen für spielende Kinder und Spaziergänger ermöglicht.

Auch wenn die Umgestaltungsmaßnahmen lange vor dem In-Kraft-Treten der Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) vom 23.12.2000 abgeschlossen waren, stellt sich doch die Frage, in wie weit das Vorhaben den Anforderungen der Richtlinie entspricht.

Die erzielten Ergebnisse sind Folge der konsequenten Umsetzung der Leitbildidee des Fließgewässerschutzsystems von 1989 auch auf dort nicht enthaltene Gewässer, wie die Ihme. Die Naturschutz orientierten Leitbilder und Qualitätsziele waren auf die für den konkreten Naturraum charakteristische Ausprägung der Gewässermerkmale ausgerichtet. Dies entspricht in

etwa dem Referenzwert nach WRRL. Bei allen durch das Vorhaben beeinflussbaren Gewässermerkmalen ist eine weitgehende bis vollständige Zielerfüllung festzustellen. Dies betrifft alle unmittelbar zu beeinflussenden Merkmale, wie beispielsweise Gewässerstruktur oder Vegetation, aber auch mittelbar beeinflussbare Merkmale, wie Sauerstoffhaushalt, Fisch- und Wirbellosenbestand. Selbst durch das Vorhaben unbeeinflussbare Merkmale, wie Nähr- und Schwebstoffgehalt, werden durch die Stärkung der Selbstreinigungskraft verbessert, auch wenn die entsprechenden Qualitätsziele nicht zu erreichen waren. Damit ist das Qualitätsziel der Wasserrahmenrichtlinie, der „gute ökologische Zustand“, in Hinblick auf die meisten Gewässermerkmale deutlich „übererfüllt“.

Eine streng an den Zielvorgaben der WRRL ausgerichtete Planung der Umgestaltungsmaßnahmen an der Ihme hätte auf einen schlechteren Gewässerzustand abgezielt. Diese reduzierte Zielsetzung hätte vermutlich mit geringerem Aufwand erfolgreich umgesetzt werden können. Da der nach WRRL geforderte „gute ökologische Zustand“ geringere Anforderungen beispielsweise an Sauerstoffsättigung und Fließgeschwindigkeit stellt als der hier tatsächlich erreichbare „Referenzwert“, hätte auf den Rückbau einer Sohlrampe verzichtet und ein längerer Rückstaubereich beibehalten werden können.

Die größten Planungskonflikte lagen in dem Ziel, eine möglichst hohe, den natürlichen Referenzen entsprechende Fließgeschwindigkeit zu erreichen. Bei einer Reduktion auf den „guten ökologischen Zustand“ hätten Fundamente einer ehemaligen Stauanlage nicht herausgebrochen werden müssen. Ohne diese die Fließgeschwindigkeit auf weiter Strecke erhöhende Baumaßnahme hätte die Standsicherheit von Gewässersohle und Böschungen von vornherein gewährleistet werden können. Aber das war nicht das Ziel der hier umgesetzten Maßnahme, da mit standfesten Querschnitten keine oder kaum Profil- und Substratdifferenzierungen stattgefunden hätten. Die Folgen wären weniger Struktur- und Lebensraumvielfalt, weniger Funktionalität, weniger Turbulenzen, weniger Sauerstoffeintrag und weniger Selbstreinigungskraft. Trotzdem hätte jedes einzelne Merkmal vermutlich noch



Abb. 6: Ihme in der dritten Vegetationsperiode nach Abschluss der Baumaßnahmen

dem „guten ökologischen Zustand“ entsprochen.

Durch die Ausrichtung auf die Leitbildidee des Fließgewässerschutzsystems konnte mit nur geringem Mehraufwand für viele Gewässermerkmale der Referenzwert erreicht werden.

7 Zusammenfassung

In dicht besiedelten und intensiv genutzten Landschaftsteilen stößt die ökologische Optimierung von Gewässern an Grenzen. Grund und Boden stehen nur sehr eingeschränkt zu hohen Preisen zur Verfügung. Siedlungsbedingte Vorflutverhältnisse können nicht zurückgebaut werden. Eine Renaturierung von Fließgewässern und ihren Auen ist im eigentlichen Wortsinn nicht möglich. Dennoch ist es auf zwei Kilometern gelungen, den Bördebach Ihme südlich von Hannover als natürlich funktionierendes Gewässer wieder herzustellen. Da nicht der Wasserspiegel auf das Niveau des Talraums angehoben werden konnte, wurde der Talraum zumindest teilweise auf das Niveau des Wasserspiegels abgesenkt. Die Erfolgskontrolle zeigt, dass der umgestaltete Abschnitt der Ihme viele Elemente, Ausprägungen und Prozesse eines tatsächlich natürlichen Gewässers aufweist und damit die Anforderungen der WRRL an die Strukturentwicklung der Gewässer mehr als erfüllt.

8 Literatur

- DAHL, H.-J. & M. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H. 18: 5-120, Hannover.
- RASPER, M., P. SELLHEIM & B. STEINHARDT (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem – Grundlagen für ein Schutzprogramm. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H. 25 (1-4), Hannover.
- DOMBROWSKI-BLANKE, A., R. DETTMER & G. SCHMAL (1999): Effizienzkontrolle der Renaturierungsmaßnahmen aus den Jahren 1995 bis 1997 an der Ihme bei Hemmingen. – Im Auftrag des Nds. Landesamtes für Ökologie, unveröff.
- SCHMAL + RATZBOR, Ingenieurbüro für Landespflege und Umweltplanung (1994): Renaturierung der Ihme im Bereich der Gemeinde Hemmingen. – Im Auftrag der Gemeinde Hemmingen, unveröff.

Der Autor



Günter Ratzbor, Jahrgang 1956, Dipl.-Ing. der Landespflege, Studium an der Fachhochschule Osnabrück und der Universität Hannover. Seit 1985 selbständig tätig als geschäftsführender Gesellschafter des Planungsbüros Schmal + Ratzbor, seit 1995 Beratender Ingenieur. Arbeitsschwerpunkte: Fließgewässerökologie und Wasserbau, die Auseinandersetzung mit den Auswirkungen der Nutzung regenerativer Energien sowie planungsrechtliche und methodische Fragestellungen.

Maßnahmen der Auenentwicklung an der Elbe – Erfahrungen und Erkenntnisse

von Karl-Heinz Jährling

Inhalt

- 1 Einführung
- 2 Ursachen und Folgen der tief greifenden Veränderungen in der Gewässerlandschaft der Elbaue
 - 2.1 Hochwasserschutz im Einzugsgebiet
 - 2.2 Verkehrswasserbauliche Maßnahmen
- 3 Die Anbindung von Auengewässern als Maßnahmen zur Auenentwicklung
 - 3.1 Wiederanschluss „Kurzer Wurf“ bei Klieken
 - 3.1.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung
 - 3.1.2 Festgestellte Entwicklungen
 - 3.2 Anschluss „Baggerloch Parchau“
 - 3.2.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung
 - 3.2.2 Festgestellte Entwicklungen
 - 3.3 Randgewässeranschluss bei Dornburg
 - 3.3.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung
 - 3.3.2 Festgestellte Entwicklungen
- 4 Folgerungen
- 5 Zusammenfassung
- 6 Literatur

1 Einführung

Natürliche Überflutungsräume in großen Flussauen mit morphodynamisch intakten, frei fließenden Oberflächengewässern mit all ihren unterschiedlichen und facettenreichen Lebensraumtypen und den hier vorkommenden standort- und naturraumtypischen Lebensgemeinschaften gehören weltweit zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen.

Auch die Elbe und deren Überflutungsaue wurden durch die seit Jahrhunderten währenden wasserbaulichen Eingriffe des Menschen erheblich verändert. Neben der Minimierung der Überflutungsflächen und damit der eigentlich dynamischen und ökologisch aktiven Anteile der rezenten Überflutungsaue trifft dies in besonderem Maße auf den Bestand aktiver Elbealtwässer im weitesten Sinne zu. Dabei bezieht sich die Aussage „im weitesten Sinne“ – neben den Bezug auf hydro-morphologisch entstandene Flussaltarme auf Grund natürlicher Altarmenstehung durch Mäanderbildung, Mäanderalterung und deren Abschnürung – auch auf den Bestand hydraulisch aktiver, permanent angeschlossener Nebengerinne und auf temporär durchströmte Hochflutrinnen. Gerade die letztgenannten Gewässertypen erfuhren in den letzten 250 Jahren entlang der Elbe die stärksten Veränderungen.

Diese Veränderungen müssen als so tief greifend eingeschätzt werden, dass diese heute zum weitgehenden Fehlen solcher Gewässer führten. So kommen HARMS und KIENE (1999) für einen ausgewählten Abschnitt der Unteren Mittel-Elbe zwischen den Elbekilometern 475 bis 583 (etwa Schnackenburg bis unterhalb der Jeetzelmündung bei Hitzacker) betreffs der morphologischen Veränderungen zwischen 1776 und 1992 u.a. zu folgenden Aussagen:

- Etwa 30 % des ehemaligen Hauptstromes war durch Inseln gegliedert, welche durch ihre hydraulischen Wirkungen weitere Strukturen wie Steilufer, Kolke oder Sedimentdifferenzieren erzeugten.
- Von den ehemals 55 vorhandenen Inseln in diesem 108 km langen Flussabschnitt ist heute keine einzige mehr vorhanden. Desgleichen trifft auf die in diesem Bereich ehemals vorhandenen 28 vegetationsfreien Uferbänke zu.
- Die maximale Strombreite der Elbe hat sich (ohne Berücksichtigung der Inseln) von 750 m auf 450 m, die durchschnittliche Strombreite von 380 m auf 220 m verringert. Demgegenüber wurde die minimale Breite von ehemals 130 m auf 150 m festgelegt.
- Die Anzahl der Seitengewässer ohne Elbeanschluss hat sich im betreffenden Fließabschnitt von 62 auf 142 erhöht, während sich die der Seitengewässer mit einer Verbindung zur Elbe von 40 auf 28 verringert hat.

In diesem Zusammenhang besitzen künstlich entstandene Gewässer der Elbeauen – gerade bei Beachtung der heutigen, eher kläglichen Gewässersituation – eine wesentliche Bedeutung. Bei dieser aus Sicht des Verfassers für aktuelle und künftige Renaturierungsstrategien sehr wichtigen Gewässergruppierung sind, neben den wasserbaulich abgeschnittenen ehemaligen Elbeverläufen selbst, auch Abgrabungsgewässer sowie in Betrieb befindliche und aufgegebene Hafenanlagen von nicht unerheblicher Bedeutung.

Durch den grundlegenden und schleichenden Verlust von Wasserflächen und den hiermit verbundenen amphibischen Übergangszonen in der morphologischen Flussaue gingen auch primäre und sekundäre Lebensräume der natürlichen Flussaue mit den hieran gebundenen Lebensgemeinschaften oftmals unwiederbringlich verloren.

Zu berücksichtigen ist ebenfalls, dass mit dem Verlust eines natürlicherweise verzweigten Gewässersystems deutliche hydrologische und hydraulische Änderungen verbunden sind. Die frühzeitige Ausuferung über ein verzweigtes Gewässernetz hat durchaus positive Auswirkungen nicht nur im ökologischen, sondern auch im sedimentologischen und hydrologisch-hydraulischen Sinne, so u.a. auch für einen nachhaltigen, modernen und ökologisch angelegten Hochwasserschutz.

Im Folgenden sollen, neben der Darstellung der Ursachen für den erheblichen Verlust von Gewässerflächen und den hiervon abhängigen morphologischen Auenstrukturen, anhand von ausgewählten Beispielen grundlegende Möglichkeiten der Rückgewinnung wertvoller Gewässerstrukturen aus dem noch vorhandenen Restbestand natürlicher Altwässer sowie aus dem Bestand künstlich entstandener Auengewässer dargestellt werden.

2 Ursachen und Folgen der tief greifenden Veränderungen in der Gewässerlandschaft der Elbaue

Da die geologisch-morphologischen Rahmenbedingungen des Elberaumes seit der Besiedlung durch den Menschen unverändert geblieben sind, dürfte die Homogenisierung des Gewässerbildes der Elbe und das Fehlen dynamischer Flussaltarme ausschließlich auf anthropogene Ursachen zurückzuführen sein. Aus diesem Grunde wird in den folgenden Aussagen auch nicht auf Altarme eingegangen, welche dem natürlichen Abtrennungsprozess unterlagen.

Bei der Suche nach den Ursachen des drastischen Rückgangs von Wasserflächen im Urstromtal der Elbe im Allgemeinen und des Gewässerbestandes der Elbaue im Besonderen muss im Wesentlichen von zwei Hauptursachenkomplexen ausgegangen werden. Dabei handelt es sich einerseits um Maßnahmen des Hochwasserschutzes und andererseits um verkehrswasserbauliche Eingriffe. So kommt auch ROMMEL (2002) zu der Auffassung, dass der Deichbau und der Verkehrswasserbau für das heutige Erscheinungsbild der Elbe einschließlich der Tendenzen zu möglichen Laufverlagerungen von entscheidender Bedeutung waren. Bei der Diskussion dieser beiden Eingriffskomplexe muss berücksichtigt werden, dass sich sowohl die Zielstellungen dieser beiden komplexen Ursachen Deichbau und Verkehrswasserbau – besonders in den frühen Jahrhunderten der baulichen Veränderungen – als auch die konkret erreichten Wirkungen im heutigen Erscheinungsbild gegenseitig beeinflussten und überlagerten. Teilweise sind diese beiden Eingriffspfade aus fachlicher Sicht kaum zu trennen und dürften selbst aus Sicht eines Historikers nur schwer nachzuvollziehen sein.

So dienten erste Anlagen von Flussbuhnen, neben der Strombündelung zur Fahrwasserregelung, auch dem Schutz flussnaher Deiche vor Eisgang. Weiterhin hatten verkehrswasserbaulich begründete Altarmabtrennungen lokal auch durchaus positive Wirkungen auf den Hochwasserabfluss und wurden demzufolge auch häufig mit diesem Wirkprozess begründet.

2.1 Hochwasserschutz im Einzugsgebiet

Bezüglich der Maßnahmen und Auswirkungen des Hochwasserschutzes an der Elbe ist davon auszugehen, dass der Beginn dieses großen Eingriffskomplexes bereits Jahrhunderte zurückzudatieren ist. So begannen die ersten frühzeitigen, morphologisch wirksamen Eingriffe des Hochwasserschutzes in die hydrologisch, hydraulisch, morphologisch und sedimentologisch aktive Überflutungsauere der Elbe durch Deichbaumaßnahmen im Bereich der Mittelbe schon ab etwa dem Jahre 1150 (JÄHRLING 1998). Dabei handelt es sich allgemein um die Errichtung von Deichen als Hochwasserschutzanlagen. Abgesehen von auen- und flussmorphologisch gering wirksamen Ringdeichen um einzelne Ansiedlungen im Frühmittelalter und Mittelalter sind dies vorrangig die später entstandenen zusammenhängenden, höhenmäßig und technisch durchkonzipierten sowie räumlich übergreifende Lineardeichsysteme.

Bis zum heutigen Tage wurden dadurch der morphologischen Elbaue zwischen der Saale- und der Sudemündung etwa 86 % der Gesamtfläche entzogen und in die fossile Aue überführt (JÄHRLING 1994). Diese defizitären Größenordnungen entsprechen, bezogen auf die Größe

der ehemaligen morphologischen Aue, etwa den Flächenanteilen, welche auch in mit der Elbe vergleichbaren anderen mitteleuropäischen Flussauen verloren gingen.

Durch Ausdeichungen und die damit verbundene Verlagerung großer Teile der morphologischen Aue in die fossile Aue wurden komplette Altarmsysteme ehemaliger Flusshauptläufe von der primär bedeutsamen Wasserstandsdynamik und den hiervon abhängigen Prozessen wie der Morpho- und Geschiebedynamik, der Grundwasserdynamik, der Standort- und Vegetationsdynamik, dem Eintrag und Austrag von Nährstoffen sowie dem Organismenaustausch ausgeschlossen. Dies gilt im Besonderen in Bezug auf hydromorphologisch hoch wirksame Extremereignisse mit einem geringen Wiederkehrintervall. Durch die „Verlagerung“ in die deichgeschützte Altaue dürften dabei die flächenmäßig größten Teile des ehemaligen hochwasserabhängigen Gewässersystems der Elbe, d.h. außerhalb des ursprünglichen Verzweigungsverlaufs des Hauptstroms, von der natürlicher Hydro- und Morphodynamik abgeschnitten worden sein. Dieser Prozess ist im Regelfall, bis auf wenige Ausnahmen, als irreversibel zu kennzeichnen.

Die permanent ausbleibende hydraulische Beeinflussung der von der Hochflut abgeschnittenen Gewässer und der bestehende landwirtschaftliche Nutzungsdruck im Umfeld führte in den betroffenen Gewässerteilen zu einer vorschleunigten Alterung, wobei der eigentliche ökologische Wert dieser Bereiche für die rezente Aue – gerade für die ökologische notwendige Erhaltungsprozesse wie die Verbund-, Reproduktions- und Überwinterungsfunktion, um nur einige zu nennen – bereits mit dem Deichbau verloren ging.

Bei Ausbleiben anthropogen gesteuerter Erhaltungsmaßnahmen (gezielte Gewässerrenaturierungen wie Entschlammungs- und Bepflanzungsmaßnahmen, Minimierung des punktuellen und diffusen Nährstoffeintrages, Minderung des bestehenden Nutzungsdrucks etc.) sind diese Gewässer auf Dauer nicht zu erhalten. Neben den bereits unterbrochenen Funktionen für die aktive Flussaue selbst betrifft dies auch alle anderen ökologischen Funktionen „normaler“ Standgewässer, da die ehemaligen Auengewässer schon natürlicherweise auf Grund ihrer Morphologie (z.B. Verhältnis von Gewässeroberfläche zur Wassertiefe und dem sich hieraus ergebenden Schichtungsverhalten) auch ohne weitere anthropogene Einflüsse deutlich schneller altern, als flächenmäßig vergleichbare, natürlich entstandene Seen oder künstlich entstandene Tiefgewässer wie Abgrabungsseen.

2.2 Verkehrswasserbauliche Maßnahmen

Der Beginn von erheblichen Auswirkungen verkehrswasserbaulicher Maßnahmen auf die Gewässerlandschaft in der Elbaue ist mit Sicherheit deutlich später als die des Hochwasserschutzes zu datieren, wobei es allerdings relativ schwierig ist, den Beginn einzelner Maßnahmen festzustellen. Mit dem konzentrierten Beginn des Verkehrswasserbaus sind, neben dem punktuellen Abschneiden enger, bogenförmiger Elbverläufe, vor allem drastische Veränderungen des ehemals stark verzweigten Elbehauptstromes verbunden. Dies ist insbesondere für das Gesamtverständnis aller real abgelaufenen Veränderungen hinsichtlich der Altwasserproblematik von erheblicher Bedeutung.

Ähnlich kompliziert stellt sich die historische Entwicklung der Eingriffe dar. So wurde anfangs die verkehrswasserbauliche Entwicklung der Elbe durch die zerrissenen politischen Strukturen entlang der Elbe stark behindert. Eine wesentliche Förderung als Grundlage für koordinierte, raumübergreifende Veränderungen im verbliebenen Urstromtal setzte erst relativ spät ein, beginnend mit dem Wiener Kongress von 1815 sowie durch die Festlegungen der zweiten Revisionskommission von 1844. Die eigentlichen Arbeiten begannen aber erst ab 1866 mit der Bildung der Preußischen Elbstrombauverwaltung in Magdeburg (JÄHRLING 1993a). Entsprechend ROLOFF (1916) wurden mit den verkehrswasserbaulichen Regelungen der Elbe die folgenden grundlegenden Zielstellungen verfolgt:

- Befestigung der Ufer
- Einschränkung zu breiter Stromstrecken und unmittelbare Aufräumung seichter Stellen
- Beseitigung von Inseln zur Herstellung und Erhaltung eines geregelten Fahrwassers
- Bepflanzungen von Sandfeldern und Anlandungen.

Sicher ist, dass der konzentrierte Beginn des Verkehrswasserbaus etwa auf die Mitte des 19. Jahrhunderts zu legen ist. So begann ca. ab 1840 der planmäßige Ausbau der Elbe zur Wasserstraße (ROMMEL 2000). Allerdings begannen einzelne Maßnahmen bereits früher, wobei die um 1550 beginnenden Kanalbauten zwischen den Einzugsgebieten der Elbe und der Oder lediglich regional begrenzte, punktuelle Auswirkungen auf die Elbaue gehabt haben dürften. Weiter kam es im Verlauf des 18. Jahrhunderts zu weitgehend unkoordinierten, lokalen Beeinflussungen im Flussbett und im bei Ausbordungen überströmten Vorland durch vereinzelte Uferbefestigungen und die Absperrung randlicher Rinnen. Behindert wurden diese Arbeiten häufig durch die wenig zusammenhängenden politischen Strukturen entlang der Elbe. Mitte bis Ende des 18. Jahrhunderts begann dann allerdings auf politisch zusammenhängenden Gebieten das gezielte Abschneiden von Altarmen, morphologisch aktiven Flussmäandern, hochwasseraktiver Nebengerinnen und noch aktiver Stromteilungen.

Für Elbabschnitte etwa unterhalb Elbklometer 420 sind keine verkehrswasserbaulichen Altarmabtrennungen bekannt, da hier u.a. morphologisch bedingt nur relativ wenige Altarmstrukturen vorhanden waren. Charakteristisch waren hier diverse Hochwasserdurchbrüche zu zahlreichen, quasi parallel verlaufenden Nebengewässern, welche bereits frühzeitig durch Deichbaumaßnahmen unterbunden wurden. Wesentlich waren hier weiterhin sehr große Strombreiten mit stark verzweigten, furkationsartigen Stromteilungen, Inselbildungen, Mittelsändern und alternierenden Sandbänken. Die Hauptausrichtung verkehrswasserbaulicher Tätigkeiten bestand hier in der Konzentration und Verschmälerung des Hauptgerinnes der Elbe bei Beseitigung von Verzweigungsstrukturen und Inseln, vor allem im Rahmen der Mittel- und Niedrigwasserregulierung, mit den entsprechenden Auswirkungen auf die angrenzenden Auengewässer der Elbe und der damit verbundenen Unterbrechung ökologisch notwendiger, hydraulisch bedingter Veränderungen im Gewässersystem.

Im weiteren Verlauf kann nach dem Beginn der intensiven Ausbauphase im Jahr 1866 bis etwa zum Jahr 1892 vom Abschluss der Mittelwasserregulierung der Elbe ausgegangen werden (ROMMEL 2000). Durch

gezielten Bühnen- und Längsverbau (Errichtung von Leit- und Deckwerken) wurde das Gerinne der Elbe begradigt und stark eingeengt sowie die Strömung in die Mitte des jetzt inselbefreiten Flusses gelenkt. Die Zielstellungen der sich anschließenden Niedrigwasserregulierung der Elbe wurden per Reichsgesetz im Dezember 1911 vorgegeben. Abgeschlossen wurde die Niedrigwasserregulierung an der Elbe, mit Ausnahme der durch den II. Weltkrieg unterbrochenen Arbeiten im Bereich der so genannten Reststrecke bei Dömitz zwischen den Elbekilometern 508,1 und 521,1 sowie einiger punktueller Maßnahmen, im Wesentlichen in den 30-er Jahren des 20. Jahrhunderts.

Hinsichtlich der ökologischen Wirkungen abgeschnittener Altarme und Nebengewässer ist es als sehr wesentlich einzuschätzen, ob die betreffenden Gewässer in der rezenten Aue als hydraulisch beeinflusste Strukturen im Hochwasserfall verblieben oder ob diese im Nachhinein durch gezielten Ausdeichung in die fossile Aue verlagert wurden. Mit den o. a. Haupteinflüssen des Hochwasserschutzes und des Verkehrswasserbaus auf die Gewässerlandschaft der Elbauen sind, neben den aus den hydraulisch-morphologischen Veränderungen erwachsenen ökologischen Auswirkungen auf Lebensräume und Lebensgemeinschaften, eine Anzahl weiterer, direkter und indirekter Folgen verbunden. Hierbei sind insbesondere die Erosionsproblematik der Elbe und die grundlegende Auflandungstendenz in den jeweiligen Elbstrecken sowie die mit den Flächennutzungen verbundenen Auswirkungen durch Entwässerung, Wegeführung, Anlagenbau usw. zu nennen.

Durch diese tief greifenden Einschnitte in das Auenökosystem der Elbe kam es insgesamt zu erheblichen Veränderungen der Gewässerlandschaft und der Auenstruktur der Elbe. Es ist daher ein grundlegendes Ziel durch entsprechende Maßnahmen Reststrukturen zu erhalten und zu reaktivieren sowie verloren gegangene Auenstrukturen mit ihren Retentions- und Überflutungsräumen sowie ihren typischen Lebensgemeinschaften soweit wie möglich wieder herzustellen und zu entwickeln.

3 Die Anbindung von Auengewässern als Maßnahmen zur Auenentwicklung

Rückdeichungen sowie Gewässeranbindungen und die in der Folge mögliche Reaktivierung ehemals aktiver Auengewässer stellen im Hinblick auf die o.a. teilweise Irreversibilität der Entwicklungen in der Gewässerlandschaft insgesamt sehr effektive Möglichkeiten zur gewässerökologischen Aufwertung der Aue dar. Sie sind demzufolge auch als Kernvorhaben in der jeweiligen landschaftspflegerischen Begleitplanung verankert und finden entsprechende Berücksichtigung.

Die folgenden Maßnahmenbeispiele sollen grundlegende Möglichkeiten und Potenziale der Gewässerredynamisierung aufzeigen und die angeführten allgemeinen Überlegungen praxisnah verdeutlichen. Dabei handelt es sich um Beispiele im Bereich des UNESCO-Biosphärenreservates „Flusslandschaft Mittlere Elbe“ im Bundesland Sachsen-Anhalt, welches von der Elbe auf einer Gesamtlänge von 304 km durchflossen wird. Bei der Auswahl dieser Beispiele wurden sowohl ein natürliches Auenaltwasser der Elbe als auch künstlich entstandene Auengewässer in Form eines ehemaligen

Abtragungsgewässers bzw. eines wasserbaulich entstandenen Restgewässers berücksichtigt.

3.1 Wiederanschluss „Kurzer Wurf“ bei Klieken

3.1.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung

Der Wiederanschluss des so genannten „Kurzen Wurfes“ zwischen den Elbkilometern 249,5 und 250,5 erfolgte mit der Abnahme der Maßnahme im Dezember 2001 im Rahmen eines EU-LIFE Projektes. Die Vorstellung dieser Maßnahme erfolgt insbesondere vor dem Hintergrund des Anschlusses eines großen natürlichen, jedoch künstlich abgeschnittenen Altwassers. Mit der Umsetzung dieses Großprojektes waren, neben der eigentlichen Altarmbindung, ein Komplex weiterer Maßnahmen mit folgenden Einzelvorhaben verbunden:

- Wiederanbindung des abgetrennten Elbealtarmes „Kurzer Wurf“ in der rezenten Aue
- Entschlammung des stark verlandeten Altwassers „Alte Elbe Klieken“ in der fossilen Aue
- Pflanzung und Entwicklung von etwa 60 ha Auenwald in der rezenten Aue
- Umwandlung landwirtschaftlicher Nutzfläche in der fossilen Aue in etwa 30 ha Wald.

Der „Kurze Wurf“ war der eigentliche ehemalige Elbehauptverlauf, welcher im Vergleich zu vielen anderen Altläufen erst relativ spät in den Jahren 1931 bis 1934 mit der Zielstellung der Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse von der Elbe abgetrennt wurde. Auf diese Tatsache weisen u.a. noch vorhandene Bühnenreststrukturen im „Kurzen Wurf“ hin. Durch diese Abtrennung ging der rheophile Charakter des Gewässers mit den entsprechenden Auswirkungen auf die Hydraulik, die Strömungsverhältnisse, die Gewässergüte und insbesondere auf die Gewässermorphologie sowie damit auf die entsprechenden Lebensräume und Lebensgemeinschaften weitgehend verloren.

Die Abtrennung des „Kurzen Wurfes“ erfolgte durch den Bau einer neuen Stromrinne und der teilweisen Verfüllung des Altlaufs im Zustrombereich bis in den Bereich des mittleren Hochwassers. In den folgenden Jahrzehnten wurden bereits verfüllte Teilabschnitte zusätzlich mit Baggergut aus der Elbe, u. a. auch aus Baggerungen vor den Kühlwasserabläufen des Kraftwerkes Vockerode, überdeckt.

Zusammengefasst lässt sich das Teilvorhaben der Altarmbindung wie folgt beschreiben:

- Die Anbindung wurde am Elbkilometer 249,34 in einem leichten Bogen mit der Mündung des Zulaufs aus der Elbe in den südlichen Teil des Kurzen Wurfes vorgenommen. Diese Verbindung hat eine Länge von etwa 200 m, eine Sohlbreite von etwa 10 m sowie ein Böschungsgefälle zwischen 1 : 3 und 1 : 5.
- Im Einlaufbereich des Zulaufgerinnes wurde eine Grundschwelle mit einem mittigen Einschnitt in einer Höhe von 0,5 m unter Mittelwasser eingebaut, welche unterstromig mit einem

muldenförmigen Tosbecken versehen wurde. Die Sicherung des Gesamtbereiches erfolgte zum Zwecke der Erreichung einer ausreichenden Standsicherheit der Böschungen durch eine Steinschüttung mit Wasserbausteinen mit einem Durchmesser von 30 bis 40 cm.

- Weiterhin wurde zur Sicherstellung der Durchströmung des Gesamtgewässers der Ablaufbereich des Kurzen Wurfes in die Elbe am Elbkilometer 250,4 geräumt. Hierbei wurden aus dem vorhandenen Haupt- und aus zwei Nebengerinnen des Ausstrombereiches ca. 10.000 m³ organische Feinsedimente und sandig-kiesige Substrate entfernt. Als flankierende Maßnahme wurde weiterhin die Mündung des Katschbaches in den „Kurzen Wurf“ renaturiert.

3.1.2 Festgestellte Entwicklungen

■ Am linken Altarmufer (Matzwerder) unterhalb des befestigten Zustrombereiches kam es zur Ausbildung eines großen Kolkes mit einer Wassertiefe von etwa 5 bis 6 m bei Mittelwasser einschließlich einem etwa 5 m hoher Steilufer auf einer Länge von etwa 40 m. Die im Bereich unterspülten Bäume (vorwiegend ältere Hybridpappeln) kippten in den Altarm und wurden als Biotop bildendes, hydraulisch wirksames Totholz im Altarm belassen.

■ Am rechten Ufer des Altarmes haben sich unterhalb der Zulaufbereiches lang gestreckte, vegetationslose Kiesbänke mit einer Gesamtfläche von etwa 20 000 m² ausgebildet, von denen die höheren Bereiche in einer Höhenlage von etwa 1 m über Mittelwasser liegen. Größere Flächen liegen temporär als gut durchspülte Kiese unter Wasser. Weiter unterhalb haben sich im Altwasser drei Inseln in Mittelwasserhöhe mit einer Flächengröße von etwa 200 m² gebildet.

■ Weiterhin wurden, außerhalb des eigentlichen Altarmkomplexes, am gegenüberliegenden Elbeufer nach den letzten großen Hochwässern in der Elbaue mehrere jeweils hunderte Quadratmeter großer Kiesaufschüttungen festgestellt. Diese befinden sich direkt gegenüber der unterstromigen Ausmündung des Altwassers auf der linksseitigen, gegenüberliegenden Elbaue und wurden vermutlich durch Querströmungen hervorgerufen.



Abb. 1: Anschluss des Altwassers „Kurzer Wurf“ bei Niedrigwasser 2003

3.2 Anschluss „Baggerloch Parchau“

3.2.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung

Das folgende Beispiel wurde insbesondere deshalb ausgewählt, weil hiermit die Anbindung eines künstlich entstandenen Gewässers in einer ökologisch sehr günstigen Höhenlage ohne zusätzliche Befestigungen vorgenommen wurde. Wie bereits eingangs festgestellt wurde, besitzen gerade künstlich entstandene Gewässerstrukturen für künftige Renaturierungskonzepte flussmorphologisch aktiver Auen eine hervorragende Eignung und eine nicht zu unterschätzende Bedeutung.

Bei dem angeschlossenen Gewässer handelt es sich um ein rechtselbisch gelegenes Abgrabungsgewässer bei Parchau, welches etwa in den 30-er Jahren des vergangenen Jahrhunderts – vermutlich im Bereich eines ehemaligen Elbaltarms oder einer großen Flutrinne – durch Auskiesung entstanden ist. Das Parchauer Baggerloch besitzt im Wesentlichen eine gestreckte Form mit einer großen Aufweitung im Nordteil und eignete sich u.a. aus diesem Grund hervorragend für den Anschluss an den Fluss mit der entsprechenden Funktionsübernahme als Flussaltwasser bzw. Nebengerinne.

Das Gesamtgewässer erstreckt sich am rechten Elbufer zwischen den Elbekilometern 358,5 und 359,3. Es bestand bis zur Maßnahmerealisierung auf Grund der Querung des Gewässers durch zwei ehemalige Panzertrassen der GUS-Truppen aus drei hydraulisch und ökologisch weitgehend voneinander getrennten Gewässerteilen. Eine bereits vorhandene, oberstromige Anbindung bestand lediglich aus einem etwa 2 m breiten Kanal, welcher etwa ab Mittelwasser angeströmt wurde. Vermutlich wurde über diese Anbindung der Abtransport des Kieses während der Abbauphase sichergestellt. Unterstromig war eine Anbindung erst ab etwa einem 5- bis 10-jährigem Hochwasser flächig über die Aue bzw. über eine teilweise verlandete Flutrinne in ein Flutrinnensystem im Hinterland gegeben.

Die Veranlassung zur (Wieder)anbindung dieses Gewässers ergab sich als Teil einer planfestgestellten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme für die bereits vorgenommene Verbreiterung des Elbe-Havel-Kanals im Rahmen des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit. Neben der Gewässeröffnung selbst wurden weitere flankierende Maßnahmen in Form des Baus eines Biberrettungshügels, der Anbindung unterstromiger Flutrinnenbereiche durch gezielte Beräumungen im Zustrombereich und die Entsiegelung der hier vorhandenen Plattenwege vorgenommen.

Die Zielstellung für die Maßnahme bestand insbesondere in der Schaffung rheophiler Strukturen, der dauerhaften Freihaltung und natürlichen „Grundräumung“ des Kiesgewässers bei Wasserständen größer Mittelwasser durch direkte, barrierenfreie Durchströmung. Weiterhin sollen ein mildes Strömungsklima bei Wasserständen kleiner Mittelwasser und damit eine optimale Sauerstoffversorgung des Restgewässers sowie eine ungehinderte Fischwanderung bei sehr kleinen Wasserständen

im Niedrigwasserbereich als Wintereinstandsraum mit weitgehend stehendem Wasser und schlammfreier, geräumter Anbindung erreicht werden.

Auf der Grundlage des gültigen Planfeststellungsbeschlusses wurden entsprechend der Ausführungsplanung die folgenden Details in der Kernmaßnahme der Gewässeranbindung umgesetzt:

- Eine komplette Beräumung der hier vorhandenen Querriegel der zwei ehemaligen Panzerdurchfahrten auf einer Breite von mindestens 20 m und einer Höhenlage bis zur anstehenden Gewässersohle, mindestens aber in Niedrigwasserhöhe.

- Baggerung der oberstromigen Anbindung als Muldenprofil auf einer Mindestbreite von ca. 20 m und ein Höhenlage von 1,0 m unter dem Mittleren Niedrigwasser. Dies soll insbesondere Fischrückzugsräume bei lang andauernden Niedrigwasserereignissen schaffen. Die oberstromige Böschung des Zulaufkanals wurde dabei als Steilufer ausgeführt. Neben der Schaffung hochdynamischer Lebensräume dient dies insbesondere der Verhinderung von Kfz-Durchfahrten bei sehr niedrigen Wasserständen.

- Die unterstromige Anbindung erfolgte in der tiefsten vorhandenen Geländelage am Ende des Gewässers auf kürzestem Weg zur Elbe auf einer Breite von 10 - 15 m, hier bei einer Höhenlage des Mittelwasserspiegels.

- Die anfallenden Aushubmassen wurden nur so weit notwendig auf abgestimmten und geeigneten Flächen eingebaut. Der überwiegende Teil der Massen wurde zum Bau des Biberrettungshügels auf dem Höhenrücken unterstromig des Ablaufs eingesetzt.

- Abschließend erfolgte die Vertiefung einer aus dem Gewässer auslaufenden Flutrinne, um ein unterstrom liegendes Flutrinnensystem frühzeitig anzubinden.

3.2.2 Festgestellte Entwicklungen

Genau mit dem Abschluss der Baumaßnahme stieg der Wasserstand der Elbe über Monate so an, dass das angeschlossene Gewässersystem durch die neu geschaffenen Öffnungen zur Elbe stark durchströmt, aber der Gesamtbereich noch nicht flächig überströmt wurde. Dadurch bildete sich in dieser Zeit zwischen der Elbe und dem Anschlussgewässer eine sehr höhendifferente, etwa 1.000 m lange und durchschnittlich 100 m breite



Abb. 2: Ablaufrinne in Richtung Elbe im August 2005

Insel. Da kein ausreichend weiterer Wasseranstieg mit der entsprechenden Druckabnahme durch die Ausuferung in die Aue erfolgte und die umgebauten Abschnitte noch nicht mit flächiger Vegetation bewachsen waren, wurde die nicht zusätzlich befestigte Auslaufrinne insgesamt hydraulisch sehr stark belastet. Hier ist nach dem Auftreten eines ortsveränderlichen Wechselsprungs anzunehmen, dass der Ablaufbereich nach dem Durchbruch durch die anstehende Auenlehmedecke in die darunter liegenden Kiese weiter erodiert ist und sich gegebenenfalls der tiefer liegenden Zulaufsohle deutlich angenähert hat.

In diesem Zusammenhang kam es auch zur Ausbildung steiluferartiger Abbrüche an den Gerinneufern im gesamten Ablaufbereich bis maximal etwa 2 bis 3 m Höhe und zur Aufspaltung des Abflusses in die Elbe in das unterhalb liegende Bühnenfeld.

Mit den in dieser Form nicht so schnell und so tief greifend erwarteten morphodynamischen Entwicklungen im Abstrombereich ist eine permanente Durchströmung des Gewässers gegeben. Dies ist aus ökologischer Sicht allerdings hinnehmbar und sogar zu begrüßen, da in der nördlichen Aufweitung des Anschlussgewässers noch ausreichende große und tiefe Stillwasserbereiche vorhanden sind und eher ein Defizit betreffs rheophil geprägter Nebengerinne besteht.

Die konkreten morphologischen Auswirkungen der Anschlussmaßnahme werden allerdings erst nach einem deutlichen Absinken des Wasserstandes der Elbe sichtbar und messbar werden. Eine entsprechende Kontrolle ist vorgesehen.

3.3 Randgewässeranschluss bei Dornburg

3.3.1 Zielsetzung und Maßnahmenumsetzung

Bestand, Vergang und letztendliche Erhaltung dieses Gewässers sind ebenfalls sehr stark an die wasserbauliche Tätigkeit des Menschen in der Elbaue gebunden. Weiterhin ist dieses Beispiel hervorragend geeignet, die Möglichkeiten von Gewässeranschlüssen durch eine gute Zusammenarbeit von Bundes- und Landesbehörden aufzuzeigen.

Das bzw. die betreffenden Gewässer entstanden in einer sehr engen Elbschleife am Elbekilometer 300, nachdem der relativ enge, aber weit in die Aue reichende Prallhang mittels lang vorgestreckter Bühnenneubauten im Rahmen der Niedrigwasserregulierung festgelegt wurde. In den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts erfolgte das Abschneiden der Bühnenfelder als eigenständige Randgewässer, nachdem die Bühnenspitzen mit einem Längswerk miteinander verbunden wurden.

Zwei Gewässer blieben bis heute erhalten – das oberliegende bei Wasserständen kleiner Mittelwasser völlig abgeschnitten und das unterliegende von unterstrom zwar ganzjährig angebunden, jedoch auf Grund der Verschlammung biozönotisch völlig verödet. Dagegen wurde ein Großteil dieser abgeschnittenen

Bühnenfeldgewässer in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts als Spülflächen bei Baggerungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen genutzt und dadurch dauerhaft verfüllt.

Die Veranlassung zur Anbindung dieser zwei Restgewässers ergab sich als Teil der vor Ort vorgenommenen Benehmensregelungen zwischen dem Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Magdeburg als Bundesbehörde und der Biosphärenreservatsverwaltung als Landesbehörde. Diese Maßnahme wurde nicht planfestgestellt, sondern erfolgte als Kompensation für eine Summe vorgenommener Unterhaltungsmaßnahmen in gegenseitiger Absprache und in bestem Einvernehmen. Die Umsetzung erfolgte in Eigenregie des Außenbezirkes Niegripp des WSA Magdeburg. Alle hierzu notwendigen Rahmenbedingungen wurden vor Ort besprochen und entsprechend umgesetzt. Die Maßnahme wurde u.a. im Rahmen der Ausbildung des WSA genutzt, da Restflächen wasserbaulich zu sichern waren.

Die Zielstellung für diese Maßnahme bestand in der Schaffung temporär rheophiler Strukturen, welche dazu beitragen sollten, der fortschreitenden Verlandung der Gewässer entgegenzuwirken. Insgesamt dient dies der dauerhaften Freihaltung und natürlichen „Grundräumung“ der Randgewässer bei definierten Wasserständen und einer optimalen Sauerstoffversorgung. Weiterhin sollte eine dauerhafte Erreichbarkeit für Fische von unterstrom bei sehr kleinen Wasserständen im Niedrigwasserbereich als Wintereinstandsraum mit weitgehend stehendem Wasser und schlammfreier, geräumter Anbindung erreicht werden.

Die Umsetzung der Gewässeranschlüsse erfolgte auf Grund der Abflusssituation in zwei getrennten Bauabschnitten:

- Im November/Dezember 2004 wurde die zwischen beiden Teilgewässern vorhandene Buhne in der Höhe restlos bis auf den Gewässergrund auf einer hydraulisch notwendigen Gewässerbreite (Spülwirkung!) entfernt. Der Bühnenrest und die offene Längswerksflanke wurden wasserbaulich mit Sandsteinpflaster gesichert. Abschließend wurde zur schnelleren Eingrünung überkiest.
- Im Oktober 2005 erfolgte die Absenkung des Längswerkes an einer hydraulisch günstigen Lage bis auf eine Höhe von 0,8 m unter mittleren Wasserstand. Die Kopfenden der Absenkung wurden mit Sandsteinpflaster



Abb. 3: Absenkung des Längswerkes im Mai 2006 mit Blick stromab bei fallendem Wasserstand

und abschließender Überkiesung gesichert. Der Überlauf wurde mit einem Steinwurf festgelegt.

3.3.2 Festgestellte Entwicklungen

Bereits im folgenden Winter war bei hinreichendem Wasserstand eine vollständige Durchströmung der wieder angebandenen Restgewässer als ein großes Nebengewässer feststellbar. Großteile ehemals festliegender Flächen organischer Feinsedimente wurden ausgespült und tiefere, ehemals anaerobe Räume wurden mit gröberen Kiesfraktionen teilweise aufgefüllt. Die Zugänglichkeit und der Anteil ganzjährig besiedelbarer Bereiche wurde erheblich erhöht, wobei dies insbesondere auch auf die deutliche Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes zurückzuführen ist.

4 Folgerungen

Mit den hier beschriebenen Beispielsmaßnahmen konnte gezeigt werden, dass

- die schiffbaren, natürlichen Gewässer als große, Landschaftsraum verbindende, potamale Bereiche unserer Gewässerlandschaft untrennbare Bestandteile des Natur- und Wasserhaushaltes darstellen,
- auch in und an großen Flüssen die Förderung der Gewässerdynamik als Grundlage der eigendynamischen Gewässerentwicklung von primärer Bedeutung ist,
- trotz unterschiedlicher Zuständigkeit von Bund und Ländern ökologisch effektive Maßnahmen durch die Reaktivierung des ehemaligen Gewässersystems (Altarmanschlüsse im weitesten Sinne) umsetzbar sind,
- sich die Zusammenarbeit der zuständigen Behörden von Bund und Ländern aus strategischer Sicht an den guten Erfahrungen der Gewässer orientieren sollte, an denen bereits eine enge Zusammenarbeit existiert,
- gerade an der Elbe in den letzten Jahren die Zusammenarbeit zwischen der WSV des Bundes und den Landesbehörden des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft eine nie dagewesene Qualität erreicht hat.

5 Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der an der Elbe vorgenommenen anthropogenen Eingriffe und der daraus erwachsenen Veränderungen stellt sich das heutige morphologische Bild des Flusses und der Aue, primär bezogen auf vergleichende Betrachtungen des Gewässerbestandes und auf hiermit verknüpfte eigendynamische Vorgänge, drastisch verändert dar.

Dass es sich dabei jedoch keineswegs um völlig unumkehrbare Entwicklungen handelt, lässt sich an Hand verschiedener Projekte nachweisen. Dabei ergeben sich bei einer ganzheitlichen Herangehensweise und einer vertretbaren Zielposition – auch und gerade bei Berücksichtigung der Nutzung der Elbe als Wasserstraße und der Gewährleistung eines notwendigen Hochwasserschutzes in einem ausreichenden und vertretbaren Maße – deutliche Potenziale im Bereich der Gewässerreaktivierung sowohl in der rezenten als auch in der fossilen Aue bzw. in den reaktivierbaren Teilen der fossilen Aue.

Neben direkten Gewässerreaktivierungen in der derzeit bestehenden rezenten Elbaue besitzen Wiederbelebungen von Gewässeraltstrukturen in der fossilen

Aue im Zuge von Rückdeichungen auf Grund der großen ökologischen Effizienz der Gesamtmaßnahme einen sehr hohen Stellenwert. Wesentlich ist dabei aus Sicht des Verfassers insbesondere die Berücksichtigung des Prozessschutzes als Basis für derartige Maßnahmen gegenüber herkömmlichen, häufig relativ statischen Arten- und Biotopschutzgedanken.

Mit den hier angeführten Beispielen wurden mehrere weitere Projekte im Bereich der Mittleren Elbe realisiert. Diverse Folgevorhaben sind grundsätzlich möglich und teilweise schon in Vorbereitung bzw. angedacht.

Möglich wurden und werden solche konkreten Vorhaben nur in einer guten, interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Interessenvertretern. Neben der Zusammenarbeit des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft auf Landesebene – in der Praxis bei den verschiedenen Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt bewährt, aber inhaltlich noch lange nicht immer ausreichend – trifft dies in besonderem Maße für die Umsetzung gemeinsamer Vorhaben zwischen der Wasserstraßenverwaltung des Bundes und den Naturschutz- und Wasserbehörden des Landes zu.

6 Literatur

- HARMS, O. & S. KEINE (1999): Morphologische Gewässerstrukturen der Elbe 1776 und 1992. – in: Tagungsband „Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion in Fluss und Aue“ (Wittenberge 04.-07.05.1999), Karlsruhe.
- JÄHRLING, K.-H. (1993a): Die flussmorphologischen Veränderungen an der mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus der Sicht der Ökologie. – Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1993b) Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen – prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. – Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittel-Elbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. – Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1998): Deichrückverlegungen: Eine Strategie zur Renaturierung und Erhaltung wertvoller Flusslandschaften? – Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (2004): Stellungnahme der Biosphärenreservatsverwaltung Flusslandschaft Mittlere Elbe zu möglichen Flussbettvertiefungen der Elbe. – Biosphärenreservatsverwaltung, interne Stellungnahme, unveröffentlicht, 17.08.2004.
- ROLOFF (1916): Fünfzig Jahre Elbstrombauverwaltung. – Auszug aus dem Zentralblatt der Bauverwaltung Nr. 27, Berlin.
- ROMMEL, J. (2000): Studie zur Laufentwicklung der deutschen Elbe seit ca. 1600. – Auftragstudie der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Der Autor



Karl-Heinz Jährling (Jahrgang 1958) ist Wasserwirtschaftler und war langjährig bei der staatlichen Umweltverwaltung mit Fragen der Gewässergüte befasst, bevor er eine dreijährige Tätigkeit in der Naturschutzverwaltung (Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe) aufnahm. Heute arbeitet er im Fachbereich Ökologie des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt. Neben Gewässersanierungen gehörten Renaturierungsmaßnahmen zu seinem Aufgabengebiet. Schwerpunkte waren u. a. ein BMBF-Forschungsprojekt an der Elbe sowie diverse Altarmanschlüsse und Rückdeichungsvorhaben.

Das Haseauenprojekt im Landkreis Emsland – Maßnahmenumsetzung und Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle

von Dominique Remy

Inhalt

- 1 Einleitung
- 2 Lage und historische Entwicklung
- 3 Ziele, Hypothesen und Maßnahmen
- 4 Erfolgskontrolle: Wie?
- 5 Methoden
- 6 Ergebnisse und Entwicklungen
 - 6.1 Reaktivierung von Altwassern
 - 6.2 Deichrückbau: Auslöser dynamischer Prozesse
 - 6.3 Strukturen als Folge entfesselter dynamischer Prozesse
 - 6.4 Vegetation
- 7 Fazit und Folgerungen
- 8 Zusammenfassung
- 9 Literatur

1 Einleitung

Hintergrund für die Maßnahmen zur Restrukturierung des unteren Hasetals im Rahmen eines E+E-(Erprobungs- und Entwicklungs-)Projektes waren die starken landschaftlichen Veränderungen im Bereich der Aue. Während chemische und bakteriologische Belastungen der Gewässer bereits flächenhaft und deutlich durch moderne Klärverfahren verringert wurden, erfolgte eine Beseitigung struktureller Defizite bei Bächen und Flüssen nur punktuell. Der nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) geforderte gute ökologische Zustand von Fließgewässern ist jedoch nur dann erreichbar, wenn sich naturnahe Strukturen sowohl im Gewässer und seinem Uferbereich als auch in der angrenzenden Aue entwickeln können. Während Revitalisierungsprojekte an kleineren Fließgewässern bereits vielfach umgesetzt wurden (SMUKALLA 1994), sind vergleichbare Projekte an Flüssen von der Größe der Hase eher die Ausnahme.

Projekte zur morphologischen Restrukturierung und Revitalisierung von Fließgewässern samt ihrer Aue haben sich heute an den Erfordernissen der WRRL zu orientieren und sind hinsichtlich Wirkung und Effizienz zu überprüfen. Die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zum E+E-Projekt „Hasetal“, die von der Universität Osnabrück 1999–2003 in Zusammenarbeit mit dem Landkreis (LK) Emsland und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) durchgeführt wurden, dienten u.a. auch der Effizienzkontrolle. In diesem Artikel werden ausgewählte Ergebnisse von Untersuchungen zur Vegetation sowie abiotischer Strukturen und Prozesse vorgestellt.

2 Lage und historische Entwicklung

Die Hase ist mit 168 km Fließstrecke das längste Seitengewässer der Ems und ein typischer Fluss des sandgeprägten norddeutschen Tieflands. Das Untersuchungsgebiet am Unterlauf der Hase befindet sich im Landkreis

Emsland (Niedersachsen) zwischen Haselünne und Meppen (s. Abb. 1). Es umfasst 7 km Talaue mit etwa 9 km Fließstrecke der Hase sowie den mündungsnahen Unterlauf der Mittelradde. Im potenziellen Überschwemmungsbereich der Aue befinden sich rund 430 ha landwirtschaftliche Nutzfläche im Besitz des Landkreises Emsland.

In historischer Zeit haben bereits geringe Hochwasserabflüsse der Hase, wie es wohl bei der Mehrzahl der Tieflandflüsse der Fall war, aufgrund geringerer Gewässertiefe und geringen Gefälles zu großflächigen Ausuferungen geführt, wodurch die Nutzung der Aue stark eingeschränkt war. Unbefestigte Gewässer der Sandlandschaften sind aufgrund der geringen Bindigkeit des Sandes sehr „erosionsfreudig“. Typisch für die Hase waren daher häufige Laufverlagerungen und die Bildung von Altwassern, wie Auswertungen von Karten zwischen 1773 und 1950 belegen (REMY & ZIMMERMANN 2004).

In den 50er Jahre wurde der Flusslauf allein innerhalb des E+E-Projektgebietes durch Durchstiche von rund 14 km auf etwa 9 km verkürzt und in ein engeres sowie tieferes Hochwasserbett gezwängt, ohne allerdings seine Durchgängigkeit zu beeinträchtigen. Technischer Ausbau mit Uferversteinung, Tiefenerosion und Eindeichung führten zur Veränderung des Abflussverhaltens sowie zu einer Absenkung des Grundwasserstandes in der Aue. Zwar weist die Hase nach wie vor ausgeprägte Hochwasserabflüsse auf, die Überflutung der Aue ist aber durch die Eindeichung im Ausmaß stark reduziert. Durch diese Entkoppelung von Fluss und Aue begünstigt, trug seit den 60er Jahren eine zunehmend unangepasste, intensivere Landnutzung zum quantitativen und qualitativen Rückgang typischer Elemente der Aue bei.

3 Ziele, Hypothesen und Maßnahmen

Das Projekt basiert auf der Annahme, dass die großflächige Restrukturierung einer Flusslandschaft allein durch anfängliche, punktuelle Baumaßnahmen, hier der Rückbau von Deichen und die Anbindung von Altwassern, initiiert werden kann, wenn dadurch eine eigendynamische Entwicklung in Gang kommt. Einzelne Strukturen sind nicht planbar, sondern sind das Ergebnis einer weitgehend ungehinderten Gewässerdynamik.

Gleichzeitig sollte auf Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung verzichtet werden, soweit nicht Rechte Dritter verletzt werden oder eine hydraulische Notwendigkeit besteht, was bei dem vorhandenen Abflussquerschnitt eher unwahrscheinlich ist. Weitergehende, auch flächenhaft wirkende Prozesse könnten dann einer eigendynamischen Entwicklung überlassen werden (SMUKALLA 1994, RIEKEN 2004). Wenn zudem die landwirtschaftliche Nutzung extensiviert oder aufgegeben

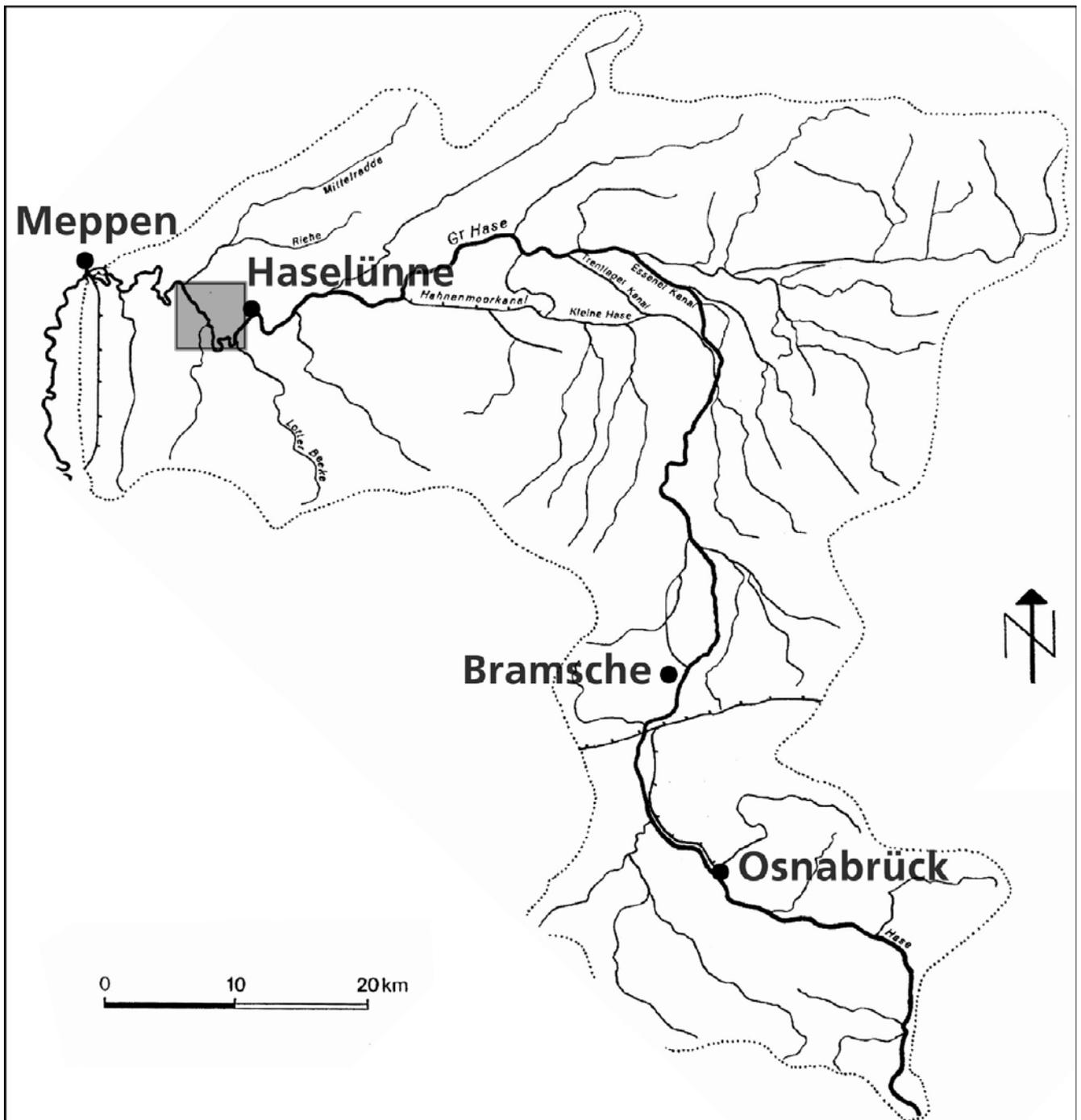


Abb. 1: Einzugsgebiet der Hase mit dem E+E-Projektgebiet zwischen Meppen und Haselünne



Abb. 2: Im Luftbildvergleich gut sichtbare Strukturverluste durch Nutzungsänderung und Flurbereinigung nach Eindeichung und Kanalisierung der Hase zwischen 1956 und 1995 (Flusschleife der Haase südwestlich von Haselünne). (1956: mit freundlicher Genehmigung der Hansa Luftbild AG.)

wird, sollten auf diese Weise die Ausbildung naturnaher, heterogener biotischer Strukturen in der Aue begünstigt werden. Gleichzeitig ist nach dem Rückbau der Deiche durch häufigere und länger anhaltende Überflutungen mit einer besseren Vernetzung von Fluss, Kleingewässern und Aue zu rechnen.

Voraussetzung für die Restrukturierung der Haseaue unter Nutzung eigendynamischer Prozesse war die Verfügbarkeit größerer, zusammenhängender Flächen, hier 430 ha im Besitz des LK Emsland. Mit einem klassischen Gewässerrandstreifenprogramm wäre ein solcher Ansatz nicht durchführbar gewesen. Gleichzeitig erübrigten sich auch Gewässerrandstreifen als Pufferzonen, da durch Pachtverträge die Überführung von Ackerflächen in extensiv genutztes Grünland festgeschrieben wurde.

Die bauliche Umsetzung des E+E-Projektes zur Renaturierung und Redynamisierung der Haseaue, der Rückbau von Deichen, der Anschluss von zwei Altwässern und die punktuelle Modellierung von autotypischen Strukturen (s. REMY & ZIMMERMANN 2004) erfolgten 1999–2001 unter Federführung des Landkreises Emsland und mit Mitteln des BfN.

4 Erfolgskontrolle: Wie?

Die generellen Strukturdefizite der Hase, eine auf großen Strecken sterile Eintönigkeit als Folge von Gewässerausbau und anhaltender, intensiver Gewässerunterhaltung, sind und waren auch ohne Leitbild bzw. Referenzzustand klar erkennbar. Für eine zielführende Erfolgskontrolle fehlten jedoch einheitliche Bewertungskriterien, besonders hinsichtlich abiotischer (ökomorphologischer) Indikatoren, die sich, wie von der WRRL gefordert, an landschaftlichen Leitbildern bzw. an Gewässerlandschaften oder ganz allgemein an der Geomorphologie zu orientieren haben (Leitbildorientierung). Zum Zeitpunkt der Planung der wissenschaftlichen Begleituntersuchung, in den Jahren 1997/98, gab es nur relativ wenige Publikationen zum Thema des regionalen morphologischen Typs von Flüssen des sandgeprägten Tieflandes bzw. zur naturräumlichen Ausstattung der Fließgewässer (z.B. DAHL & HULLEN 1989; BUHMANN & HUTTERER 1996; NIEHOFF 1996). Heute können, ausgehend von dem Leitbild „Sandgeprägtes Fließgewässer des Tieflandes“ (RASPER 2001; BRIEM 2003), die Strukturdefizite für das konkrete Untersuchungsgebiet leichter benannt werden. Es bleibt allerdings anzumerken, dass es für Fließgewässer von der Größe der Hase kaum noch Referenzstrecken gibt, die den ursprünglichen hydraulischen Zusammenhang zwischen Fluss und Aue aufweisen. Außerdem bestehen deutliche Diskrepanzen zwischen dem untersuchten Fließgewässerabschnitt der Hase und den für das sandgeprägte Tiefland benannten Leitbildern bzw. Referenzgewässern, da diese durchweg einen geringeren Fließgewässerquerschnitt haben.

Veränderungen der Gewässerstrukturen, also hydro-morphologischer Strukturelemente, sind sicherlich das unmittelbar auffälligste Bewertungskriterium für die Effizienz (SMUKALLA 1994). Im vorliegenden Fall wurden, basierend auf historischen Karten und Abbildungen sowie auf gewässertypologischer Grundlage, neben vegetationskundlichen ebenfalls einige (hydro-)morphologische Merkmale abgeleitet. Anhand dieser Merkmale und anhand von Indikatoren für dynamische Prozesse sollte der Erfolg des Projektes, also die Annäherung an

einen potenziell natürlichen Zustand, qualitativ und halbquantitativ bestimmt werden.

Als wesentliche Merkmale wurden herangezogen:

- nennenswerte morphodynamische (strukturelle) Entwicklungen,
- Veränderung der Lauflänge durch Anschluss der Altwasser,
- Böschungsausprägung,
- Verzahnung/Strukturvielfalt: Anzahl unterschiedlicher Kleinlebensräume im Uferbereich / Varianz der Wasserspiegelbreite,
- Art und Zusammensetzung des Substrats von Rohbodenstandorten im Uferbereich (Sedimentdifferenzierung),
- Sukzessionsprozesse im Bereich der Vegetation,
- Umlandnutzung: Extensivierung der Nutzung bzw. Nutzungsänderung,
- Betrachtung der Qualität/Quantität der Vegetation vor und nach den Maßnahmen.

Die Beurteilung der Entwicklung erstreckt sich über einen Zeitraum von 1999 bis 2003 und basiert auf einer Dokumentation des Ist-Zustandes, die im Jahr 1999 erfolgte. In diesem Zusammenhang ist der schon relativ großzügige Zeitrahmen von 5 Jahren für die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen hervorzuheben. Allerdings steht auch fest, dass die interessanten Entwicklungen, die sich über das Jahr 2003 hinaus ergaben, nicht mehr systematisch untersucht werden konnten, da ein langfristiges Monitoring nicht vorgesehen war.

5 Methoden

Eine Aufnahme der Uferstrukturen erfolgte an 32 Messpunkten. Diese wurden anhand der Kriterien Regelprofil, natürliches Ufer, rechtes und linkes Ufer, Prall- und Gleithang ausgesucht. Die Daten wurden in den Bereichen Böschungsfuß, Böschung, Böschungsschulter und Deich erhoben, u.a. mittels Neigungsmesser. Eine Kartierung der Rohbodenstandorte (Abbrüche, Anlandungen, Uferwälle) fand jeweils während der sommerlichen Niedrigwasserphasen statt, überwiegend im Juni und September. Erfasst wurden diejenigen Flächen, die wenig bis keine Vegetation aufwiesen und eine Flächengröße von mehr als einem Quadratmeter besaßen.

Systematische Echolotmessungen dienten der Erfassung von Veränderungen der Morphologie der Gewässersohle der reaktivierten Altwasser bei Lahre und Lehrte. Es wurde alle 20 Meter ein Querprofil im Meterabstand gelotet, beginnend einen halben Meter vom Ufer. Um Unterschiede, die auf wechselnder Wasserführung beruhen, bereinigen zu können, wurden die Messungen auf Fixpunkte bezogen. Es wurde jeweils eine Messung vor und unmittelbar nach dem Wiederanschluss der Altwasser an den aktiven Lauf der Hase durchgeführt. Es folgten jährliche Wiederholungsmessungen im Sommer, wobei zwei getrennte Echolotsysteme zum Einsatz kamen.

Anhand von Vegetationsaufnahmen (Methode nach BRAUN-BLANQUET) wurden floristische Vegetationstypen sowie ein Kartierschlüssel erarbeitet. Die Kartierung der Vegetation erfolgte dann flächenhaft zu Beginn der Maßnahmen (1999) und im letzten Projektjahr (2003), wobei jeweils das gesamte Gebiet mehrmals im Frühjahr und Sommer begangen wurde. Grundlage waren topografische Karten und Luftbilder im Maßstab 1:5.000 (vgl. DIERSCHKE 1994).

6 Ergebnisse und Entwicklungen

6.1 Reaktivierung von Altwässern

Es wurden zwei Altwässer der Hase an den aktiven, kanalisiertem Lauf wieder angeschlossen, von dem sie im Zuge der Kanalisierung Ende der 50er Jahre abgetrennt worden waren. In dem kürzeren, kanalisiertem Abschnitt der Hase war aufgrund einsetzender Tiefenerosion der mittlere Wasserstand gegenüber den Altwässern niedriger. Im Jahr 1999 erfolgte der Anschluss des Altwässers bei Lahre (ca. 600 m Länge, rechtes Ufer in Fließrichtung) und im Jahr 2001 der Anschluss des Altwässers bei Lehrte (ca. 1.000 m Länge, linkes Ufer in Fließrichtung). In ihrer ursprünglichen Konstellation stellten die beiden Altwässer zwei unmittelbar aufeinander folgende Flussschleifen dar, die durch zwei Durchstiche und das Einbringen abschließender Flussdeiche abgetrennt wurden. Aus dem Wiederanschluss resultierte eine Laufverlängerung um etwa 1.100 m.

Da nur maximal 75% der Abflussmenge durch die reaktivierten Altwässer und der Rest durch die verbleibenden kanalisiertem Abschnitte geleitet werden sollten, wurde bereits im Vorfeld mit einem veränderten Strömungsregime gegenüber dem Zustand vor der Abtrennung der Flussschleifen gerechnet. Außerdem senkte sich beim Wiederanschluss der mittlere Wasserstand in

den Altwässern um etwa 70–80 Zentimeter auf das Niveau der kanalisiertem Hase ab, womit sich der Abflussquerschnitt in den Altwässern gegenüber dem ursprünglichen Zustand deutlich verringerte.

Die Echolotungen der Jahre 1999–2003 dokumentierten die Veränderungen der Gewässermorphologie der Altwässer und zeigten, dass sich die reaktivierten Altwässer anders als erwartet entwickelten. Der vor Beginn der Baumaßnahmen vorhandene Gewässerquerschnitt blieb in keinem der zwei Altwässer erhalten. Eine erwartete Tiefenerosion erfolgte nicht, statt dessen setzten sich die anfangs noch vorhandenen durchgehenden Strömungsrinnen und Krümmungskolke mit Sediment zu. Insgesamt war eine Abnahme der Tiefenvarianz zu beobachten. Die auch in den Folgejahren anhaltende Abnahme der Wassertiefe lässt eine rasche Verlandung der reaktivierten Altwässer erwarten. Vordergrundig ist diese Entwicklungen im wesentlichen auf die zu geringen Durchflussmengen zurückzuführen, da erhebliche größere Abflussmengen als die ursprünglich angenommenen 25 % weiterhin den Weg über den mit insgesamt 500 m Länge kürzeren, kanalisiertem Lauf der Hase nahmen.

Im Bereich der aufgeweiteten, oberstromigen Anschlüsse der reaktivierten Altwässer lagerten sich bereits nach kurzer Zeit breite Sand- und Schlammdecken

ab. Diese Bänke verlagerten sich anfangs von Jahr zu Jahr und trugen bei sommerlichem Niedrigwasser zu einer weiteren Reduktion des Durchflusses im Altwasser bei. Bereits am Ende des 2. Jahres begann eine weitgehende Festlegung dieser Strukturen durch aufkommende Rohrglanzgrasröhrichte und Weidengebüsche.

6.2 Deichrückbau: Auslöser dynamischer Prozesse

Im Zuge des Projektes wurden vielerorts die Deiche entfernt bzw. rückverlegt, so an der Hase auf 10 Kilometer Länge und am Unterlauf der Mittelradde auf 4 Kilometer. Die jährlichen Überschwemmungen traten nun nach der Beseitigung der Deiche rascher auf und waren außerdem lang anhaltender. Gleichzeitig wurde die schon bei geringeren Hochwasserständen zur Verfügung stehende Retentionsfläche vergrößert und die Vernetzung von Kleingewässern in der Aue mit dem Hauptgewässer intensiviert. Zur Abschätzung der Überflutungshöhe und der Überflutungsdauer der Flächen im Projektgebiet wurden Daten des Pegels Haselünne herangezogen (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz/NLWK-Meppen). Die maximale Differenz der Pegelstände im Zeitraum



Abb. 3: Situation der Altwässer bei Lahre (jeweils rechts im Bild) und Lehrte (jeweils links im Bild) im Jahr 1998 und nach der Reaktivierung 2001



Abb. 4: Entwicklung der Vegetationsstruktur (Rohrglanzgrasröhricht und Weidengebüsche) am Ufer des reaktivierten Hasealtwassers bei Lahre zwischen 1999 und 2005

September 1999 bis Juli 2003 betrug 385 cm (Maximum 403 cm, Minimum 18 cm). Die (inzwischen abgetragenen) Deiche wurden ab einem Pegelstand von 350 cm überflutet. Dieser Pegelstand wurde November–Dezember 1998 während einer 20-tägigen Periode durchgehend

lichen Ufer vorgelagerte Sand- und Schlamm-bänke und Totholz erhalten, wie die Entwicklung der Anzahl der jährlich kartierten Rohbodenstandorte belegt. Gleichzeitig führt die Unterlassung der Uferunterhaltung auch zu einer höheren Strukturvielfalt in der Vegetation.

und in den Jahren 1999 (März), 2002 (Februar) und 2003 (Januar) jeweils einmal während einer 2-4-tägigen Periode überschritten. Nach Rückbau der Deiche erfolgten bereits ab einem Pegelstand von 290 cm häufigere und längerfristige Überflutungen der neu geschaffenen Retentionsräume, im Winter 2001/02 an 26 Tagen und im Winter 2002/03 an 17 Tagen.

6.3 Strukturen als Folge entfesselter dynamischer Prozesse

Während bei kleineren Gewässern, die nur relativ geringe Abflussmengen aufweisen, auf der Basis von Eigendynamik nur über längere Zeiträume mit deutlichen Veränderungen zu rechnen ist (MADSEN & TENT 2000), konnte am Beispiel der Hase bereits kurzfristig ein erfolgreicher Anstoß hydrodynamischer Prozesse gezeigt werden (REMY & ZIMMERMANN 2004).

6.3.1 Folgen unterbleibender Uferunterhaltung

Durch das räumliche Nebeneinander bzw. Gegenüber von Uferabschnitten mit und ohne Uferunterhaltung waren die unterschiedlichen Entwicklungen gut erkennbar. Die Uferunterhaltung erfolgte einerseits in Form regelmäßiger Schafbeweidung der Deiche und der flussseitigen Berme bis zur Wasserlinie. Auf der anderen Seite wurden Uferabbrüche, die durch Hochwasserdynamik oder Viehtritt entstanden, regelmäßig ausgebeSSERT und Sandbänke sowie Totholz beseitigt. Nur kurze Uferabschnitte waren mit einer naturnahen Weichholzaue aus Weidengebüschen (*Salicetum triandro-viminalis*) gesäumt und so der Unterhaltung entzogen.

Dadurch, dass große Teile der rechtsseitigen Uferabschnitte aus der Uferunterhaltung genommen wurden, kam es dort zu einer deutlichen Verbesserung der Strukturvielfalt. Es blieben nun Uferabbrüche, Abrutschungen sowie dem eigent-

6.3.2 Entwicklung der Ufer-Rohbodenstandorte

Die Anzahl der Rohbodenstandorte hatte seit dem Beginn der Maßnahmen im Bereich der Hase eindeutig zugenommen, wenn auch ihre Anzahl und Flächen-größe von Jahr zu Jahr Schwankungen unterworfen war und auch von Umfang der Wasserführung im Sommer/Herbst abhing (s. Tab. 1). Es kam trotz der verbliebenen Uferbefestigungen lokal zu Uferunterspülungen, die zu Abbrüchen und Abrutschungen führten. Unabhängig davon erfolgte eine zunehmende Ablagerung von Sand- und Schlamm-bänken, letztere überwiegend an Innenkurven. Auf den Böschungsschultern bildeten sich sandige Uferwälle aus, besonders auch oberhalb der Gleithänge. Es wurde somit eine nennenswerte morphodynamische Entwicklung erkennbar, die von den vorhandenen Regelprofilen weg, hin zu vielfältigeren Böschungsausprägungen führte. Es war also zu erwarten, dass sich die Struktur der Ufer und ihr Bewuchs auch zukünftig weiter in Richtung natürlicher Uferstrukturen entwickeln werden.

Neben der zunehmenden Quantität von Rohbodenstandorten veränderte sich deren Qualität. Konnten anfangs nur sandige Rohböden kartiert werden, wenn man von den beim Wiederanschluss der Altwasser freigefallenen schlammigen Ufer absah, traten ab 2001 sandig-schlammige oder auch nur schlammige Ablagerungen hinzu. Dies ist als Hinweis auf eine deutlichere Substratsortierung zu werten. Im reaktivierten Lehrter Altwasser dominierten die Schlamm-bänke, da hier vom ersten Jahr des Wiederanschlusses an sehr geringe Strömungsgeschwindigkeiten vorherrschten.

Tab. 1: Anzahl der Rohbodenstandorte im Projektgebiet 1999–2003, gegliedert nach sandigen/schlammigen Rohböden

Jahr	1999	2000	2001	2002	2003
Hase (Hauptstrom)	34	70/9	43/24	50/11	127/11
Lahrer Altwasser	2	3	4	10	10
Lehrter Altwasser	–	–	0/4	0/4	0/3
Summe	36	82	75	75	151

Mit der Herausbildung von Erosions- und Akkumulationsstrukturen im Uferbereich ging eine Zunahme der Varianz der Gewässerbreite und -tiefe einher. Damit eng verknüpft war auch eine partielle Verlagerung des Stromstrichs und eine größere Vielfalt der Strömungsmuster, auch bei mittlerer Wasserführung, die nun stärker zwischen ruhiger Strömung, der Bildung kleiner Strudel und Totwasserzonen wechselten. Gleichzeitig wurde die Kontaktzone zwischen Wasserkörper und Uferböschung komplexer. Statt der monoton, linear verlaufenden Röhrichtzone mit einheitlichem Böschungswinkel wechselten jetzt unterschiedliche Vegetationstypen oder auch vegetationsfreie Bereiche mit stark differenzierten Böschungsstrukturen einander ab. So entstand eine Anzahl unterschiedlicher Kleinlebensräume im Uferbereich.

Erosion in Auen und an Ufern führt immer zu Stoffeinträgen in die Gewässer. Unter diesem Gesichtspunkt kann die geduldete Zunahme der Erosionsprozesse kontrovers diskutiert werden. Viele Fließgewässer der Sandlandschaften weisen unnatürlich hohe Sandfrachten

Erosion



Uferabbrüche/-abrutschungen



Auskolkungen auf der Fläche

Akkumulation



Uferwälle



Sandaufwehungen

Abb. 5: Beispiele von unterschiedlich großflächig ausgebildeten Rohbodenstandorten, deren Entstehung auf Erosion und Akkumulation zurückgeht.

auf, die als wesentliche Belastungsfaktoren mit negativen Auswirkungen auf Gewässerzönosen gesehen werden (TENT 2005). So ist mit Auswirkungen auf das Sandlückensystem durch Verstopfung von Hohlräumen und einer Übersandung sessiler Organismen zu rechnen. Besonders während Hochwasserabflüssen kommt die zerstörerische Wirkung von Sand auf die submersen Hydrophyten (Wasserpflanzen) zum tragen (POTT & REMY 2000). Andererseits entstanden in der Folge von Erosion und Akkumulation örtlich auch uferfern in der Aue zahlreiche neue Strukturen, wie tiefe Kolke und Erosionsrinnen sowie ausgedehnte, bis zu 80–100 cm mächtige Schwemmfächer bzw. Sandablagerungen, die bereits eingehend bei REMY & ZIMMERMANN 2004 dargestellt wurden. Es ist also damit zu rechnen, dass ein Teil der Erosionsprodukte auch in der Aue abgelagert wird und somit der erosionsbedingte Stoffeintrag begrenzt wird.

6.4 Vegetation

Ein wesentlicher Teil des guten ökologischen Gewässerzustandes von Fließgewässern hängt von deren Ausstattung mit Wasser- und Uferpflanzen ab, die zum Strukturichtum des Gewässers und im erheblichen Umfang zur Kompartimentierung des Wasserkörpers beitragen.

Im Fall der kontinuierlich unterhaltenen Ufer wurde die Vegetation der Böschungen und Deiche regelmäßig beweidet. Sie entsprach großflächig einer frischen Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lolium-Cynosuretum*), die im Bereich der Deichkronen in magere Sandrasen mit Heidenelke (*Dianthus deltoides*) übergehen konnte. Nur am unmittelbaren Böschungsfuß bildeten sich schmale Röhrichte mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) aus. Dort, aber auch in Flutmulden, fanden sich verstärkt Flutrasen mit Weißem Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und seltener mit Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*). Die aus der Beweidung genommenen Ufer haben sich von den genannten eher rasigen Beständen rasch zu breiteren Röhrichten des auch hier dominierenden Rohrglanzgrases entwickelt, denen sich oberhalb breite Hochstaudenfluren anschlossen, dominiert von Brennessel (*Urtica dioica*) und begleitet von Klettenlabkraut (*Galium aparine*), Dost (*Eupatorium cannabinum*) und zahlreichen anderen Arten. Derartige nährstoffliebende Hochstaudenfluren sind auentypisch und haben eine große Bedeutung für einige heimische Großschmetterlinge, deren Larvalstadien sich von Brennesseln ernähren.

Während sich im Bereich der weitgehend geschlossenen und hohen Bestände der Flussröhrichte und der Hochstaudenfluren Gehölze kaum etablieren konnten, bildeten frische Sandbänke und Uferwälle gute Substrate für initiale Stadien einer Weichholzaue. Das Aufkommen von Gehölzen auf Sukzessionsflächen und entlang der verschiedenen Gewässerufer wird langfristig zu einer stärkeren Gliederung der Landschaft führen.

Im Gegensatz zur Ufervegetation war im Bereich des Wasserkörpers der Hase keine so eindeutig positive Entwicklung hinsichtlich der Artenvielfalt erkennbar. Hier blieben Pfeilkraut- und Igelkolbenröhrichte aspektbestimmend, da andere Arten durch die anhaltende Trübung weitgehend ausgeschlossen werden (REMY 1993). Im Bereich der Gleitufer förderten Röhrichte aus Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) und Aufrechtem Igelkolben (*Sparganium emersum*) die Sedimentation. Die entstandenen Uferbänke wurden bei niedrigen

Wasserständen im Spätsommer von typischen Zweizahnfluren besiedelt, denen dichte Fließwasserröhrichte aus Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) folgten.

Die Bedeutung auch einer artenarmen Makrophytenvegetation für die Gewässerzönosen ist allerdings nicht zu unterschätzen. Ihr kommt besondere Bedeutung hinsichtlich der Differenzierung des Gewässergrundes zu. In strömungsberuhigten Zonen innerhalb oder hinter Pflanzen-Schwaden erfolgt Sedimentakkumulation, während sich in strömungsreicheren Zonen zwischen den Pflanzen-Schwaden gröberes Substrat ablagert. Gewässermakrophyten förderten auch hier die Sedimentdifferenzierung und reduzierten die Sedimentdrift.

6.4.1 Vegetationsentwicklung auf Rohbodenstandorten

Bei dem Wiederanschluss der Altwasser bildeten sich durch die Absenkung des Wasserstandes um 70–80 cm überwiegend schlammige Uferstreifen aus. Unabhängig davon entstanden während des gesamten Untersuchungszeitraumes zahlreiche Rohbodenstandorte. Die spontane Wiederbesiedlung der vegetationsfreien Uferzonen erfolgte zum Teil sehr unterschiedlich und auch unterschiedlich rasch. Die Vegetationsbedeckung von Rohbodenstandorten erreichte im Jahr ihrer Entstehung zwischen 5–35 % und maximal 50 %. Im Winterhalbjahr entstandene Flächen, die im Kontakt zu bestehender Vegetation standen, wurden bereits im Frühjahr relativ rasch über Ausläufer von Flussröhrichten und Flutrasen besiedelt. Während des Sommerhalbjahrs entstandene Rohböden oder Flächen ohne direkten Kontakt zu bestehender Vegetation unterlagen nach einer längeren Ruhephase im Spätsommer bis Frühherbst oft einer Sukzession, die von Zweizahnfluren ausging. Die Ausbringung von Standardsaatgut an einem Uferabschnitt im Spätsommer hatte dagegen keinen nachhaltigen Effekt. Das Saatgut lief zwar gut auf, die jungen, unzureichend bewurzelten Gräser wurden aber vom folgenden Winterhochwasser fast komplett weggespült. Im folgenden Frühjahr erfolgte auch auf dieser Fläche eine spontane Besiedlung. Erfreulich rasch kam es auch zu einer Ausbreitung von Röhrichten mit der selten gewordenen Schwanenblume (*Butomus umbellatus*) auf Rohbodenstandorten.

Während sich also Uferstandorte oberhalb der Mittelwasserlinie relativ rasch besiedelten, war die Situation im Wasserkörper der Hase differenzierter. Ab einer Wassertiefe von rund 30–40 cm kam es nur sporadisch und sehr langsam zur Ansiedlung von submersen Hydrophyten. Ausschlaggebend war die ganzjährige Trübung des Wassers, die zu einem ungünstigen Lichtklima beitrug. Fehlendes Diasporenmaterial war nicht der Grund, wie die sehr rasche Besiedlung neu geschaffener Stillgewässer mit einer artenreichen Hydrophytenvegetation belegte.

6.4.2 Vegetation neu geschaffener Stillgewässer in der Aue

Im Projektgebiet entstanden eine Reihe von permanenten und temporären Stillgewässern, die zum Teil als Sumpfbeete parallel zu einigen Seitengewässern der Hase ausgebildet oder davon unabhängig in der Aue angelegt wurden (REMY & ZIMMERMANN 2004). Dichte Bestände junger Weiden, das Initialstadium einer Weichholzaue, nahmen klar abgrenzbar die Wasserwechselzone

der Ufer ein und ließen einen künftigen Weidengürtel erahnen. Auf den ständig feuchten Böden der Senken, die im Winterhalbjahr längere Zeit überflutet werden, hatten sich rasch Initialstadien von Bruchwäldern mit Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) gebildet. Ein Erlensterben durch Phytophthora wurde an den Vorwaldstadien bisher nicht beobachtet, obwohl infizierte Bäume im Gebiet vorhanden sind.

Die tiefer liegenden Flächen, die fast ganzjährig Wasser führen, sind von Sumpf- und Wasserpflanzen besiedelt worden. Dort liefen neben Röhrichtarten, wie Aufrechter Igelkolben (*Sparganium erectum*), Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) eine Vielzahl amphibischer Arten auf, wie Gifthahnenfuß (*Ranunculus sceleratus*), Sumpfkresse (*Rorippa amphibia*) oder Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*). Daneben kommen auch regelmäßig echte Hydrophyten vor, die Trockenperioden nur als Dauerstadien überstehen können, wie Wasserpest (*Elodea canadensis*) oder Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*).

6.4.3 Vegetationskartierung: Dokument des Wandels

Für das Projektgebiet liegt eine umfassende Bestandsaufnahme der Vegetation durch eine flächendeckende Kartierung vor. Insgesamt wurden 69 Vegetationseinheiten unterschieden und erfasst, von denen 57 auch kartographisch darstellbar waren. Die im Jahre 1999 gefundenen Vegetationseinheiten waren auch 2003 durchweg im Projektgebiet vorhanden. Unterschiede gab es allerdings im Umfang und in der räumlichen Verteilung dieser Vegetationseinheiten. Zu örtlichen Veränderungen kam es im Wesentlichen durch drei Prozesse:

- durch Nutzungsänderung,
- durch „Unterlassung“ von Pflege,
- als Folge baulicher Maßnahmen.

Auf den Flächen, die in den Jahren 1999–2003 keiner gravierenden Nutzungsänderung unterlagen, haben sich die Vegetationstypen, was ihre Verteilung in der Fläche betrifft, kaum verändert, da durch die gleich

bleibende Nutzung relativ stabile Standortbedingungen vorlagen. Diese Situation traf in erster Linie auf extensiv genutztes Grünland und Gehölzstrukturen zu. Flächen, die geplant oder mangels Interesse an landwirtschaftlicher Nutzung brachlagen, entwickelten sich je nach Ausgangssituation und Standortbedingungen in sehr unterschiedliche Richtungen.

Anders stellte sich die Situation auf den Flächen dar, auf denen Bauarbeiten stattgefunden hatten. Die 1999 in der Folge der Baumaßnahmen entstandenen Pionierflächen – dies waren im Wesentlichen offen liegende Sande, die den ehemaligen Deichverlauf nachzeichneten – befanden und befinden sich in unterschiedlichen Stadien der Sukzession. Neben Bereichen, die auch nach 3–4 Jahren noch weitgehend vegetationsfrei sind – beispielsweise im Bereich der Haseschleife bei Hamm – sind viele ehemalige Deichabschnitte bereits größtenteils wieder von Vegetation bedeckt. Es handelt sich dabei um bracheähnliche Strukturen bzw. ruderale Staudenvegetation und halbruderale Halbtrockenrasen. Hierzu zählen besonders das Tanaceto-Artemisietum vulgare und das Ranunculo repentis-Agropyretum repentis. Verbreitet fanden sich (Roh-)Bodenpioniere, wie Krötenbinse (*Juncus bufonius*), Vogelknöterich (*Polygonum aviculare*) oder Distel (*Cirsium arvense*) sowie Nässe- bzw. Feuchtezeiger, wie Flatterbinse (*Juncus effusus*) oder Hornklee (*Lotus uliginosus*).

6.4.4 Entwicklung und Nutzung kreiseigener Flächen

Im Zug des Projektes konnte der Landkreis Emsland 430 ha intensiv genutztes Grün- und Ackerland in der Aue durch Flächentausch und Ankauf in seinen Besitz bringen. Große Teile dieser Flächen wurden unter der Auflage extensiver Grünlandnutzung an interessierte Landwirte verpachtet. Allerdings ist extensive Grünlandnutzung zur Zeit nur durch EU-Subventionen rentabel, gleichzeitig sind die Auswirkungen der EU-Agrarreform auf das zukünftige Verhalten der Landwirte nicht klar absehbar.

Ein Ziel war die Ausweitung von mesophilem Grünland mit Übergängen zu artenreichen Sandtrockenrasen,

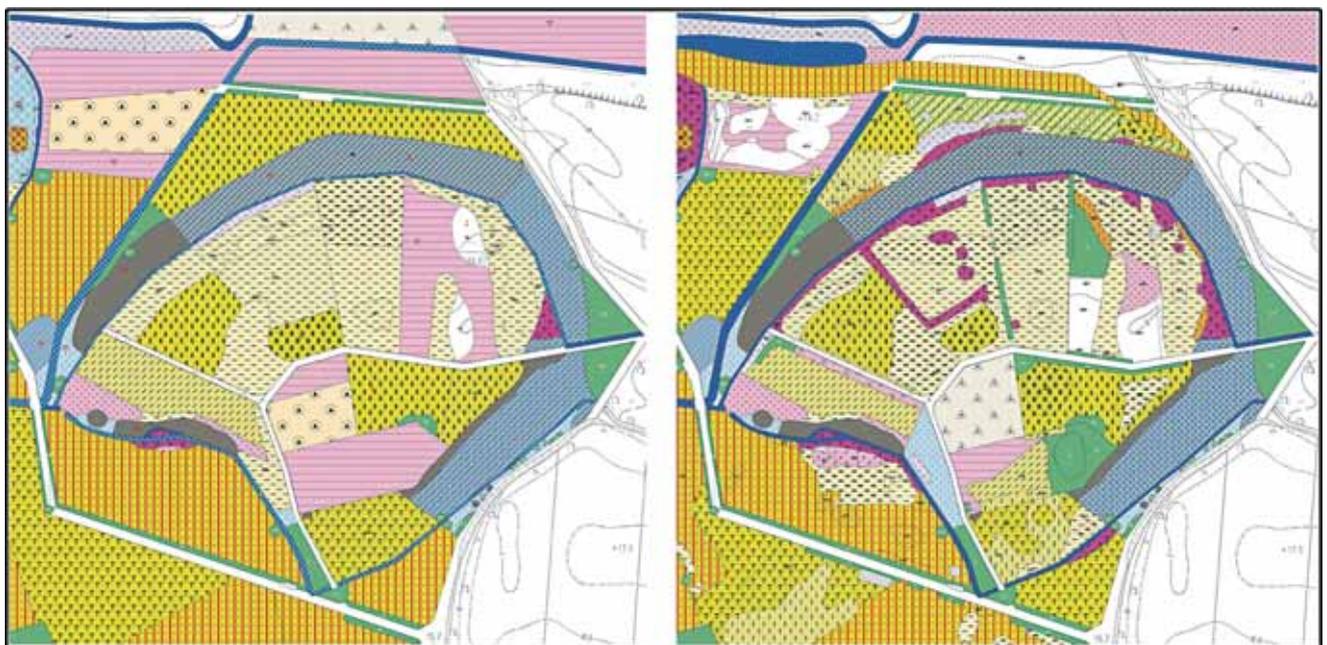


Abb. 6: Strukturzunahme zwischen 1999 und 2003 auf der Ebene der Vegetation durch Nutzungsänderung (Extensivierung) am Beispiel des Landschaftsausschnittes „Gemarkung Beel“

zu Flutrasen und zu Röhrichten. Zu Beginn des Projektes waren im Gebiet noch kleinflächige Vorkommen solcher Vegetationstypen vorhanden, die als Ausgangspunkt für die weitere Ausbreitung dienen konnten. Mesophile Zielarten sind u. a. Heidenelke (*Dianthus deltoides*) und Silbergras (*Corynephorus canescens*). Ein weiteres Ziel, die natürliche Etablierung von heideartigen Strukturen auf Flächen oberhalb der Hochflutmarken in der Aue, wurde inzwischen punktuell mit dem Aufkommen von Besenheide (*Calluna vulgaris*) auf dünenartigen Strukturen und auf Deichen erreicht.

Die Nutzung der Pachtflächen als extensives Grünland wird durch einige Faktoren eingeschränkt. So ist für die Landwirte nach der Beseitigung der Deiche die Hochwassersituation nicht mehr so gut einzuschätzen, d. h. es besteht die Gefahr, dass das Weidevieh, überwiegend Rinder, nicht rechtzeitig von den Flächen geholt werden kann. Andererseits führt die rasche und flache Überflutung der Flächen zu einer zunehmenden „Vermüllung“ der Flächen mit Abfällen, die u. U. auch eine Gefahr für das Weidevieh darstellen können.

Seit zwei Jahren, also rund 4 Jahre nach dem Beginn der Extensivierung, treten auf einigen Teilflächen für die Beweidung problematische Pflanzenarten vermehrt auf. Dies sind das sowohl frisch als auch getrocknet giftige Jakobs-Greiskraut (*Senecio jacobaea*) und der vom Weidevieh weitgehend verschmähte Rainfarn (*Tanacetum vulgare*). Der Rainfarn bildet Wurzelasläufer aus und hat sich im gesamten Gebiet zum Teil großflächig ausgebreitet. Es ist zur Zeit noch nicht absehbar, ob es bei einer Aushagerung der Flächen zu einem Rückgang der Arten kommen wird. Gegenwärtig zeichnet sich eher eine sprunghafte Ausbreitung ab.

7 Fazit und Folgerungen

Die Umsetzung des Projektes zur Renaturierung und Redynamisierung der Haseaue führte im Zeitraum 1999-2003 bereits augenscheinlich zu einigen der erwarteten Veränderungen abiotischer und biotischer Strukturen.

Es ist bemerkenswert, dass ohne direkt auf die Uferstruktur zielende Baumaßnahmen – nur durch Deichrückbau – eine dynamische Entwicklung und durch Unterlassung von Uferunterhaltung eine deutlich größere Vielfalt an Uferstrukturen entstand. Während also die Anlagerung von Sandbänken oder die Verlagerung der Uferlinie durch Abbruch u. a. zu einer geringfügigen Zunahme der Breitenvarianz beitrugen, haben die Baumaßnahmen nur punktuell die große Linienführung der Hase verändert und nicht das Problem der Übertiefung des Wasserkörpers gelöst.

Durch den baulichen Anschluss der zwei Altwasser bei Lahre und Lehrte wurde die ursprüngliche Laufentwicklung reaktiviert und damit die Linienführung verbessert sowie der Lauf der Hase verlängert. Allerdings ist gerade hier die Effizienz der Maßnahmen durch die unbeabsichtigten Sedimentationsprozesse in den reaktivierten Altwässern stark in Frage gestellt. Diese eher negativ einzustufende Entwicklung resultiert aus dem zu hohen Abfluss über die übertiefen kanalisierten Gewässerabschnitte, die als hydraulische Kurzschlüsse verblieben sind.

Im Zuge des Projektes kam es zu einer Zunahme natürlicher gewässer- und auentypischer Strukturen. Durch die Uferabbrüche und Anlandungen hat sich zumindest ufernah die Sohlstruktur verbessert, was

sowohl die Varianz der Wassertiefe als auch die Substratdifferenzierung betrifft. Auch ist gegenüber dem Ausgangszustand ein flächenhafter Zuwachs auentypischer Vegetation, u. a. Flutrasen, feststellbar. Auf potenziellen Standorten der Weichholzaue findet sich naturgemäß bisher nur relativ niedriger Jungwuchs von Weiden und Erlen. Zu einer deutlichen Zunahme hinsichtlich Qualität und Quantität kam es in amphibischen Bereichen. Während es in der aquatischen Zone der Fließgewässer zu keiner deutlichen Verbesserung der Wasserpflanzenvegetation kam, konnte sich in einigen neu angelegten Stillgewässern eine vielfältige Hydro- und Helophytenvegetation ansiedeln.

Erfolgreich war auch die großflächige Umwandlung der intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen in extensiv genutztes Grünland sowie die Schaffung vegetationsfreier Geländestrukturen nach Beseitigung der Deiche. Auf viele Flächen und Teilflächen befinden sich Sukzessionsstadien unterschiedlicher Vegetationstypen, sowohl trockener wie auch feuchter und nasser Standorte. Diese flächenhafte Einbeziehung der Aue stellt eine der zur Zeit weitestgehenden Möglichkeiten der Revitalisierung eines Fließgewässerabschnittes dar.

8 Zusammenfassung

Die Hase ist ein typisches Fließgewässer der Sandlandschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes und mit einer Gesamtlänge von 168 km das längste Seitengewässer der Ems. Technische Ausbaumaßnahmen, Veränderungen im Abflussverhalten und des Grundwasserstandes, intensivierete Wiesen- oder Weidennutzung in der Aue führten seit Beginn des 20. Jahrhunderts zu einem quantitativen und qualitativen Rückgang typischer Elemente und Strukturen einer Auenlandschaft.

Im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E-Vorhaben) wurden von 1999-2001 unter Federführung des Landkreises Emsland und des Bundesamtes für Naturschutz mit dem Rückbau von Deichen und dem Anschluss von Altwässern umfangreiche Renaturierungs- und Redynamisierungsmaßnahmen umgesetzt. Die entsprechenden Begleituntersuchungen wurden von der Universität Osnabrück bis 2003 durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfasste 9 km Fließstrecke der Hase und deren Aue unterhalb von Haselünne und Schloss neben Altwässern, Teichanlagen sowie einigen Bächen und Grabensystemen auch den Mündungsbereich der Mittelradde mit ein.

Ausgehend von der Erfassung des Ausgangszustandes von Vegetation und Uferstrukturen im Jahr 1999 befassten sich die Untersuchungen bis Ende 2003 mit den Auswirkungen dynamischer Prozesse, die durch die baulichen Maßnahmen, Nutzungsänderungen und die Aufgabe der Uferpflege ausgelöst wurden. Von besonderem Interesse waren dabei die Auswirkungen auf die von der Gewässerdynamik unmittelbar beeinflussten Bereiche wie Uferzonen, ausgedeichte Flächen sowie angeschlossene Altwässer und deren Entwicklung.

Die Ergebnisse zeigen deutliche Veränderungen der Gewässer- und Auenstrukturen und der Zusammensetzung der charakteristischen Lebensgemeinschaften. Durch die Umsetzung der baulichen Maßnahmen und die dadurch einsetzende Entwicklung kam es mit neu entstandenen Uferabbrüchen, Verlagerung von Uferlinien, Anlandungen usw. augenscheinlich zu einer Zunahme der Strukturvielfalt im Ufer- und Sohlenbereich

und in der Auenlandschaft. Ebenso festzustellen ist beispielsweise auch ein flächenhafter Zuwachs auentypischer Vegetation gegenüber dem Ausgangszustand.

Insgesamt belegen die Ergebnisse – abgesehen von suboptimalen Altwasseranschlüssen – insgesamt den Erfolg der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen, durch die damit auch ein Beitrag zur Erreichung des nach der EG-WRRL guten ökologischen Zustandes für die Hase geleistet worden ist.

9 Literatur

- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. – ATV-DVWK-Arbeitsbericht, Textband, 176 S.
- BUHMANN, D. & G. HUTTER (1996): Fließgewässer in Vorarlberg - Gewässerstrukturen Erfassen - Bewerten - Darstellen. Ein Konzept. - Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg 33, 55 S., Vorarlberg.
- DAHL, H.-J. & M. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. H. 18: 5-120.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – 683 S., Stuttgart.
- MADSEN, B. L. & L. TENT (2000): Lebendige Bäche und Flüsse. – Praxistips zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. – Libri Books on Demand.
- NIEHOFF, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften. – 285 S., Berlin, Heidelberg.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht: Gewässer des Binnenlandes. – 255 S., Stuttgart.
- RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen – Leitbilder und Referenzgewässer. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 98 S., Hildesheim.
- REMY, D. 1993: Anthropogener Einfluß auf die Vegetation kleiner Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung des Lichtes als Standortfaktor. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 135: 49-71, Hannover.
- REMY, D. (1995): Standorte und Standortbedingungen der Vegetation steiler Erosionsufer an Fließgewässern von Mittelgebirgen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 24, S. 540-541.
- REMY, D. & K. ZIMMERMANN (2004): Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sandökosysteme im Binnenland“. – NNA-Berichte 1/2004: 27-38, Schneverdingen.
- RIEKEN, U. (2004): Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften. – NNA-Berichte 17, 2: 18-21, Schneverdingen.
- SMUKALLA, R. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. – LUA NRW Materialien Nr. 7, 462 S., Essen.
- TENT, L. (2005): Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlstrukturen und zur Verringerung unnatürlicher Sandfrachten an der Este. – NNA-Berichte 18, 1: 143-152, Schneverdingen.

Der Autor



Dr. Dominique Remy, geb. 1958, Abschlüsse als Diplom-Biologe und Diplom-Geologe an der Universität Münster, Promotion in Biologie 1991 an der Universität Hannover, wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Universität Osnabrück mit den Arbeitsschwerpunkten Vegetations- und Gewässerökologie.

Begleituntersuchungen im Zuge der Hunte-Laufverlängerung

von Volker Knuth

Inhalt

- 1 Einleitung und Problemstellung
- 2 Ursachen der Erosionsproblematik und ihre Folgen
- 3 Durchführung der Renaturierungsmaßnahme
- 4 Untersuchungsmethodik
- 5 Ergebnisse der Begleituntersuchung
 - 5.1 Morphologie und Strukturentwicklung
 - 5.2 Terrestrische und aquatische Vegetation
 - 5.3 Makrozoobenthos
- 6 Bewertung der Ergebnisse und Folgerungen
- 7 Zusammenfassung
- 8 Literatur

1 Einleitung und Problemstellung

Im Winter 1995/1996 wurden im Rahmen eines Pilotprojektes zur Sanierung des Huntemittellaufes zwischen Wildeshausen und Oldenburg zwei Flussmäander bei Dötlingen (Abb. 1) neu angelegt, deren erste Entwicklung im Rahmen eines Monitorings untersucht werden sollte. Das Pilotprojekt ist Teil eines Konzeptes zur Behebung der anhaltenden Erosionsproblematik der Hunte, das eine Laufverlängerung durch Neubau von Fluss-schleifen, Öffnung verfüllter Altarme bzw. Wiederanschluss bestehender abgetrennter Altgewässer in Verbindung mit einer Anhebung der Flusssohle vorsieht (SUHRHOFF1991). Grundlage für die Renaturierungsplanung bildeten die Ergebnisse des BMFT-Forschungsvorhabens "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte" (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 1993), in dem der betrachtete Gewässerabschnitt nördlich von Wildeshausen – die so genannte Erosionsstrecke – hinsichtlich mehrerer

gewässerökologisch bedeutsamer Parameter untersucht und verschiedene Sanierungsstrategien erarbeitet und verglichen wurden.

Das Renaturierungskonzept „Remäandrierung“ wurde als favorisierter Lösungsweg empfohlen. Aufgrund der im Vergleich mit anderen Abschnitten der Hunte sehr bedeutsamen aquatischen Fauna und Flora als Wiederbesiedlungspotenzial für andere Teilstrecken und Nebengewässer sollten Baumaßnahmen jedoch nur äußerst schonend durchgeführt werden. Es wurde empfohlen, die Auswirkung einer Laufverlängerung durch ein Pilotprojekt im Rahmen eines Monitorings zu untersuchen.

Wesentliches Ziel der auf drei Jahre angelegten Begleituntersuchung war daher die Dokumentation von Entwicklungen nach Abschluss der Baumaßnahmen, die auf Grund der hierbei erforderlichen Erdmassenbewegung einen erheblichen Eingriff in das bestehende Auenökosystem darstellten. Im Mittelpunkt des Monitorings standen vor allem Aussagen über die Gerinneentwicklung und -stabilität, die Wiederbesiedlung der neuen Gewässerabschnitte und Uferbereiche sowie erste Ergebnisse hinsichtlich der Wirksamkeit der Laufverlängerung im Hinblick auf die Erosionsproblematik (NLWK BRAKE, AG TEWES 2001).

Die Ergebnisse der im Rahmen dieses Monitorings durchgeführten Begleituntersuchungen werden nachfolgend vorgestellt.

2 Ursachen der Erosionsproblematik und ihre Folgen

Zur Steigerung der landwirtschaftlichen Ertragsituation begann man schon im 18. Jahrhundert mit Eingriffen und Unterhaltungsarbeiten an der Hunte. Rückschnitt

der Ufergehölze, Freiräumen des Gerinnes von umgestürzten Bäumen und einzelne Mäanderdurchstiche dienten der Verbesserung der Wasserabfuhr. Eine entscheidende Veränderung erfuhr die Tallandschaft gegen Ende des 19. Jahrhunderts mit der Einführung der Rieselwirtschaft, die eine Verbesserung der Erträge auf den als Mähwiese genutzten Flächen zum Ziel hatte. Um ein kompliziertes Netzwerk von Be- und Entwässerungsgräben zur Regulation der Bodenfeuchte auf den Mähwiesen steuern zu können, wurde die Hunte stark begradigt und durch 4 Wehranlagen aufgestaut. Insgesamt trennte man über 30 Fluss-schleifen ab, verkürzte den Fließweg um ca. 30 % und erhöhte somit die

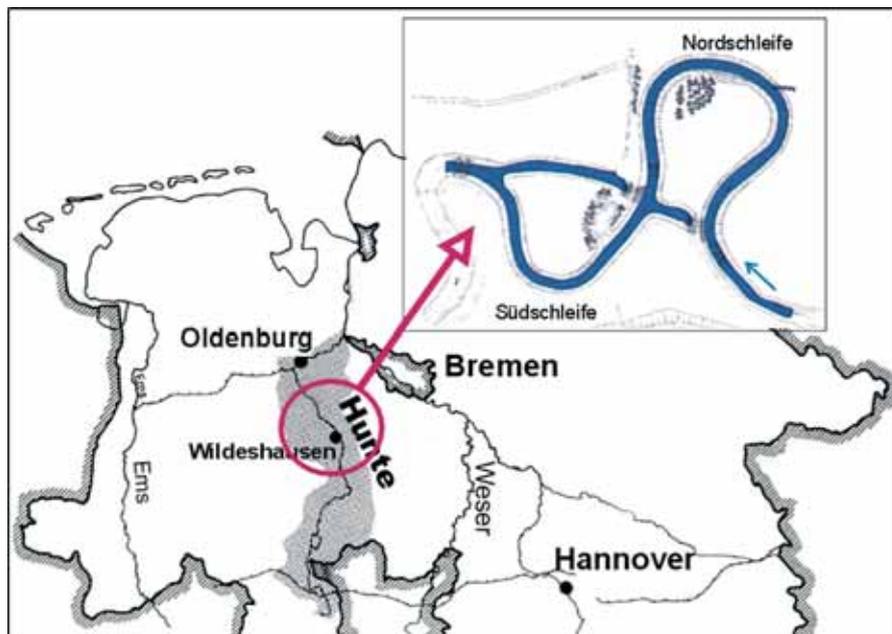


Abb. 1: Lage des Renaturierungsprojektes in Niedersachsen

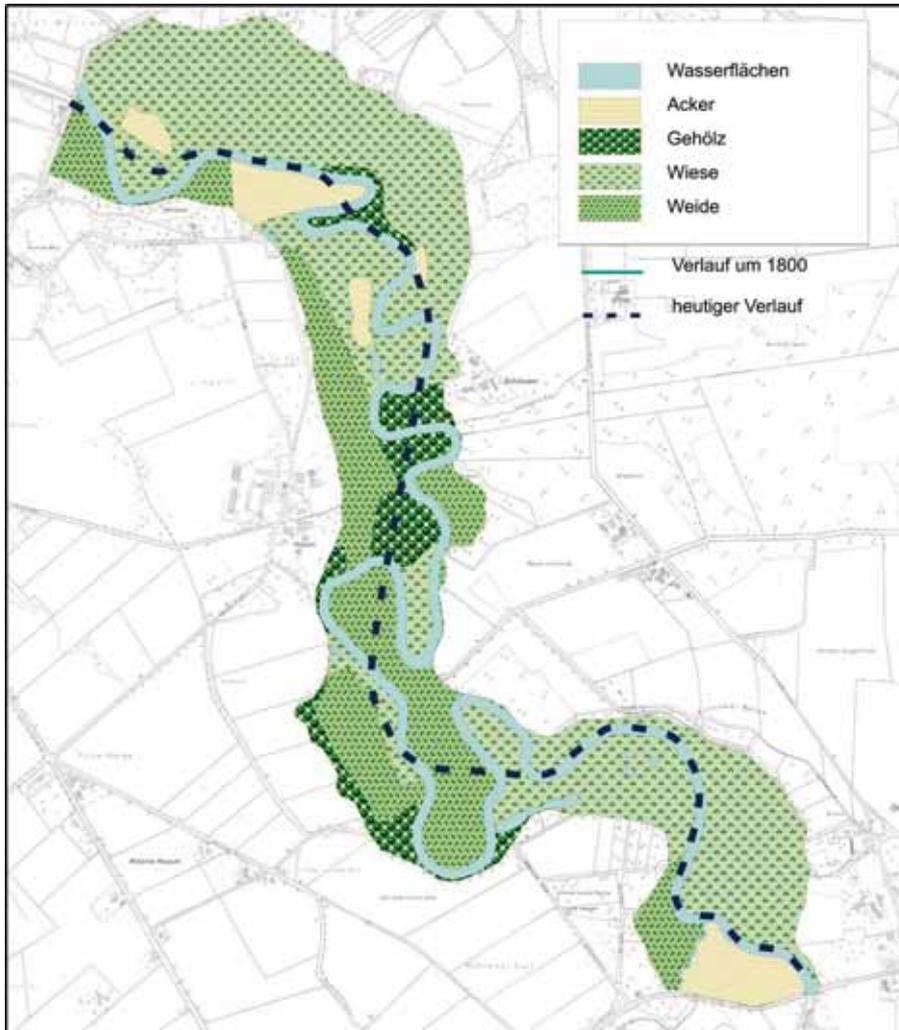


Abb. 2: Verlauf der Hunte bei Huntlosen um 1800 und heute

transportwirksamen Fließgeschwindigkeiten (Abb. 2). Manche der abgetrennten Mäanderbögen sind heute verfüllt, andere haben sich zu wertvollen Stillgewässerbiosphären entwickelt.

Zusätzlich wurde die Hunte durch die Verlegung in die Talmitte von ihren natürlichen Geschiebequellen an den Geesträndern abgetrennt und die Eigendynamik durch intensive Unterhaltung und die Sicherung erosionsgefährdeter Ufer eingeschränkt. Im Zuge des Strukturwandels in der Landwirtschaft gab man die Rieselsbewirtschaftung in den 50er Jahren auf und entfernte die Stauhaltungen. Im gleichen Zeitraum wurde die obere Hunte zwischen dem Dümmer und Wildeshausen massiv ausgebaut und durch eine Kette von 14 Wehranlagen der Geschiebetransport unterbrochen.

Das natürliche Gleichgewicht der Hunte ist heutzutage empfindlich gestört. Die erhöhten Fließgeschwindigkeiten und der verminderte Sedimenteintrag führten zu einer massiven und immer noch anhaltenden Erosion der sandigen Gewässersohle. So können seit Anfang des 20. Jahrhunderts Eintiefungen der Sohle über 1,5 m nachgewiesen werden. Gegenüber einem Zustand vor Beginn der anthropogenen Eingriffe sind Erosionen zwischen 2 und 3 m anzunehmen.

Zahlreiche Folgeeffekte dieser Tiefenerosion wirken sich auf das gesamte Ökosystem aus:

- Absinken der Huntewasserstände und der korrespondierenden Grundwasserstände
- Verringerung der Überflutungshäufigkeit durch den vergrößerten Abflussquerschnitt

- Veränderung des Landschaftswasserhaushaltes im Hunteal, Austrocknung von Feuchtbiosphären und gleichzeitig Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung mit Umwandlung von Grünland zu Ackerflächen
- Verlust charakteristischer Lebensräume im Gewässer und in der Aue und damit eine Reduzierung des Artenspektrums
- erhöhter Unterhaltungsaufwand durch zusätzliche Böschungsabbrüche und immer wiederkehrende Entnahme des erodierten Sandes oberhalb von Oldenburg.

Ohne Gegenmaßnahmen würden sich die Beeinträchtigungen fortsetzen: Die noch vorhandenen Strukturen würden weiter degradiert, was eine fortschreitende Gefährdung der heute noch relativ vielfältigen und gewässertypischen Flora und Fauna zur Folge hätte – mit den entsprechenden Folgen für die Wiederbesiedlung anderer Hunteilstrecken und ihrer Nebengewässer.

3 Durchführung der Renaturierungsmaßnahme

Die beiden Flussschleifen bei Dötlingen wurden in Anlehnung an den historischen Flussverlauf hergestellt. Eine Öffnung der im Laufe der Jahre teilweise verfüllten ehemaligen Hunte Schleifen wurde nicht durchgeführt, u.a. um die dort entstandenen Feuchtbiosphären und Stillwasserbereiche nicht zu zerstören. Bei der Laufverlängerung handelt es sich um einen kompletten Neubau, bei dem die Linienführung unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden Flächen und einer maximalen Fließwegverlängerung gewählt wurde.

Die Gesamtlänge des renaturierten Abschnitts beträgt ca. 1.000 m, die „Nettolaufverlängerung“ gegenüber dem verkürzten Hunteverlauf 685 m. Unmittelbar nach dem Bau im Winter 1995/1996 erfolgte im März 1996 der Anschluss an den Huntelauf.

Das Gerinne wurde als Trapezprofil mit nahezu ebener Sohle und Böschungsneigungen zwischen 1 : 1,5 an den Prallufern und 1 : 3 an den Gleituffern gebaut. Die Sohlenbreite der Laufverlängerung lag im Mittel bei 19 m, die Gerinnebreite bei rund 30 m und damit ca. 30 % über den Breiten der begradigten Hunte. Die Nordschleife zeichnete sich durch größere, die unterstrom gelegene Südschleife durch geringere Breiten aus. In einer Aufweitung am Scheitel der Nordschleife ist eine flache Insel an der Innenkurve angelegt worden. Der Übergang des neuen Verlaufs zur Hunte wurde unterhalb mit einer geschütteten Sohlengleite aus

Wasserbausteinen gesichert. Der alte Hunteverlauf wurde durch zwei befestigte Erddämme abgesperrt, so dass das gesamte Wasser durch den neuen Verlauf geleitet wurden. Die alten, abgetrennten Hunteabschnitte verbleiben als unterstromig angeschlossene "Altarme", die auch bei Hochwasser nicht durchströmt werden.

Nach Beendigung der Bauphase sollte eine möglichst natürliche, unbeeinflusste und eigendynamische Entwicklung zugelassen werden. Eine Bepflanzung der Böschungen und Vorländer wurde zugunsten der Sukzession nicht durchgeführt. Eine Ausnahme bildeten zwei kurze Teilstrecken in der Südschleife, wo durch ingenieurbioologische Maßnahmen übermäßig starke Ufererosionen ca. ein Jahr nach Fertigstellung der Schleifen eingedämmt werden sollten. Die von den neuen Flussschleifen umflossenen Flächen liegen seit Durchführung der Remändrierungsmaßnahme brach. Eine Fläche südlich der Hunte wird als Mähweide extensiv bewirtschaftet. An der Südschleife führt ein Wanderweg entlang, der durch einen ca. 10 m breiten Randstreifen vom Gewässer getrennt wird.

4 Untersuchungsmethodik

Innerhalb des dreijährigen Monitoringzeitraumes wurden folgende Parameter untersucht:

- Morphologie
- Hydraulik
- Strukturentwicklung
- Ufersicherung
- Aquatische und terrestrische Vegetationsentwicklung
- Makrozoobenthos
- Libellen
- Heuschrecken.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Parameter Morphologie, Strukturentwicklung, aquatische und terrestrische Vegetation sowie Makrozoobenthos näher erläutert, die für die primären Fragestellungen bezüglich der **Gerinneentwicklung** nach Abschluss der Baumaßnahme sowie der **Wiederbesiedlungsgeschwindigkeit** in den neu geschaffenen Gewässerstrecken von vorrangiger Bedeutung sind.

Die Untersuchungen erstreckten sich sowohl über die neu angelegten Hunte Schleifen als auch über je einen

500 m langen Abschnitt ober- und unterhalb der Renaturierungsmaßnahme als Referenzstrecken.

5 Ergebnisse der Begleituntersuchung

5.1 Morphologie und Strukturentwicklung

Innerhalb des dreijährigen Untersuchungszeitraumes hat sich aus dem einheitlich gestalteten Bauprofil mit geringer Strukturdiversität ein naturnaher Gewässerverlauf gebildet (siehe Abb. 7 und 8). Er weist zahlreiche gewässertypische Habitate auf, die an dem kastenförmigen Profil der übrigen Hunte teilweise unterrepräsentiert sind:

- wechselfeuchte Uferzonen an den flachen Gleithängen
- steile Prallufer
- Rohböden durch Uferabbrüche und Anlandungen
- Flachwasserzonen mit geringer Fließgeschwindigkeit
- tiefere, gut durchströmte Krümmungskolke.

Die eigendynamische Entwicklung hat ein Gewässerprofil entstehen lassen, das in weiten Teilen durch die Strukturvielfalt den Vorgaben des Leitbildes entspricht (Abb. 3). Allerdings ist die Einschnittstiefe im Gelände weiterhin zu groß. Die Anhebung der Gewässersohle in den neuen Schleifen als zentrales Element des Renaturierungskonzeptes zur Kompensation der Tiefenerosion wurde nicht ausreichend umgesetzt (0,3 – 0,5 m Anhebung gegenüber Eintiefungen von > 1,0 m).

Die eingetretenen Uferabbrüche sind ein natürlicher Prozess, der die fortlaufende seitliche Verlagerung des Gewässers verdeutlicht. Nach teilweise erheblichen lokalen Böschungserosionen im ersten Jahr hat sich dieser Prozess in den darauf folgenden Jahren verlangsamt. Eine weitgehend ungehinderte Seitenerosion ist grundsätzlich eine wesentliche Voraussetzung für eine naturnahe Gewässerentwicklung, die jedoch ausreichende Uferstreifen (min. 20 – 30 m bei Gewässern in der Größenordnung der Hunte) benötigt. Konkurrierende Nutzungen (z. B. Wanderwege) sind daher von Gewässern wenn möglich fernzuhalten, um kostenintensive Böschungssicherungen zu vermeiden.

Die Sohlenstrukturen sind in den Mäandern unmittelbar nach der Baumaßnahme zu gleichförmig. Es

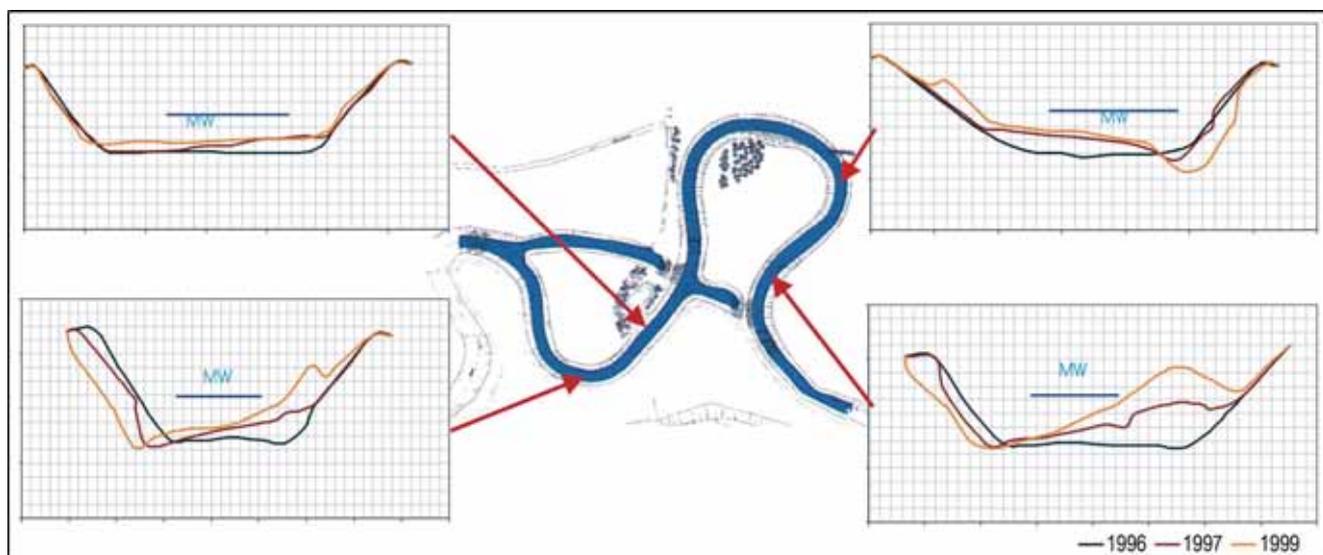


Abb. 3: Entwicklung ausgewählter Querprofile zwischen 1996 und 1999

herrschen überwiegend feinsandige Sedimente ohne Festsubstrate vor. Mehrere sohlengleich eingebaute und deshalb schnell übersandete Kiesbänke haben nicht zur Habitatverbesserung beigetragen. Kiesbänke mit einer erhöhten Sohllage und vor allem ausreichend Totholzelemente in Form von grob entasteten Bäumen können beispielsweise eine deutliche Verbesserung der Struktur- und Strömungsdiversität bewirken.

Die Erosionstendenz der Hunte wurde in den neu angelegten Schleifen unterbunden. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes überwiegten dort Akkumulationsprozesse. So wurden in der Bilanz zwischen 1996 und 1999 insgesamt ca. 6.700 m³ Geschiebe abgelagert, wobei die Auflandungen im ersten Jahr vorrangig in der Nordschleife stattfanden, während in den darauf folgenden Jahren auch in der unterstrom gelegenen Südschleife Akkumulationen an der Gleitufers und der Sohle zu verzeichnen waren.

5.2 Terrestrische und aquatische Vegetation

Im vorwiegend terrestrisch geprägten Bereich der beiden neuen Flussschleifen hat sich eine artenreiche und großenteils naturraumtypische Vegetation eingestellt, die sich stetig dem Arteninventar vor der Ausbaumaßnahme annähert. Die Sukzessionsabfolgen an den Uferböschungen verlaufen ausgehend von Rohböden und standortbedingt differenzierten Pioniergesellschaften zu charakteristischen, am Hunteauf verbreiteten Vegetationstypen wie Rohrglanzgras-Flussröhricht-Gesellschaft und Zaunwinden-Ufergesellschaft. Gehölze kamen schon im ersten Jahr auf. Es siedelten sich v. a. Weiden (*Salix spec.*) und Erlen (*Alnus glutinosa*) an, die die bevorstehende Entwicklung zum Weichholzausaum vorzeichneten.

Für die Vegetationsbesiedlung des Gewässerlebensraums spielen abiotische Faktoren wie Strömungsgeschwindigkeit und Lichtverfügbarkeit eine entscheidende Rolle. Die flachen, langsam durchströmten Innenkurven haben sich rasch mit Hydrophyten (ausdauernde Wasserpflanzen) besiedelt, wobei hier das Artenspektrum und die Abundanz vor allem im zweiten Untersuchungsjahr deutlich größer war als in den oberhalb und unterhalb anschließenden Referenzstrecken, in denen Makrophyten im Wesentlichen nur im Bereich von Krümmungen und bei Totholzelementen bzw. einer Kiesbank vorhanden waren (siehe Abb. 6 und Tab. 1).

5.3 Makrozoobenthos

Innerhalb des 3-jährigen Untersuchungszeitraumes erfolgte auch die rasche Wiederbesiedlung der vorhandenen Strukturen in den neuen Schleifen mit Arten der Wirbellosenfauna. Sowohl bezüglich der Gesamtarten als auch der rheotypischen, d.h. der strömungstypischen Fließwasserarten, wurde schon nach einem Jahr in der Neubaustrecke eine vergleichbare Artenzahl und Individuendichte wie in den Referenzstrecken nachgewiesen (Abb. 4 und 5). Die rheotypischen Arten werden aufgrund ihres hohen Anteils an anspruchsvollen und tendenziell gefährdeten Arten im Allgemeinen als besonders aussagekräftige Komponente für die Bearbeitung fließwasserökologischer Fragestellungen angesehen.

Bei der gewählten Methode der substratspezifischen Probenahme (Sand, Holz, Stein, Pflanzen) konnten in den Referenzstrecken 149 Taxa mit 73 rheotypischen und 28 Rote Liste-Arten nachgewiesen werden gegenüber

126 Taxa mit 61 rheotypischen und 23 Rote Liste-Arten in der Neubaustrecke. Eine Ausnahme bildete die sich langsamer ausbreitende Gruppe der Mollusken (Schnecken und Muscheln). Die Individuendichten dieser Gruppe blieben auch ca. 2 Jahre nach Abschluss der Baumaßnahme deutlich geringer als in den Referenzstrecken; die Artenzahlen waren jedoch annähernd gleich.

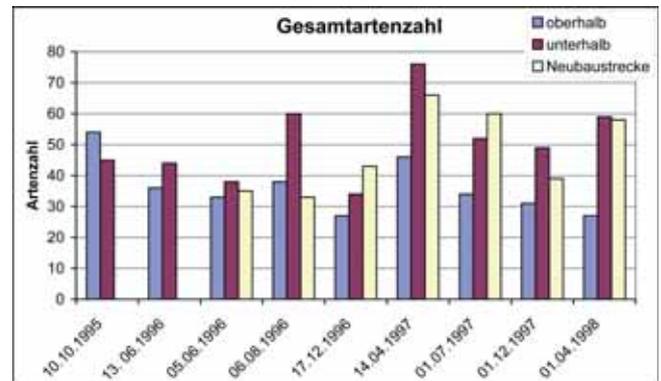


Abb. 4: Gesamtartenzahlen des Makrozoobenthos je Probenahmedurchgang

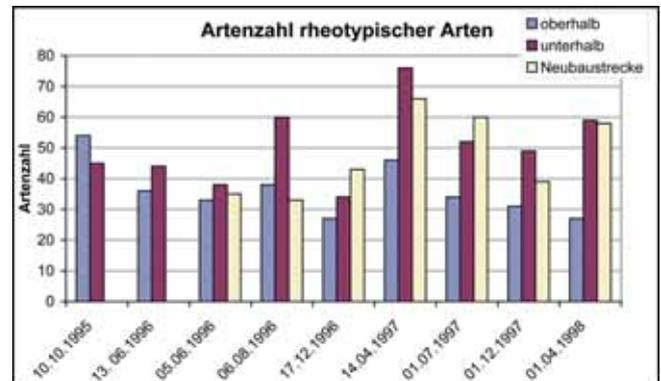


Abb. 5: Anzahl rheotypischer (für die Strömung charakteristischer) Makrozoobenthos-Arten je Probenahmedurchgang

6 Bewertung der Ergebnisse und Folgerungen

Durch die Begleituntersuchung über 3 Jahre konnte nachgewiesen werden, dass sowohl die strukturelle Entwicklung der anfangs eher „bautechnisch“ geplanten Neubaustrecke als auch die schnelle Wiederbesiedlung den fachlichen Anforderungen entsprach. Auch die Unterbindung weiterer Tiefenerosionen in der Neubaustrecke untermauert die prinzipielle Richtigkeit des gewählten Renaturierungskonzeptes.

Durch weitere Laufverlängerungen könnte folglich eine schrittweise Normalisierung des hydraulisch-sedimentologischen Gleichgewichts erreicht werden und eine nachhaltige Entwicklung der Hunte und ihrer Aue erfolgen.

Im Zuge des Monitorings ergaben sich jedoch neue Fragen, die beim Entwurf des Untersuchungsrahmens anfänglich nicht berücksichtigt wurden.

Hinsichtlich der Erosionsproblematik der Hunte ist nicht nur die Entwicklung in der Neubaustrecke zu betrachten, sondern die Wirkung dieser Einzelmaßnahme auf einen größeren Gewässerabschnitt. In den Schleifen war während des Untersuchungszeitraumes eine deutliche Tendenz zur Akkumulation von Sedimenten

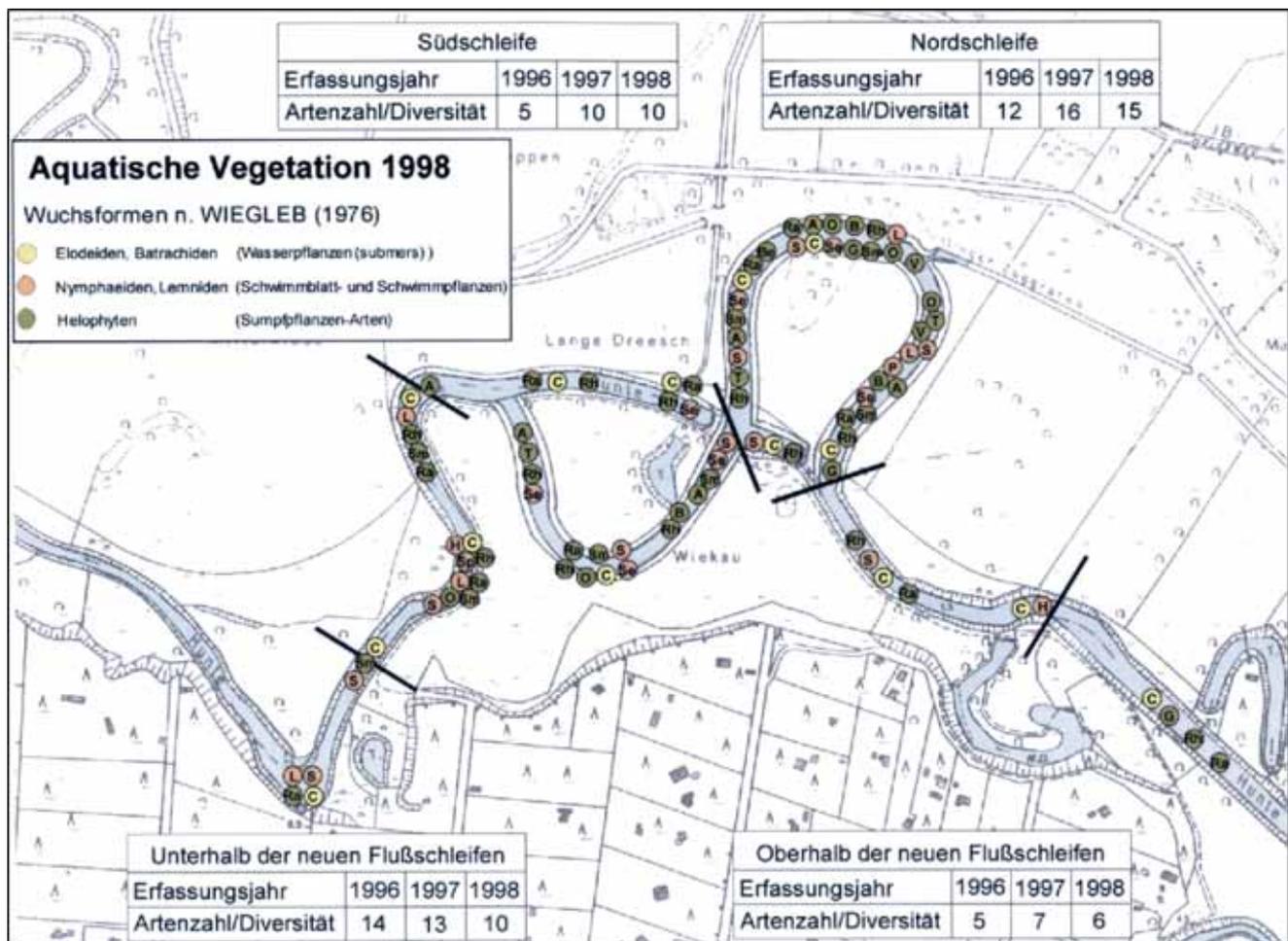


Abb. 6: Aquatische Vegetation 1998

Tab. 1: Übersicht über die 1996–1998 im Untersuchungsraum nachgewiesenen Hydrophyten (ausdauernde Wasserpflanzen)

		1996			1997			1998		
		a	b	c	a	b	c	a	b	c
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Gewöhnlicher Froschlöffel	x		x	x	x	x	x		x
<i>Berula erecta</i>	Berle			x		x		x		
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume*	x	x	x	x			x		
<i>Callitriche spec.</i>	Wasserstern	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Raues Hornblatt			x						
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest						x			
<i>Elodea nuttallii</i>	Schmalblättrige Wasserpest	x								
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden			x	x	x		x		x
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Froschbiss			x		x	x			x
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Oenanthe aquatica</i>	Großer Wasserfenchel				x			x		x
<i>Persicaria amphibia</i>	Wasser-Knöterich	x	x		x		x	x		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut	x								
<i>Ranunculus cf. peltatus</i>	Schild-Wasserhahnenfuß				x					
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Fluss-Ampfer			x	x	x		x	x	x
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Gewöhnliches Pfeilkraut	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sparganium emersum</i>	Einfacher Igelkolben	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Sparganium erectum</i>	Ästiger Igelkolben	x			x	x		x	x	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse			x	x		x			x
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	x			x			x		
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbungen-Ehrenpreis	x	x		x			x		

a = neue Schleifen; b = "Altarme" (abgetrennter alter Hunteauf); c = Hunte ober- und unterhalb der neuen Schleifen
 * gefährdete Pflanzenart nach Roter Liste Niedersachsen und Bremen (GARVE 2004)

vorhanden. Diese teilweise massiven Auflandungen sind in dieser Größenordnung jedoch nicht natürlich. Ursache ist einerseits die Überprofilierung der Nordschleife, die im ersten Jahr durch sehr geringe Fließgeschwindigkeiten wie ein Sandfang gewirkt hat. Andererseits ist durch die geringe Sohlhebung nur ein geringer Wasserspiegelanstieg erzielt worden und somit eine geringe hydraulische Beeinflussung des oberhalb liegenden Bereichs. Dort ist die Feststofftransportkapazität im gesamten Abflussspektrum durch unverändert hohe Fließgeschwindigkeiten weiterhin zu groß, so dass unvermindert viele Feststoffe in die Remäandrierungsstrecke eingetragen werden. Ein großer Teil dieser Feststoffe wird durch das geringere Transportvermögen in den neuen Schleifen abgelagert und fehlt damit den Teilstrecken unterhalb, so dass dort die Erosionstendenz zusätzlich ansteigt.

Eine deutliche Anhebung der Gewässersohle in den neuen Mäandern und damit ein Anstieg des Wasserspiegels würde eine teilweise Sedimentation im rückgestauten Bereich oberhalb bewirken. Der Feststoffeintrag in die eigentliche Renaturierungsstrecke kann

somit vermindert werden. Gleichzeitig käme es oberhalb zu einer allmählichen Auflandung der Gewässersohle, wodurch die ökologische Wirksamkeit der Laufverlängerung auf eine größere Strecke ausgedehnt werden könnte. Ziel sollte es sein, den Eintrag in die Laufverlängerung auf ein möglichst naturnahes, d.h. gewässertypisches Maß zu reduzieren und die Gewässerprofile so zu dimensionieren, dass in etwa ein morphologisches Gleichgewicht entsteht. Grundsätzlich empfiehlt sich auch aus Kostengründen der Bau etwas kleinerer Querschnitte, die sich dann auf Grund der erosiven hydraulischen Kräfte selber entwickeln können. Das dann in der Neubaustrecke erodierte und gewässerabwärts transportierte Material verringert gleichzeitig unterhalb die vorhandene Erosionstendenz.

Bei der Untersuchung der neu gebauten Strecke hinsichtlich des Makrozoobenthos wurde die Beprobung und Auswertung in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Strukturelemente wie Kiesbänke, Steine oder Totholz vorgenommen. Diese Methodik ergibt hinreichende Ergebnisse für die grundsätzliche Wiederbesiedlungsgeschwindigkeit umgestalteter Gewässerbereiche. Für die Ermittlung der Wertigkeit der Maßnahme bezogen auf eine größere Strecke der Hunte wäre jedoch aussagekräftiger, wie hoch die Individuendichte im Neubauabschnitt im Vergleich mit den Referenzstrecken ist. Hierzu wären eine Kartierung von Anzahl und Art der Strukturelemente und eine Umrechnung der Besiedlungsdichte z.B. auf die Sohlfläche notwendig. Bei der schon angesprochenen geringen Ausstattung der Neubaustrecke mit typischen Hartsubstratstrukturen (Kies, Totholz) ist absehbar, dass die Individuendichte in den neu errichteten Schleifen deutlich unter der in den Referenzstrecken liegt.

Auch bei der Auswertung der Ergebnisse zur Vegetationsbesiedlung ergab sich die Frage, inwiefern das Auftreten von aquatischer Vegetation in der Hunte mit den jeweiligen Kleinstrukturen korreliert. Hierzu wäre eine zeitgleiche Aufnahme von Vegetation, Mikrohabitatstrukturen, Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefe notwendig.

Grundsätzlich ist der gewählte Renaturierungsansatz, die Tiefenerosion über die Remäandrierung zu unterbinden, geeignet, das Ziel „guter ökologischer Zustand“ der EU-WRRL für die Hunte zu erreichen. So ist in der vorliegenden Bestandsaufnahme der WRRL vor allem die Tiefenerosion mit ihren negativen Folgen auch für die vorhandenen, fließgewässertypischen Strukturelemente als deutliches Defizit



Abb. 7: Luftaufnahme der renaturierten Hunte nach Abschluss der Baumaßnahmen 1996



Abb. 8: Luftaufnahme nach zweijähriger Entwicklungszeit 1998

genannt. Durch die Laufverlängerung kann das Geschiebegleichgewicht normalisiert werden, ohne die vorhandenen guten Gewässerabschnitte zu gefährden.

Bei Berücksichtigung der Ergebnisse der Begleituntersuchung hinsichtlich Profilgestaltung, Wasserspiegelanhebung und Ausstattung der Neubaustrecke an kleinräumigen Strukturelementen wie Totholz und Kiesbänke sind die strukturellen und morphologischen Voraussetzungen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes gegeben, so dass sich auch positive Effekte auf die biologischen Qualitätskomponenten wie Wirbellosenfauna und Wasserpflanzen einstellen werden.

7 Zusammenfassung

Im Winter 1995/1996 wurde zwischen Wildeshausen und Oldenburg erstmalig eine Laufverlängerung der Hunte durch den Neubau und Anschluss zweier Gewässerschleifen durchgeführt. Das Pilotprojekt ist die erste Maßnahme eines Konzeptes zur Behebung der anhaltenden Erosionsproblematik der Hunte, das eine Laufverlängerung durch Neubau von Flussschleifen, Öffnung verfüllter Altarme bzw. Wiederanschluss bestehender abgetrennter Altgewässer in Verbindung mit einer Anhebung der Flusssohle vorsieht.

Im Rahmen der Begleituntersuchungen sollten Ergebnisse über die Wirkungen des baulichen Eingriffs in den Naturhaushalt, die Wiederbesiedlung der neuen Abschnitte, die Stabilität der Ufer und die Entwicklung der Gerinnegeometrie sowie erste Erkenntnisse über die Wirkung der Laufverlängerung hinsichtlich der Tiefenerosion gewonnen werden. Mit dem dreijährigen Untersuchungsprogramm wurde die Anfangsphase der Entwicklung mit ihrer vergleichsweise starken Dynamik erfasst.

Als Ergebnis der dreijährigen Begleituntersuchung ist festzustellen, dass der gewählte Ansatz "Renaturierung durch Remäandrierung" eine Entwicklung in Richtung der Zielsetzung des Gesamtkonzeptes zur Verbesserung der ökologischen und morphologischen Situation in Gang gesetzt hat. Die neu angelegten Hunte Schleifen mit der angrenzenden Aue haben bereits wenige Jahre nach der baulichen Umgestaltung wesentliche Biotopfunktionen übernommen.

Sowohl die strukturelle Entwicklung der Neubaustrecke als auch die kurze Wiederbesiedlungszeit für Makrozoobenthos, aquatische und terrestrische Vegetation zeigen, dass die Auswirkungen des baulichen Eingriffs in den Naturhaushalt durch das in diesem Abschnitt noch vorhandene Potenzial relativ schnell kompensiert werden können. Daher empfiehlt sich eine Fortführung des Konzeptes an anderen Stellen unter Berücksichtigung der in der Begleituntersuchung erarbeiteten Schlussfolgerungen, um schrittweise das seit langem gestörte hydraulisch-morphologische Gleichgewicht der Hunte wieder herzustellen.

8 Literatur

- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung vom 1.3.2004. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 24, Nr. 1 (1/04), Hildesheim.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (1993): BMFT-Forschungsvorhaben "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte". – Rahmenbericht.
- NLWK BRAKE, AG TEWES (2001): Ökologische Begleituntersuchungen zum Pilotprojekt Hunte Sanierung bei Dötlingen. – unveröffentlicht.
- SUHRHOFF, P. (1991): Limnologische Studie zur Sanierung der Hunte unterhalb von Wildeshausen – ökologische Auswirkungen verschiedener Ansätze zur Behebung der Tiefenerosion. – StAWA Brake, unveröffentlicht.

Der Autor



Volker Knuth, geb. 1964, studierte Technischen Umweltschutz (FH) in Hötter mit dem Schwerpunkt Boden- und Gewässerschutz. Seit 1998 ist er beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (jetzt: NLWK) in Brake tätig. Sein Aufgabenfeld umfasst Planungen zu Gewässerrenaturierung und Hochwasserschutz sowie die Erstellung von hydraulischen Gutachten. Schwerpunkt der Tätigkeit sind vor allem Gewässerentwicklungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Hunte.

Erfolgskontrollen zur Reduzierung der Gewässerunterhaltung – Erfahrungen mit der Umsetzung im Rahmen des Ise-Projektes

von Karsten Borggräfe

Inhalt

- 1 Einleitung
- 2 Untersuchungsgebiet und Ausgangssituation
- 3 Ziele und Maßnahmen
- 4 Veränderung der Gewässerunterhaltung von 1989–2005
- 5 Wirkungen der reduzierten Gewässerunterhaltung
 - 5.1 Entwicklung der Ufervegetation
 - 5.2 Entwicklung der Wirbellosenfauna der Ise
 - 5.3 Entwicklung der Avifauna
 - 5.4 Rückkehr des Fischotters
- 6 Neue Fragestellungen und Probleme hinsichtlich der Gewässerunterhaltung
- 7 Zusammenfassung
- 8 Literatur

1 Einleitung

Die natürliche Dynamik der Fließgewässer in Norddeutschland wurde durch den Ausbau und vor allem die darauf folgende intensive Unterhaltung in den landwirtschaftlich genutzten Niederungen unterbunden. Es fand eine Nivellierung der Standorte und Fließgewässer statt.

In den letzten Jahren konnte in vielen Gewässern eine deutliche Verbesserung der Wassergüte erreicht werden. Bei der Gewässerdynamik und den Strukturen in und am Gewässer besteht jedoch ein hoher Handlungsbedarf. Ursachen für die ökologischen Defizite der Fließgewässer liegen nicht in den Abstürzen oder Gewässerverbauungen, sondern in den gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen, -formen und Werthaltungen. Es müssen daher langfristig orientierte Entwicklungen eingeleitet werden, die eine höhere Eigendynamik der Niederungslandschaften

erlauben und auch längere Sukzessionsabläufe zulassen (KAIRIES & SELLHEIM 1998). Dazu müssen bestehende Rahmenbedingungen ausgenutzt und wenn nötig erweitert werden. Als „neuere“ Rahmenbedingung kommt der Gewässerentwicklung die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zur Hilfe, die den guten ökologischen Zustand der Fließgewässer mit eindeutigen zeitlichen Fixpunkten fordert.

Natürliche Flussniederungen zeichnen sich durch eine hohe zeitliche und räumliche Dynamik der Wasserstände, der Morphologie und der Lebensgemeinschaften aus. Mit der Fließgewässerdynamik verbunden sind Bodenabtragungen und Auflandungen.

Ein wesentlicher Faktor für die Entwicklung der Fließgewässer ist daher die Form und die zeitliche Dichte der Eingriffe durch die Gewässerunterhaltung. Die Gewässerunterhaltung dient der Erhaltung des hydraulischen Profils für den ordnungsgemäßen Wasserabfluss. Sowohl morphologische Entwicklungen als auch die Fauna und Flora werden je nach zeitlicher Dichte, Umfang und Form der Unterhaltung stark beeinflusst und in ihrer eigendynamischen Entwicklung stark eingeschränkt. Die natürliche Strukturierung der Fließgewässer ist einem nivellierten Einheitsprofil gewichen. Den Unterhaltungs- und Wasserverbänden kommt somit für den Zustand der Fließgewässer und der Habitausstattung eine entscheidende Rolle zu.

Wichtige Indikatoren für den Zustand des Fließgewässers stellen die Ufervegetation, die Wasservegetation, die Besiedlung mit Wirbellosen und die Fischfauna dar. Darüber hinaus sind begleitende Röhricht- und Gehölzsäume wichtige Strukturen für eine Vielzahl von Organismen, sodass die Avifauna und z.B. der Fischotter wichtige Indikatoren für die Qualität des Lebensraums an der Grenze zwischen aquatischen und semiaquatischen Lebensraum darstellen.

Im Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“ (BORGGRÄFE & KÖLSCH 1997) werden Ansätze für die eigendynamische Entwicklung eines Gewässers bei reduzierter Gewässerunterhaltung erprobt und im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitung evaluiert (s.a. BORGGRÄFE 1998; LUCKER 1998).

An einem ausgebauten und intensiv unterhaltenen Fließgewässer, der Ise, wurden 1987 erste Voruntersuchungen durchgeführt und seit 1990/91 Maßnahmen ergriffen, die u.a. die Eigendynamik des Fließgewässers fördern. In einem Monitoringprogramm wird die Entwicklung dokumentiert und ausgewertet. Darüber



Abb. 1: Begradigte Ise im Mittellauf 1989

hinaus wurden für einen Abschnitt an der Ise modellhaft unterschiedliche Mahdvarianten in der Praxis erprobt.

2 Untersuchungsgebiet und Ausgangssituation

Die Ise-Niederung liegt im niedersächsischen Landkreis Gifhorn, ca. 40 km nördlich von Braunschweig an der Grenze zu Sachsen-Anhalt. Das Hauptgewässer, die Ise, verläuft in Nord-Süd-Richtung und mündet nach 42 km bei Gifhorn in die Aller. Das Einzugsgebiet ist eine typische Altmoränenlandschaft der Saale-Eiszeit und umfasst 420 km². Die Böden in der Ise-Niederung sind mehr oder weniger grund- oder stauwasserbeeinflusst. In der Niederung sind überwiegend Gleyböden anzutreffen, daneben finden sich auch Pseudogleyböden und Niedermoorflächen, sowie im Flussunterlauf typische Aueböden.

Um die Vorflut für die landwirtschaftlich genutzten Flächen zu verbessern, wurde die Ise in den 60er Jahren, wie viele Gewässer des norddeutschen Tieflandes, nach rein technischen Gesichtspunkten begradigt und ausgebaut. Ausbauziel war, die Sommerhochwässer aus der Niederung ausuferungsfrei abzuführen. Das Gefälle der Ise beträgt durchschnittlich 0,53 ‰ und die Einschnittstiefe (Böschungskante-Sohle) durchschnittlich 1,5 m. Von ungefähr 20 % des Einzugsgebietes werden die Hochwasserspitzen durch Überläufe in den Elbe-Seitenkanal abgeführt. Die intensive Form der Landwirtschaft galt als eine Argumentationsgrundlage für die bis ca. 1991 zweimal jährlich durchgeführte Böschungs- und Sohlmahd. Bei Uferabbrüchen wurden diese in der Regel durch Steinschüttungen befestigt. Eine solche Gewässerunterhaltung stellte den Ausbauzustand der Gewässer (regelmäßiges Trapezprofil) immer wieder aufs neue her, bzw. es wurde der Querschnitt durch die weitere Eintiefung des Gewässers noch vergrößert. Eigendynamischen Entwicklungen des Gewässers wurde kein Raum gegeben.

3 Ziele und Maßnahmen

Ziel des Vorhabens war und ist es, die niederungstypischen Eigenschaften wie Retention, Dynamik und die standorttypische Struktur- und Artenvielfalt zu erhöhen. Im Vordergrund stand die Ausnutzung und Erweiterung des Handlungsrahmens für eine eigendynamische Entwicklung in der Niederung, d.h. kein technischer Rückbau des Gewässers, sondern Förderung der Eigendynamik, wodurch der Gewässerunterhaltung eine Schlüsselposition zukommt.

Es wurden Maßnahmen umgesetzt, die eine Entwicklung hin zu den natürlichen niederungstypischen Prozessen erlauben (s.a. PRAUSER et al. 1990, REUTHER et al. 1993, BORGGRÄFE 1999). Eine wichtige Maßnahme war der Ankauf von gewässernahen Flächen um

- dem Gewässer Raum für eine eigendynamische Entwicklung bereitzustellen,
- eine standortgerechte Nutzung in der Niederung zu etablieren (extensive Grünlandnutzung),
- den Uferstrandstreifen in Teilbereichen der natürlichen Sukzession zu überlassen,
- den Handlungsspielraum für eine Reduktion der Gewässerunterhaltung zu erhöhen.

Um die Gewässerunterhaltung möglichst schnell zu reduzieren wurden überwiegend lückige, mehrreihige Pflanzungen mit standortgerechten Gehölzen am Gewässer durchgeführt. Neben Erlen wurden an die Mittelwasserlinie Weiden gepflanzt, die stärker in das Gewässer hineinwachsen und somit zu einer Ablenkung des Stromstriches führen und die „eigendynamische“ Entwicklung beschleunigen. Die Beschattung sollte langfristig für einen ausgeglicheneren Temperatur- und Sauerstoffhaushalt sorgen und zu einer Verringerung des Krautaufwuchses und damit der Unterhaltungshäufigkeit führen. Zum damaligen Zeitpunkt bestand aus verschiedenen Gründen nur die Option, diese Gehölze im großen Umfang anzupflanzen. Eine natürliche Ansammlung von Erlen wäre in vielen Bereichen relativ schnell möglich gewesen, wurde jedoch als "Wildwuchs" zum damaligen Zeitpunkt u.a. vom Unterhaltungsverband nicht toleriert und im Rahmen der Unterhaltungsarbeiten entfernt. Durch überwiegend plangenehmigte einseitige Gehölzanpflanzungen auf ca. der Hälfte der Fließgewässerslänge (22 km) erfolgte eine schnelle Reduktion der Ufermahd auf einseitige Maßnahmen (1993/1994). Die Gehölzpflanzungen im durchgeführten Umfang müssen aber auch kritisch betrachtet werden, da der entstandene Gehölzsaum nahezu aus einer Alterklasse besteht und die genetische Herkunft nicht immer gesichert ist.

Hinsichtlich einer Veränderung der Gewässerunterhaltung ergeben sich folgende Fragestellungen:

- Wie hoch ist der hydraulische Handlungsspielraum für eine für die Hinterlieger gefahrlose Reduktion der Gewässerunterhaltung?
- Führen Maßnahmen im Bereich der Öffentlichkeits- und Kommunikationsarbeit bei den Anliegern zu einer Erhöhung der Akzeptanz für eine reduzierte Gewässerunterhaltung?
- In welcher Form lässt sich die Unterhaltung hinsichtlich naturschonenderer Eingriffe modifizieren?
- In welchen Zeitdimensionen findet bei einer Rücknahme der Gewässerunterhaltung und der damit verbundenen Zunahme der natürlichen Dynamik eine Restrukturierung des Gewässers statt? Und lässt sich dies auch an der Entwicklung der Fauna und Flora dokumentieren?

4 Veränderung der Gewässerunterhaltung von 1989–2005

POSSELT (1994) zeigte mit der Erstellung eines Abflussquerschnittes für die Ise deutliche hydraulische Handlungsspielräume für eine Reduzierung der Gewässerunterhaltung auf. Dieser hydraulische Handlungsspielraum resultiert in der Ise zum einem aus dem überdimensionierten Ausbauzustand und, wie in den meisten norddeutschen Fließgewässern daraus, dass das Maximum des Krautwuchses (Juli bis September) in einer ganz anderen Jahreszeit auftritt als die Abflussspitzen (November bis Mai). Dies eröffnet Möglichkeiten zur Modifizierung der Unterhaltungseingriffe, die durch die Tolerierung von morphologischen Veränderungen des Gewässerbettes oder die Etablierung von Ufergehölzen genutzt werden können.

Grundsätzlich lehnten jedoch viele Anlieger und Nutzer eine Reduktion der Gewässerunterhaltung aus folgenden Gründen ab:

- Ängste hinsichtlich eines steigenden Wasserspiegels

- Befürchtungen, dass eine Ausbreitung von Problemunkräutern wie z. B. *Cirsium arvense* (Ackerkratzdistel) von den Uferstrandstreifen auf die angrenzenden Flächen erfolgt
- einige Angler sahen sich durch eine stärkere Verkrautung des Gewässers und die Ufergehölze in der Ausübung ihres Hobbys beeinträchtigt
- ein ausgeprägter Ordnungssinn, der dem „ungeordneten“ Aufwuchs von Uferhölzern und Ufergehölzen bei einer Reduktion der Ufermahd entgegenstand.

Aber auch beim Unterhaltungsverband bestanden damals Vorbehalte. Neben Ängsten um die Arbeitsplätze waren damals kaum Erfahrungen mit einer reduzierten Gewässerunterhaltung vorhanden.

Um diesen Argumenten Rechnung zu tragen und trotzdem in absehbarer Zeit zu einer deutlichen Reduktion der Gewässerunterhaltung zu kommen, wurden unterschiedliche Strategien und Maßnahmen eingesetzt. Als erste Maßnahme wurde, in Kooperation des Unterhaltungsverbandes mit der Aktion Fischotterenschutz, eine Modellstrecke ausgewiesen, an der die Gewässerunterhaltung deutlich reduziert wurde. So konnten in einem Teilabschnitt des Gewässers erste gemeinsame Erfahrungen gesammelt werden.

Eine weitere Maßnahme bildete die Öffentlichkeitsarbeit, bei der auf die unterschiedlichen Probleme der intensiven Gewässerunterhaltung hingewiesen wurde. Darüber hinaus entstand auch ein Dialog mit dem Unterhaltungsverband, in den beide Seiten ihre Argumente einbrachten. Wichtig erscheint dabei auch, dass sich der Dialog nicht nur auf die Geschäftsführung beschränkt, sondern auch Diskussionen mit denjenigen Akteuren stattfanden, die die Arbeiten vor Ort ausführten (positive Erfahrung hierzu gibt es im Landkreis Harburg). Von Seiten des Naturschutzes wurde betont, dass es nicht Ziel sein kann, die Gewässerunterhaltung einzustellen, sondern dass sich durch eine Reduktion der prophylaktischen häufigen Eingriffe vor allem die Aufgaben- und Arbeitsschwerpunkte verschieben würden und nicht ein Verlust des Arbeitsplatzes damit einhergeht. Durch die Diskussion konnten beide Seiten voneinander lernen und Verständnis für die jeweilige Situation des Anderen erwerben.

Gemeinsam wurde eine weitere Modellstrecke mit unterschiedlichen Mahdvarianten konzipiert, an der Erfahrungen mit einer modifizierten Gewässerunterhaltung gesammelt werden sollten. Ziel war es, durch eigene konkrete Erfahrungen an Modellstrecken vor Ort übertragbare Konzepte für die Gewässerunterhaltung im weiteren Gewässerverlauf und im weiteren Zuständigkeitsbereich des Unterhaltungsverbandes zu gewinnen. Ein nicht zu unterschätzender Effekt ist dabei ein gegenseitiger Vertrauensgewinn.

In der weiteren Folge der Zusammenarbeit konnte die Gewässerunterhaltung kontinuierlich verringert werden. Die Mahd der Uferböschungen konnte auf 70 % des Gewässerverlaufes fast gänzlich unterlassen werden (seit über 7 Jahren findet dort keine Ufermahd mehr statt). Die Wasservegetation wird auf den untersten 2–5 km der Ise, je nach Wasserstand, mit dem Mähboot einmal im Jahr gemäht. In einem ca. 6,5 km langen Gewässerabschnitt im Mittellauf erfolgte in den letzten 10 Jahren keine Unterhaltung. Sie soll auch zukünftig weitestgehend, d. h. bis auf die bedarfsweise Beseitigung von Abflusshindernissen, unterlassen werden.

Mit zunehmendem Erfahrungsgewinn, allerdings auch verbunden mit personellen Veränderungen, konnte der Unterhaltungsverband in Kooperation mit der örtlichen Forstverwaltung und der Aktion Fischotterenschutz neue Strategien in der Gehölzansiedlung umsetzen. Zwei Möglichkeiten wurden dazu diskutiert:

- a) Entwicklung der Uferstreifen durch Zulassen der Sukzession,
- b) die Abschiebung der obersten Bodenschicht, um die Selbstansamung von Gehölzen zu beschleunigen.

Beide Methoden bieten den Vorteil – unter der Voraussetzung, dass oberhalb am Gewässer entsprechende fruchtende Gehölze stehen – dass sich hier bodenständige (autochthone) Gehölze ansiedeln können und Pflanzkosten entfallen. Die zweite Methode führt zu einer schnelleren Gehölzansiedlung, stellt jedoch einen starken Eingriff in die Ufervegetation dar und kann zu Sedimenteinträgen in das Gewässer und zu Nährstoff-freisetzungen führen. Grundvoraussetzung für die beiden genannten Strategien ist wiederum die Herstellung einer Akzeptanz für solche Maßnahmen.

An der Ise wurde im Februar 1996 auf einer Versuchsstrecke von einigen hundert Metern eine Abschiebung der obersten Bodenschicht oberhalb der Mittelwasserlinie vorgenommen. Ein Abschnitt der Strecke wurde gegen Wildverbiss abgezäunt. Beide Strecken wurden der Sukzession überlassen. 1998 wurden weitere Uferabschnitte „wundgelegt“ und einige Gehölze im oberen Böschungsbereich als Initialpflanzung eingebracht. In allen so behandelten Uferabschnitten konnte sich die Erle relativ schnell etablieren.

5 Wirkungen der reduzierten Gewässerunterhaltung

Aus naturschutzfachlicher Sicht stellt sich vor allem die Frage nach den Wirkungen einer modifizierten Gewässerunterhaltung (s.a. BOSTELMANN et al. 1999). Da die Ergebnisse zu den Makrophyten (BORGGRÄFE & PUDWILL 1998) und zum Makrozoobenthos (LUCKER 1998) schon ausführlich dargestellt wurden, soll im Folgenden auf die Ufervegetation, die Fischotterverbreitung, die Avifauna und ausgewählte Libellen eingegangen werden.

5.1 Entwicklung der Ufervegetation

In Anlehnung an OPPERMANN & BRANDES (1993) fand seit 1993 in einem dreijährigem Rhythmus eine Kartierung der Ufervegetation statt. Dazu wurde im Abstand von einem Kilometer jeweils der Artenbestand entlang einer 50 m langen Probestrecke erfasst. 41 Probestrecken wurden im Untersuchungsgebiet entlang der Ise begangen. Die Breite der jeweiligen Strecke wurde den örtlichen Gegebenheiten (von der Böschungsunterkante bis zur Böschungsoberkante) angepasst und betrug in der Regel 2–5 m. Je nach Morphologie der Uferböschungen variierten die Standorte zwischen temporären Schlick- und Sandauflandungen am Böschungsfuß bis zu den eher wechsellückigen Böschungsoberkanten, sodass bei den Probestrecken keine homogenen Bestände erfasst wurden. Die Deckungsgrade wurden nach einer 4-teiligen Skala geschätzt:

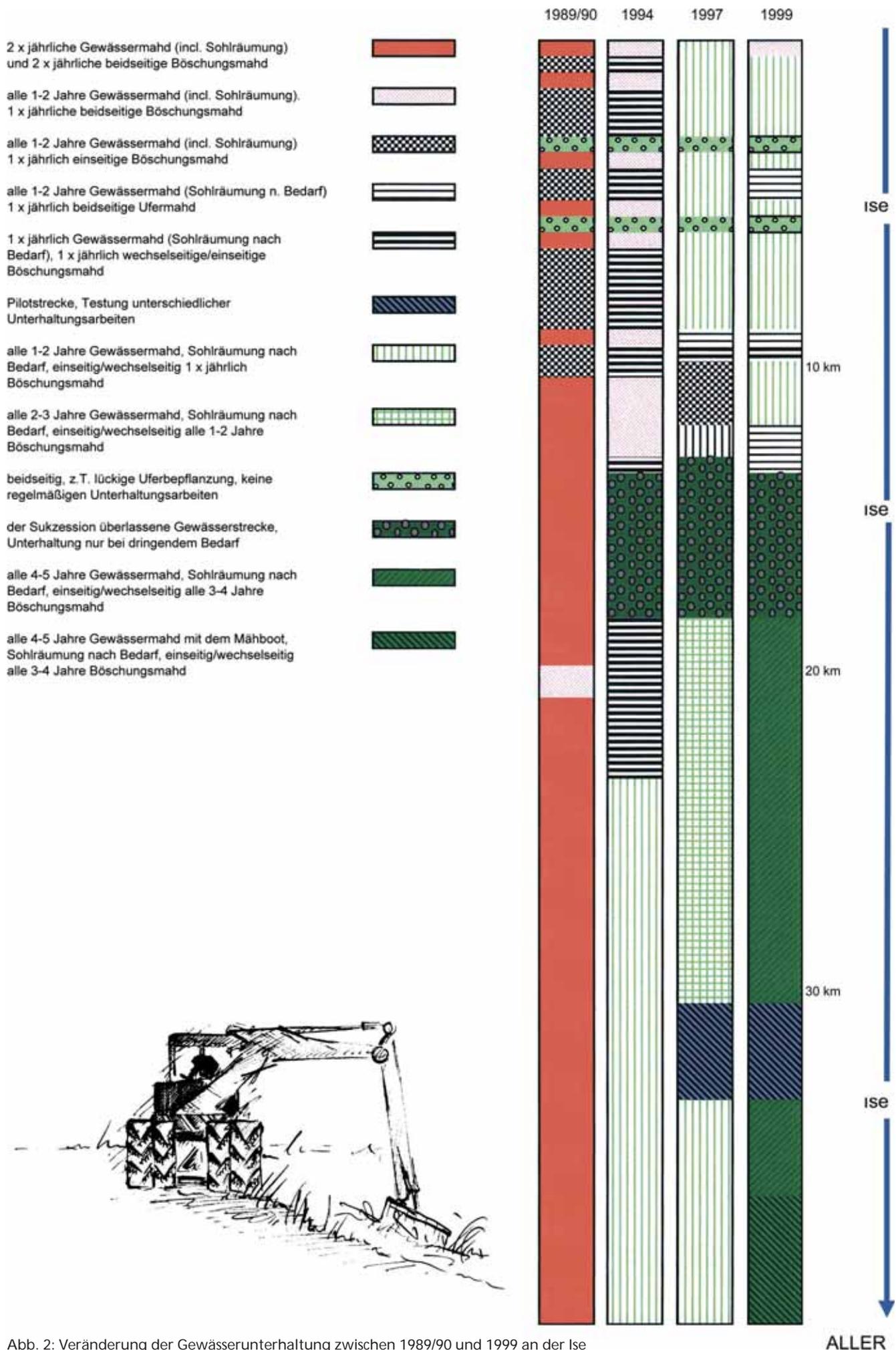


Abb. 2: Veränderung der Gewässerunterhaltung zwischen 1989/90 und 1999 an der Ise

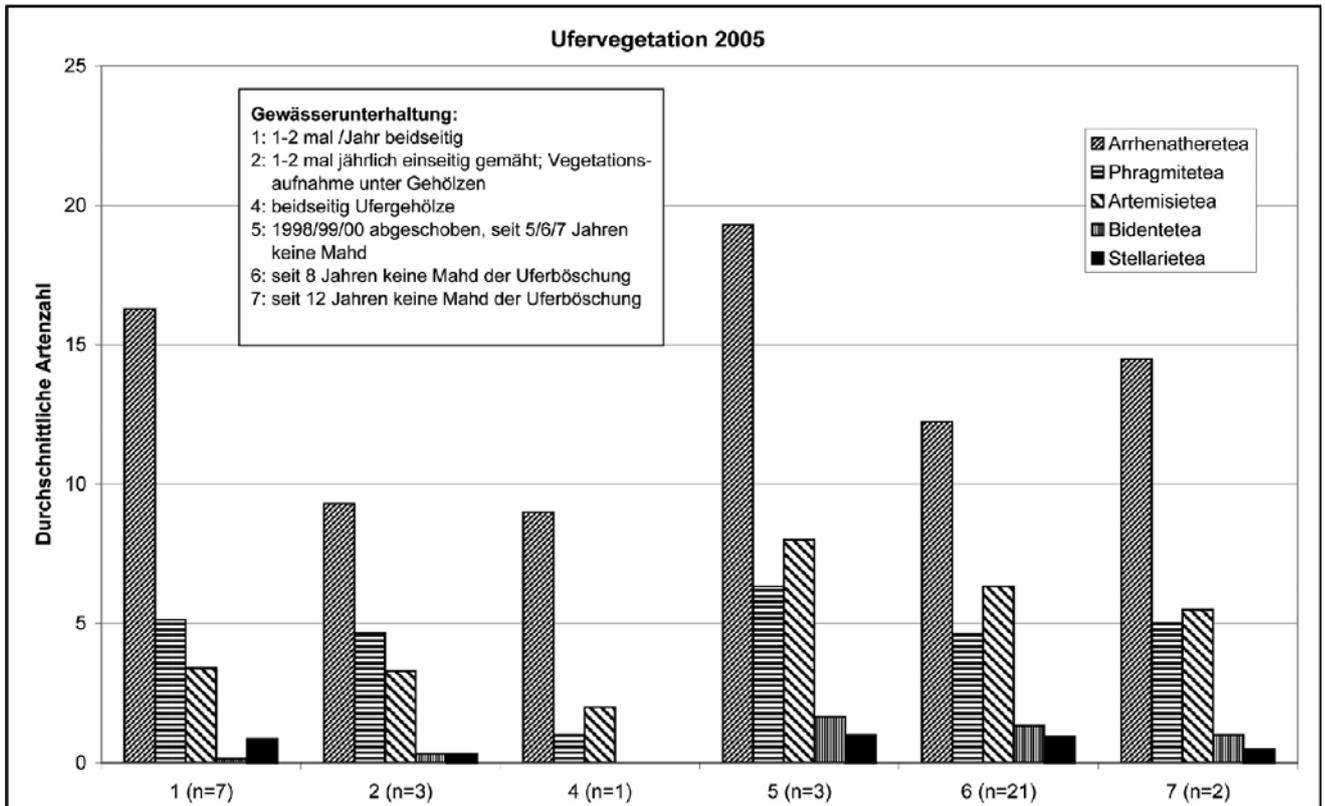


Abb. 3: Artenzahlen der Vegetationsklassen in Abhängigkeit von der Gewässerunterhaltung

- d: dominant > 25 %
- s: subdominant 15–25 %
- r: regelmäßig 5–14 %, oder weniger und regelmäßig verteilt
- v: vereinzelt < 5 %, nur wenige Exemplare oder eine Konzentration auf einen kleinen Ausschnitt der Untersuchungsstrecke.

Die Auswertung stellt für das Jahr 2005 nur ein Zwischenergebnis dar, da noch weitere Erhebungen erfolgen werden.

Insgesamt wurden in der Uferböschung auf den 41 Probestrecken 180 Arten höherer Pflanzen nachgewiesen (1993: 172 Arten). Diese konnten überwiegend fünf pflanzensoziologischen Klassen zugeordnet werden: Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Molinio-Arrhenatheretea), der Ruderalen Säume und Uferstaudengesellschaften (Artemisietea), der Ackerwildkräuter (Stellarietea), der Röhrichte (Phragmitetea) und der Zweizahngesellschaften (Bidentetea).

In Abb. 3 werden von den 41 Untersuchungsstrecken an der Ise die Artenzahlen der ausgewählten Vegetationsklassen, in Abhängigkeit von der Gewässerunterhaltung und Bepflanzung, gegenübergestellt. Ein Vergleich der häufiger unterhaltenen Abschnitte im Oberlauf (1) mit den sehr extensiv unterhaltenen Abschnitten im Unterlauf zeigt Unterschiede in den durchschnittlichen Artenzahlen in den Vegetationsklassen. Die Anzahl der Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Arrhenatheretea) der 1-2 x jährlich gemähten Uferböschung im Oberlauf liegen deutlich über den durchschnittlichen Artenzahlen der sehr selten gemähten Uferböschung (6) im Mittel- und Unterlauf. Umgekehrt liegt die durchschnittliche Anzahl der Arten der Uferstauden-Gesellschaften und Ruderalen Säumen (Artemisietea) in den seltener gemähten Abschnitten des Unterlaufes (6) über denen der regelmäßig gemähten Abschnitte.

Der regelmäßige Schnitt fördert die Arten des Wirtschaftsgrünlandes und drängt die Arten der Uferstaudengesellschaften zurück. Die gute Nährstoffversorgung und die wechselnden Wasserstände führen bei einigen Arten der Artemisietea zu Konkurrenzvorteilen, sodass sie hochwüchsige subdominante bis dominante Bestände ausbilden können. Die Ablage des Mahdgutes auf der Böschungsoberkante führt hier zu einer Nährstoffanreicherung auf der Böschungsoberkante und zum anderen zu einer dichten Streuschicht, sodass Arten mit überdauerungsfähigen Speicherorganen und vegetativer Ausbreitung Konkurrenzvorteile besitzen.

Eine der häufig geäußerten Ängste der Anlieger ist die Zunahme so genannter „Problemkräuter“, die sich in nicht gemähtem Uferstreifen stark ausbreiten können und für die ordnungsgemäße Landwirtschaft ein Problem darstellen können. Dies sind vor allem die Acker-Kratzdistel und die Brennessel. Im Folgenden wurden in den 41 Untersuchungsstrecken die Deckungsanteile von ausgewählten Problemarten und typischen Arten der Ufervegetation in jeder Untersuchungsstrecke von 1993 mit denen vom Jahr 2005 verglichen.

Während sich bei der Schlanken Segge Zunahme und Abnahme nahezu die Waage halten (nur eine geringfügige positive Tendenz), war bei der Zaun-Winde eine sehr deutliche Zunahme festzustellen. In keiner der Untersuchungsstrecken fand eine Abnahme statt, dahingegen war auf fast 40 % der Untersuchungsstrecken eine Zunahme zu verzeichnen. Der Löwenzahn zeigte mehr Abnahmen als Zunahmen, was auch der Erwartung entspricht, da mit Abnahme der Mahdhäufigkeit der Löwenzahn zunehmend zurückgedrängt werden sollte. Überraschend deutlich sind die Abnahmen bei den beiden so genannten „Problem-Kräutern“ der Brennessel und der Acker-Kratzdistel. Während bei der Brennessel auf 15 % der Untersuchungsstrecken

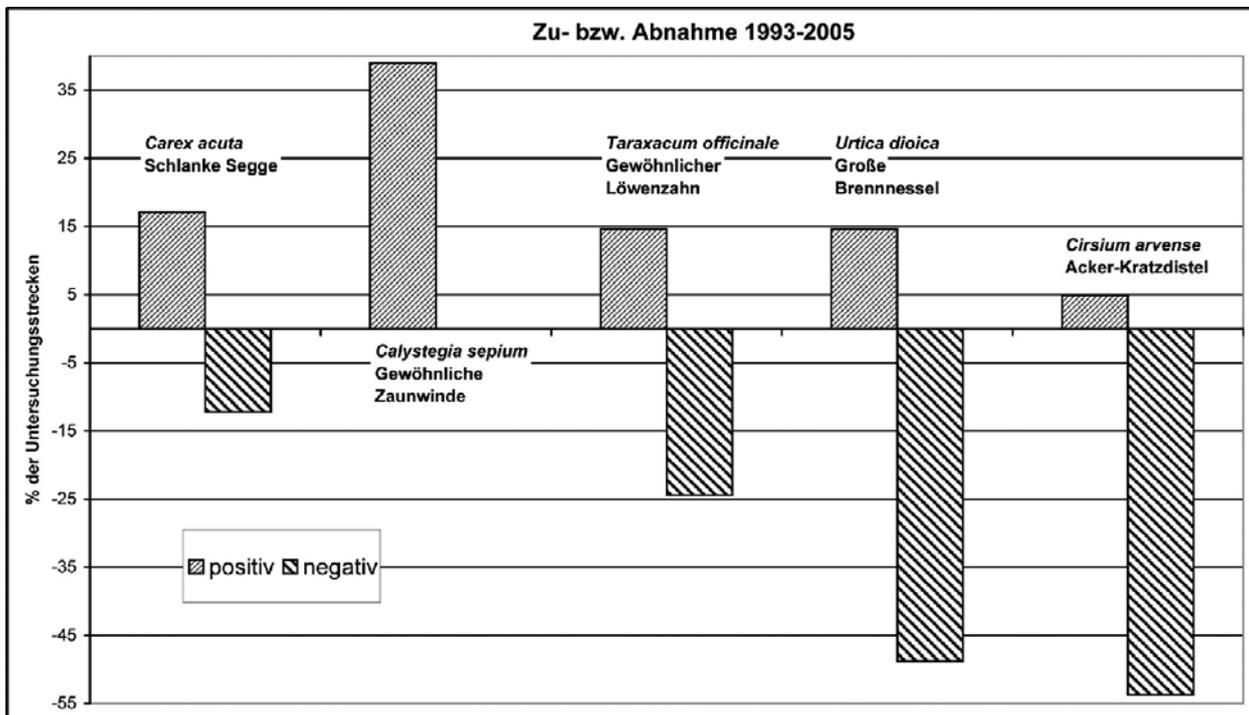


Abb. 4: Zu- und Abnahme ausgesuchter Arten in der Uferböschung

eine Zunahme und bei über 45 % eine Abnahme der Deckungsanteile festzustellen war, ist dies bei der Acker-Kratzdistel mit 5 % Zunahme zu fast 55 % Abnahme noch deutlicher ausgefallen.

Die Brennnessel als typische Pflanze der Auen wird sicher immer ihren Platz in der Uferböschung haben, auch wenn sie vermutlich noch weiter zurückgedrängt wird. Die Ackerkratzdistel hat zunächst vor allem von der Umwandlung der Äcker in Grünland bzw. der Brachestreifen profitiert. So fanden zu Beginn der Umwandlung die Samen der Acker-Kratzdistel auf den vormals beackerten und gut mit Nährstoffen versorgten Uferlandstreifen hervorragende Keimbedingungen. In den ersten Jahren kann sich die Acker-Kratzdistel als mehrjährige Art gegen die aufkommende Ufervegetation

noch behaupten. In dem zunehmend dichter werden den Filz der Ufervegetation kommen die Samen nur noch selten zur Keimung, so dass die Deckungsanteile allmählich zurückgehen.

Die Darstellung ausgewählter Arten mit subdominanten und dominanten Deckungsanteilen in Abhängigkeit von der Gewässerunterhaltung in drei Kategorien zeigt in Abb. 5, dass Brennnessel und Zaun-Winde vor allem in den seltener gemähten Abschnitten dominieren. Das Rohr-Glanzgras zeigt ebenso in den seltener gemähten Abschnitten höhere Deckungsanteile, während die Quecke in den seltener als alle 6 Jahre gemähten Abschnitten geringere Deckungsanteile als in den 1-2 mal jährlich gemähten Abschnitten besitzt.

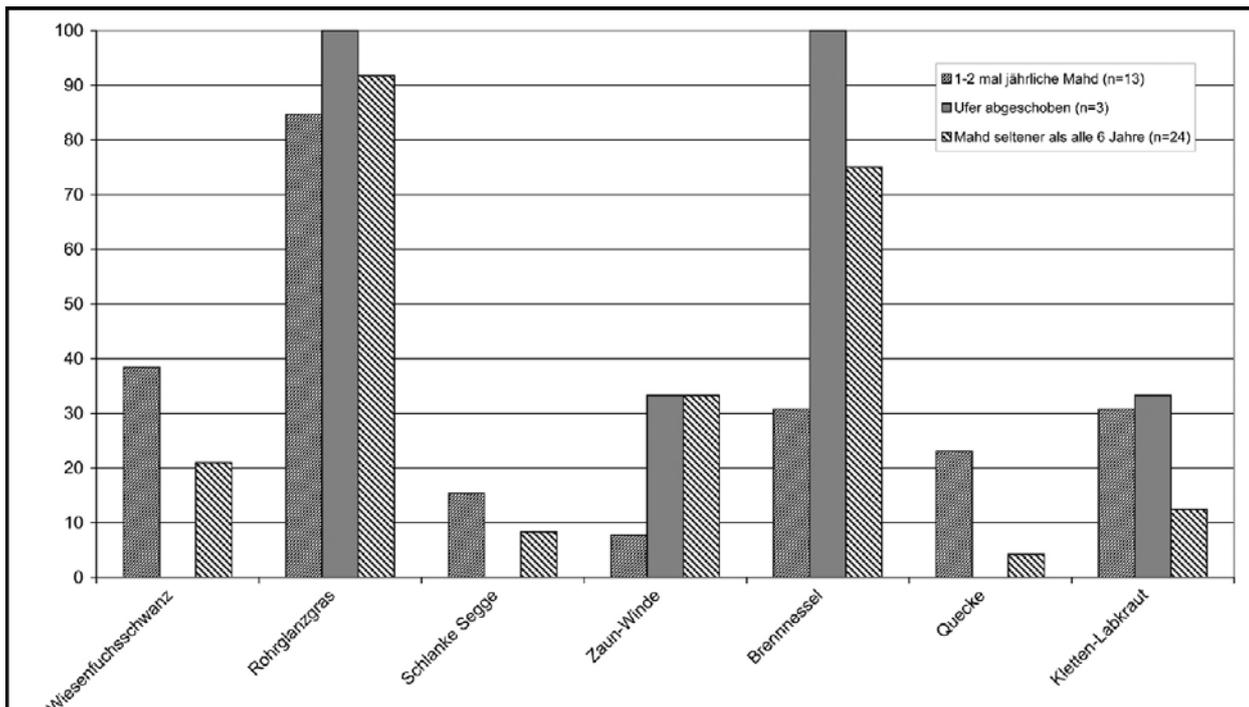


Abb. 5: Anteile der Untersuchungsstrecken mit hohen Deckungsanteilen (subdominant/dominant) ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Gewässerunterhaltung

5.1.2 Entwicklung der Verbreitung von Neophyten

Neophyten können in den "ungesättigten" Vegetationseinheiten der Uferböschungen z. T. sehr konkurrenzkräftige und dominante Bestände bilden (LOHMEYER 1969). Einige Untersuchungen zeigen eine positive Korrelation der Neophyten in der Ufervegetation ausgebauter Fließgewässer mit zunehmender Eingriffsintensität (KOPECKY 1967, RÜDENAUER et al. 1974, SCHWABE & KRATOCHWILL 1991). In der Uferböschung der Ise wurden folgende 7 Neophyten nachgewiesen: Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*¹⁾), Schwarzfrüchtiger Zweizahn (*Bidens frondosa*), Schlitzblättriger Sonnenhut (*Rudbeckia laciniata*¹⁾), Vielblütiges Weidelgras (*Lolium multiflorum*²⁾), Strahlenlose Kamille (*Matricaria discoidea*), Kanadisches Berufkraut (*Conyza canadensis*) und Drüsiges Weidenröschen (*Epilobium ciliatum* ssp. *ciliatum*).

¹⁾ Fund liegt außerhalb der Probestrecken, ²⁾ durch angrenzende Ansaat

Keiner dieser Neophyten kann bisher in der Uferböschung der Ise Dominanzbestände aufbauen. Trotz des starken Ausbaus dieses Fließgewässers ist die Anzahl der Neophyten relativ gering. Dies steht sicherlich mit der in der Regel ortsfernen Lage der Ise im Zusammenhang, so dass eine Einschleppung z. B. über Gartenabfälle erschwert ist. Die regelmäßige Ufermahd (2 x/Jahr) führte zu einer der Grünlandgesellschaften ähnelnden Ufervegetation. Gerade die Grünlandgesellschaften sind jedoch durch einen hohen „Sättigungsgrad“ gekennzeichnet (ELLENBERG 1996), so dass Neophyten nur geringe Chancen zur Etablierung haben. Induziert durch die reduzierte Ufermahd und die dadurch ausgelösten Sukzessionsphasen der Uferböschung besitzen möglicherweise die Neophyten zukünftig günstigere Besiedlungsmöglichkeiten an der Ise.

5.1.3 Entwicklung einer abgeschobenen Uferböschung

Eine Alternative zur Anpflanzung von Ufergehölzen ist die Tolerierung von spontanem Gehölzaufkommen oder die Förderung einer Selbstansamung. Ufergehölze etablieren sich bei Unterlassen der Böschungsmahd in unterschiedlichen Zeiträumen in Abhängigkeit von der Konkurrenzkraft der aktuellen Vegetation, der Fließgewässerdynamik (und der damit verbundenen Uferabbrüche oder Aufladungen) und des Samenpotenzials. Diese Entwicklung kann durch die Abschiebung der obersten Vegetationsschicht beschleunigt werden. Hierbei sollte der Durchführungszeitraum auf die vorhandenen „Spenderarten“ abgestimmt werden.



Abb. 6: Spontane Erlenansiedlung nach Abschiebung der obersten Krautschicht

An der Ise wurde auf mehreren Strecken die oberste Ufervegetationsschicht abgeschoben. Schon im ersten Jahr wurde der hohe Erlendruck an der Mittelwasserlinie auf diesen Flächen deutlich. Im oberen Böschungsbereich dominierten Störzeiger wie z. B. die Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*). Durch die unmittelbare Nähe zu fruktifizierenden Erlen war dieser Standort begünstigt für eine solche Maßnahme.

5.2 Entwicklung der Wirbellosenfauna der Ise

Beispielhaft für die Wirbellosenfauna sei hier auf die Entwicklung der Libellenfauna eingegangen. Typisch für diese Arten sind die zum Teil mehrjährigen Entwicklungszeiten der Larven im Gewässer. Zudem sind die unterschiedlichen Arten in hervorragender Weise Indikatoren für die Qualität des Wassers (Temperatur, Wasserchemie, Sauerstoffgehalt). Durch die Reduktion der Gewässerunterhaltung konnten sich die Wasserpflanzenpolster über die gesamte Vegetationsperiode entwickeln und damit kleinflächig sehr unterschiedliche Strömungsverhältnisse und Habitatverhältnisse ausbilden. Beispielhaft ist in Abb. 7 die Ausbreitung der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) und der Grünen Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) dargestellt, die beide von der stark reduzierten Gewässerunterhaltung an der Ise profitieren.

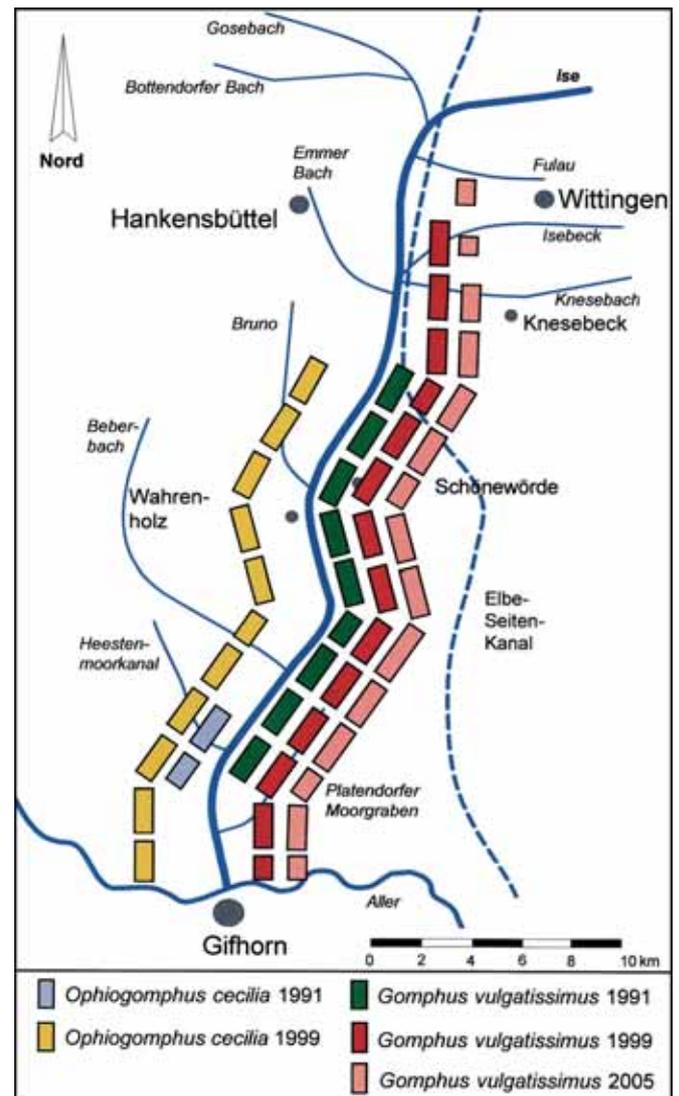


Abb. 7: Ausbreitung der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) und der Grünen Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) in der Ise (LUCKER 2006)

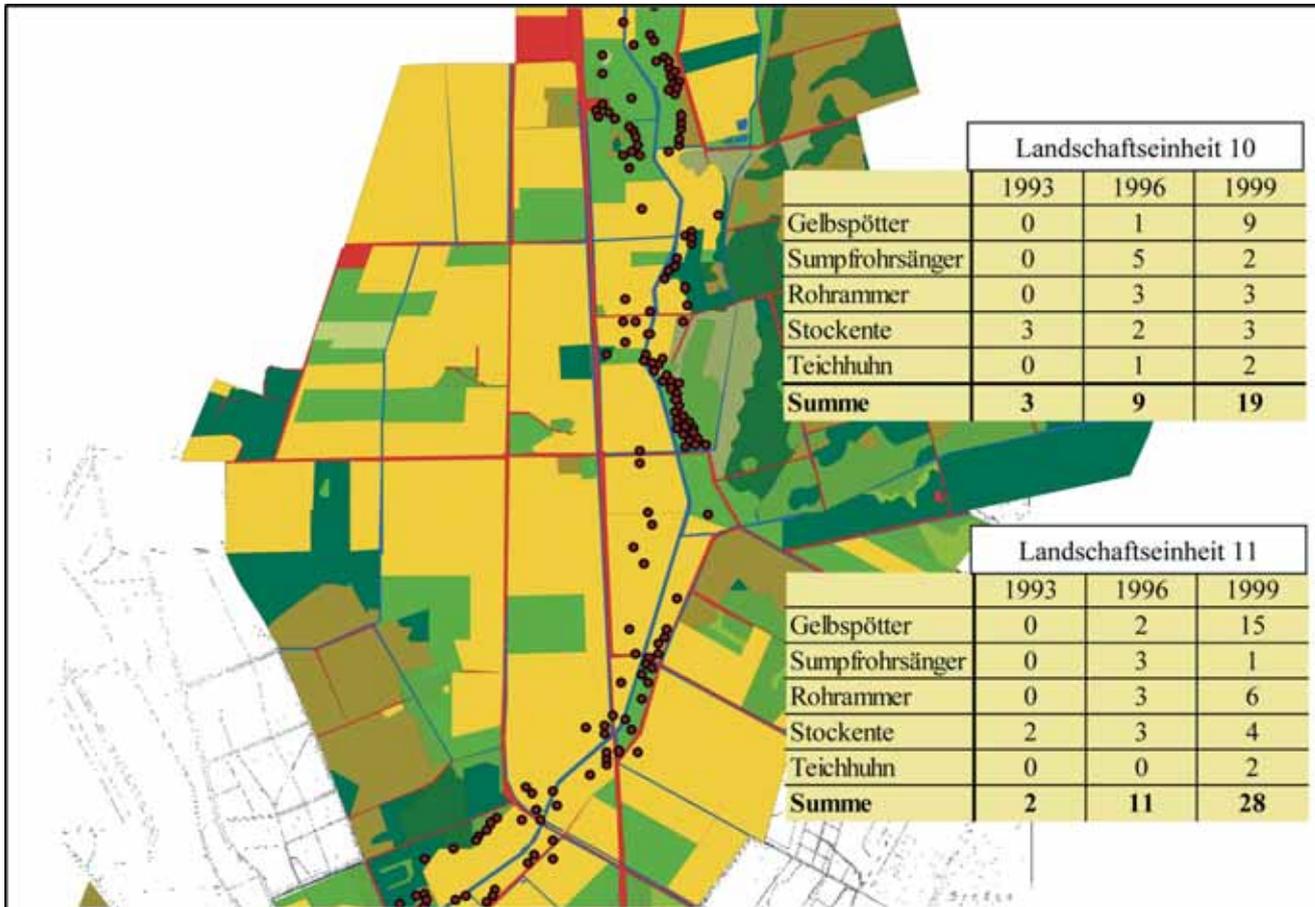


Abb. 8: Zunahme typischer Vogelarten der Uferzone in den Landschaftseinheiten 10/11 an der Ise

5.3 Entwicklung der Avifauna

Die Reduktion der Ufermahd und die Ausweisung von ca. 10 m breiten Uferstrandstreifen fördert Brutvögel, die die Uferbereiche von Gewässern bevorzugen. Beispielhaft soll für zwei Abschnitte des Mittellaufs die Besiedlung dargestellt werden.

In diesen Abschnitten erfolgte bis 1991 eine Acker- nutzung bis zur Oberkante der Uferböschung. Es waren keine Ufergehölze vorhanden und eine Mahd der Böschung fand zweimal im Jahr statt. Nach Ausweisung von Uferstrandstreifen, Anpflanzung von Ufergehölzen und Reduktion der Gewässerunterhaltung zeigten sich schnelle Erfolge in der Besiedlung durch Brutvögel: Die Anzahl der Brutpaare des Sumpfrohrsängers (*Acrocephalus palustris*) erhöhte sich von 1993 (0 Paare) bis 1996 auf 8 Paare, um dann wieder auf 3 Paare im Jahr 1999 zurückzugehen. Der Rückgang 1999 beruht vermutlich auf zwei Ursachen: Zum einen scheinen größere Verluste auf dem Zugweg eingetreten zu sein, zum anderen hat sich der Lebensraum an der Ise durch die Entwicklung der Ufergehölze verändert. Profitiert von der zunehmenden Gehölzentwicklung hat hingegen der Gelbspötter (*Hippolais icterina*), der 1993 noch nicht nachgewiesen werden konnte und 1999 mit 24 Brutpaaren in den beiden ausgewählten Landschaftsabschnitten nachgewiesen wurde. Die Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) konnte von 0 auf 9 Brutpaare zunehmen.

Diese Beispiele zeigen, welche herausragende Bedeutung Strukturen an den Ufern der Fließgewässer besitzen, wobei sowohl Röhrichsäume als auch Gehölze entlang der Fließgewässer wichtige strukturelle Bestandteile für unterschiedliche Arten oder Arten in ihren unterschiedlichen Lebensphasen sind.

5.4 Rückkehr des Fischotters

Der Fischotter war in den 60er Jahren aus der Ise-Niederung aufgrund des starken Ausbaus der Ise, des strukturarmen Umfeldes, der intensiven Landnutzung bis zur Oberkante des Ufers und der intensiven Gewässerunterhaltung verschwunden. Zielsetzung des Ise-Projektes war daher auch die Wiedervernetzung der Fischotterpopulationen durch die Revitalisierung der Ise-Niederung.

Nachdem zunächst nur einzelne Durchzügler nachgewiesen werden konnten, wurde 2004 und vor allem 2005 die Rückkehr des Fischotters durch die in Anzahl und Regelmäßigkeit deutlich zugenommenen Nachweise (Trittsiegel, Kot, Fotofalle) belegt. Der Fischotter hat insgesamt durch die sehr unterschiedlichen Maßnahmen in der Ise-Niederung profitiert. Entscheidend waren u.a. sicherlich die Anpflanzungen und die deutlich reduzierte Gewässerunterhaltung.

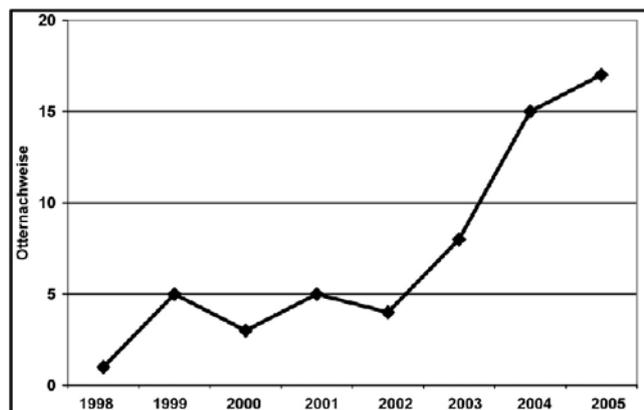


Abb. 9: Fischotternachweise von 1998-2005 (KRÜGER 2005)

6 Neue Fragestellungen und Probleme hinsichtlich der Gewässerunterhaltung

Drei Aspekte im Bereich der Gewässerunterhaltung sind neu aufgetreten:

- 1) Die angepflanzten, plangenehmigten Strauch-Weiden (z. B. *Salix caprea*, *S. aurita*) sind nach 11 Jahren in das Gewässer hineingewachsen und können den Wasserabfluss behindern. Können diese Gehölze auf den Stock gesetzt werden oder müssen sie komplett entfernt werden?
- 2) Es bilden sich kleinere Auflandungen oder Uferabbrüche. Kann der Unterhaltungsverband dies tolerieren, wenn die anliegenden Flächeneigentümer dies akzeptieren und keine Gefahr für den ordnungsgemäßen Wasserabfluss gegeben ist?
- 3) Das Erlensterben durch die „Erlen-Phytophthora“ breitet sich sehr schnell aus. Wie reagieren die Unterhaltungsverbände auf diese Entwicklung?

Zu 1): Im konkreten Fall wollte der Unterhaltungsverband die Weiden komplett entfernen, da ansonsten in einigen Jahren wieder ein Rückschnitt stattfinden müsste. Unter ökologischen Gesichtspunkten war gerade das Hineinwachsen der Weiden in das Gewässer erwünscht, da damit die Dynamik des Gewässers gefördert wurde. Da sich die anliegenden Flächen in der Hand der Aktion Fischotterschutz befinden, konnten auch Uferabbrüche auf der gegenüberliegenden Seite toleriert werden. Nach schwierigen Verhandlungen einigte man sich darauf, die Weiden auf den Stock zu setzen, wodurch zwar vermutlich in einigen Jahren ein erneutes Eingreifen stattfinden muss, dies jedoch eher zu einer Entwicklung führt, die den Anforderungen der EG-WRRRL nach einem guten ökologischen Zustand entspricht. Zudem muss diese Entscheidung vor dem Hintergrund des Erlensterbens und der Sicherung eines Gehölzbewuchses an den Gewässern gesehen werden.

Zu 2): Da aus Sicht des Naturschutzes die natürliche Gewässerdynamik gefördert werden muss, sollten solche Anlandungen/Abbrüche toleriert werden, wenn die Grundstückseigentümer dies akzeptieren und der ordnungsgemäße Wasserabfluss nicht behindert wird. In der Vergangenheit wurden Auflandungen entfernt und Uferabbrüche i. d. R. mit Wasserbausteinen befestigt. Um hier einen brauchbaren Kompromiss zwischen dem Unterhaltungsverband, den Anliegern und den ökologischen Ansprüchen zu finden, haben erste Gespräche zwischen Unterhaltungsverband und Naturschutzvertretern stattgefunden. Die Lösung wird sich jedoch erst bei künftigen konkreten Fällen finden lassen. In vielen Fällen wird es auf Einzelfallentscheidungen hinauslaufen. Insgesamt sollen jedoch solche eigendynamischen Entwicklungen, wo immer auch möglich, toleriert werden, denn auch dies ist ein Schritt zur Erfüllung der Anforderungen der EG-WRRRL.

Zu 3): Es gibt derzeit noch keine konkreten Hinweise auf resistente Sorten bei der Erle und so bleibt bisher nur der Ansatz, andere Baumarten an die Gewässer zu pflanzen. Hier besteht noch Forschungsbedarf hinsichtlich resistenter Sorten, da die Erle in Mitteleuropa der typische Baum der kleineren Fließgewässer ist.

7 Zusammenfassung

Die bisherigen Entwicklungen und Ergebnisse an der Ise zeigen, dass auch ausgebaute Fließgewässer mit geringer Fließgeschwindigkeit ein Potenzial zur Revitalisierung und Restrukturierung besitzen, wenn die Handlungsspielräume für eine Reduktion der Intensität der Gewässerunterhaltung genutzt werden. Die kontinuierliche Reduktion dieser Unterhaltungsmaßnahmen, verbunden mit der aktiven Bepflanzung der Uferböschung und der Förderung der Spontanansiedlung von Ufergehölzen, förderte die eigendynamische Entwicklung des Gewässers. Neue Mäander konnten an der Ise bisher zwar noch nicht entstehen, jedoch zeigte sich, dass sich in dem bestehenden Gewässerbett kleinräumige und vielfältige Veränderungen in der Morphologie und der Substratzusammensetzung einstellten. Bevor die Gewässerunterhaltung modifiziert wurde, bildeten die geradlinigen und baumfreien Trapezprofile über weite Teile des Jahres den Normalzustand. Seitdem die Wasserpflanzenbestände über weite Abschnitte in der gesamten Vegetationsperiode Bestand haben, können sie als Substratfilter für Sedimentationsprozesse und als Strömungsteiler wirken und tragen damit zur Substrat- und Strömungsdiversifikation bei und vermindern insgesamt den Sedimenttransport im Gewässer. Sie werden daher besonders gut, aber nicht ausschließlich von Fließgewässerspezialisten besiedelt und auch von Amphibien und Fischen als Substrat für Ei- und Laichablage, als Nahrungs-, Aufwuchs- und Versteckräume genutzt.

Die z. T. katastrophalen Auswirkungen der konventionellen mechanischen Unterhaltungsmaßnahmen auf die Gewässerwirbellosen und Fische sind vielfach bekannt (u.a. DÜPELMANN 1992, ENGEL & WÄCHTLER 1990). Die aus ökologischer Sicht positiven Wirkungen der reduzierten Gewässerunterhaltung können in der Ise, über die hier dargestellten Ergebnisse hinaus, an der Zunahme der Muschelbestände (vor allem Malermuschel, *Unio pictorum*) und der beiden auf der Gewässersohle lebenden Libellenarten Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) und Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) abgelesen werden (vgl. PUDWILL 1998). Beide Arten entwickelten sich über 3 Jahre als Larven in und auf der Gewässersohle und konnten ihre Abundanz und Verbreitungsräume in den letzten Jahren erheblich ausdehnen. Sie nutzen unterschiedliche Substrate, wobei *G. vulgatissimus* eher sandig-schlammige und *O. cecilia* eher kiesig-sandige Abschnitte bevorzugt. Aufgrund der Zunahme beider Arten in der Ise können sie als Charakterarten für eine in großen Bereichen intakte Flusssohle und ein abwechslungsreiches Substratmosaik angesehen werden (LUCKER 1999).

Die Veränderung der Artengemeinschaften der Ufervegetation durch die Reduktion der Mahdhäufigkeit ist noch lange nicht abgeschlossen und z. T. erst in Ansätzen zu erkennen. Durch Unterlassen der Ufermahd sind das ganze Jahr über, auch im Winter, Strukturen in der Landschaft vorhanden, die für eine vielfältigen Tierwelt Lebens- und Rückzugsraum darstellen. Vogelarten, die z. B. Brachen, Röhrichte und Ufergehölze bevorzugen, besiedelten die neuen Strukturen entlang des Gewässers in kurzen Zeiträumen. Deutlich ist dies mit den sehr hohen Zunahmen der Brutvögel in der Uferzone zu belegen. Die kontinuierliche Entwicklung der Gehölze an der Uferböschung führt allerdings auch zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften.

Der zu Beginn in die Uferföhrichte eingewanderte Sumpfrohrsänger wird mit dem zunehmend dichter werdenden Ufergehölzen durch den Gelbspötter ersetzt.

Ein weiterer Hinweis auf die Verbesserung der Strukturen entlang der Ise ist die inzwischen erfolgte Rückkehr des Fischotters. Die regelmäßigen und häufigen Nachweise des Fischotters im gesamten Jahresverlauf belegen dies eindrucksvoll.

Defizite bestehen noch vor allem bei größeren Strukturen wie z. B. Altholz im und am Gewässer. Hier muss jedoch noch für Akzeptanz geworben werden, damit auch größere Äste in das Gewässer fallen und dort liegen bleiben dürfen. Ebenso wird die zukünftige Entwicklung, die u. a. mit Uferabbrüchen verbunden sein wird, neue Fragen hinsichtlich der Gewässerunterhaltung aufwerfen.

Ein entscheidender Schritt von Naturschutzseite und von Seiten des Unterhaltungsverbandes war die Kommunikation untereinander und die Bereitschaft, voneinander zu lernen. Durch eine vertrauensvolle Zusammenarbeit können die unterschiedlichen Interessen am Gewässer berücksichtigt werden, auch wenn es aufgrund der unterschiedlichen Sichtweisen auch immer wieder Interessenkonflikte gibt.

Deutlich wurde auch, dass der gemeinsame Lernprozess zur Veränderung der Gewässerunterhaltung noch nicht abgeschlossen ist und auf allen Seiten der Mut und die Bereitschaft für Veränderungen in kleinen Schritten vorhanden sein muss.

Im Zusammenhang mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie bietet sich für Unterhaltungsverbände und Naturschutzverbände ein weites Kooperationsfeld, von dem die Fließgewässer profitieren können.

8 Literatur

- BORGGRÄFE, K. (1996): Entwicklungspotenzial der Ufervegetation an ausgebauten Fließgewässern Norddeutschlands am Beispiel der Ise. – Braunsch. Geobot. Arb. 4: 297-307.
- BORGGRÄFE, K. (1998): Entwicklungspotenzial der Ufervegetation an ausgebauten kleinen Fließgewässern Norddeutschlands durch die Reduktion der Gewässerunterhaltung am Beispiel der Ise. – NNA-Berichte 11 (1): 88-96.
- BORGGRÄFE, K. (1999): Bewertung des Entwicklungsprozesses eines Landschaftsausschnittes am Beispiel der Ise-Niederung. – In: WIEGLEB, G., F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. – Physica-Verlag, 98-108.
- BORGGRÄFE, K. & O. KÖLSCH (1997): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung – Biotopvernetzung am Beispiel der Leit-Tierart Fischotter“. – Angewandte Landschaftsökologie 12, 123 S.
- BORGGRÄFE, K. & R. PUDWILL (1998): Die Wasservegetation der Ise und ihrer Nebengewässer. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 140: 157-172.
- BOSTELMANN, R., U. FUCHS, M. HOFFMANN & I. NADOLNY (1999): Ökologische Aspekte bei der maschinellen Gewässerunterhaltung. – DVWK Materialien 4, 285 S.
- BRANDES, D. & F.W. OPPERMANN (1994): Die Uferflora der oberen Weser. – Braunsch. naturkd. Schr. 4, H. 3: 575-607, Braunschweig.
- BRÖRING, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. – Physica-Verlag, 98-108.
- DÜMPELMANN, C. (1992): Auswirkungen von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen auf Fischpopulationen – Untersuchungen an ausgewählten Nebenbächen der Ise (Ostniedersachsen). – Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg, 114 S.
- ENGEL, H. & K. WÄCHTLER (1990): Folgen von Bachentkrautungsmaßnahmen auf einen Süßmuschelbestand am Beispiel eines kleinen Fließgewässers des südlichen Drawehn (Lüchow-Dannenberg). – Natur und Landschaft 65 (2): 63-65.

- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- KAIRIES, E. & P. SELLHEIM (1998): Gewässerunterhaltung und Fließgewässerrenaturierung – Erfahrungen mit der Umsetzung des Niedersächsischen Fließgewässerprogramms. – NNA-Berichte 11 (1): 8-11.
- KOPECKY, K. (1967): Die fließbegleitende Neophytengesellschaft *Impatiens-Solidaginetum* in Mittelmähren. – Preslia: 151-166.
- KRÜGER, H.-H. (2005): Erfassung der Fischotterverbreitung in der Ise-Niederung. – (unveröffentlichtes Manuskript), 12 S.
- LOHMEYER, W. (1969): Über einige bach- und fließbegleitende nitrophile Stauden und Staudengesellschaften in Westdeutschland und ihre Bedeutung für den Uferschutz. – Natur und Landschaft, 10: 271-273.
- LUCKER, T. (1998): Die Entwicklung der Makrozoobenthon-Lebensgemeinschaften der Ise – Ergebniskontrollen in einem E+E-Vorhaben. – NNA-Berichte 11 (1): 76-87.
- LUCKER, T. (1999): Reaktionen der Fließgewässer-Libellen auf die Revitalisierung in der Ise-Niederung. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998.
- LUCKER, T. (2006): Das Makrozoobenthos als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2005: 239-243.
- OPPERMANN, F.W. & D. BRANDES (1993): Die Uferflora der Oker. – Braunsch. naturkd. Schr. 4, (2): 381-414.
- POSSELT, T. (1994): Revitalisierung in der Ise-Niederung – ein E+E-Vorhaben. – NNA-Mitteilungen 4: 42-48.
- PRAUSER, N., B. DREIER, J. DREPPER, U. FENDRICH, R. SANDER & E. WESSELER (1990): Revitalisierung in der Ise-Niederung, Teil A.: Grundlagenerhebung zu ökologischen und ökonomischen Aspekten. – Habitat 4, Arbeitsberichte der Aktion Fischotterschutz e.V., Hankensbüttel: 175 S.
- PUDWILL, R. (1998): Fluß- und Quelljungfern im Raum Gifhorn. – Braunschweiger naturkundliche Schriften 5 (3): 541-549.
- REUTHER, C., K. BORGGRÄFE, O. KÖLSCH, M. POSECK, T. POSSELT & A. STÖCKMANN (1993): Revitalisierung in der Ise-Niederung – ein E+E-Vorhaben. – Natur und Landschaft 68 (7/8): 359-386.
- RÜDENAUER, B., R. RÜDENAUER & S. SEYBOLD (1974): Über die Ausbreitung von *Helianthus*- und *Solidago*-Arten in Württemberg. – Jb. Ges. Naturkd. Württemberg 129: 65-77.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96, München, 543 S.
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWILL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – NNA-Berichte 4 (1): 14-27.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit beruhen auf dem E+E-Vorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“, welches mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, des Niedersächsischen Umweltministeriums, des Landkreises Gifhorn und der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt gefördert wurde. Im Jahr 2005 wird eine umfangreiche wissenschaftliche Begleitung 10 Jahre nach Abschluss der Umsetzung mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Niedersächsischen Umweltstiftung gefördert.

Der Autor



Karsten Borggräfe, Dipl. Biol., geb. 1961. Biologiestudium in Bonn. Tätigkeiten in der Umweltbildung und Naturschutzplanung, seit 1991 bei der Aktion Fischotterschutz e.V. in Hankensbüttel. Arbeitsschwerpunkte: Fließgewässer- und Grünlandentwicklung, Regionalentwicklung (LEADER+) und Kommunikation.

Leitbild, Referenz und Wiederbesiedlungspotenzial – ein Bewertungsrahmen für Erfolgskontrollen an der salzbelasteten unteren Werra

von Gerd Hübner & Ulrich Braukmann

Inhalt

- 1 Einleitung und Problemstellung
- 2 Bewertungsschema
- 3 Untersuchungsgebiet und Methodik
- 4 Ergebnisse
 - 4.1 Ähnlichkeitsvergleiche mit der „Referenz“
 - 4.1.1 Wasserbeschaffenheit
 - 4.1.2 Makrozoobenthos
 - 4.2 Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzial
 - 4.3 Limnofaunistisches Leitbild
- 5 Diskussion
 - 5.1 Bewertungsansätze und -methoden
 - 5.2 Ökologische Situation der unteren Werra
- 6 Zusammenfassung
- 7 Literatur

1 Einleitung und Problemstellung

Nach der Wiedervereinigung Deutschlands ist die Salzbelastung der Werra durch die hessisch-thüringische Kali-Industrie weit reichend vermindert worden. Seit dem Jahr 2000 liegt ein vergleichbares, auch in der Schwankungsbreite stark reduziertes Salzbelastungsniveau im Gewässer vor (FGG WESER 2005). Der amtliche Grenzwert von 2500 mg/l Chlorid in der Werra bei Gersungen wird im Tagesmittel seither nicht mehr erheblich überschritten. Vor diesem Hintergrund und angesichts der aus der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) resultierenden Anforderungen stellt sich die Frage, ob und welche Veränderungen der Werra-Biozönose unter der verminderten Gewässerbelastung festzustellen sind.

Das Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung der Universität Kassel geht dieser Fragestellung im Rahmen des Forschungsprojekts: „*Leitbild-, referenz- und naturräumlich orientierte Fließgewässerbewertung am Beispiel des Flussgebiets der salzbelasteten unteren Werra*“ nach. Das Projekt verfolgt die Hauptzielsetzung, die untere Werra und ihre Hauptzuflüsse exemplarisch im Sinne der EG-WRRL ökologisch zu bewerten. Das Makrozoobenthos stellt dabei die schwerpunktmäßig betrachtete Indikatorgruppe dar. In diesem Beitrag steht der Flusslauf der unteren Werra im Vordergrund, nicht die ökologische Charakterisierung der Hauptzuflüsse.

2 Bewertungsschema

Der hier dargestellte Bewertungsansatz für die untere Werra gründet sich auf ein limnofaunistisches Leitbild, auf eine Analyse des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials im Flussgebiet sowie auf den Vergleich mit einer realen Werra-„Referenzsituation“ oberhalb

der Salzbelastung (Abb. 1). Bei der zugrunde gelegten Werra-„Referenz“ handelt es sich nicht um einen Gewässerabschnitt in ökologisch idealtypischer Ausprägung, also nicht um eine Referenz für die sehr gute ökologische Zustandsklasse 1 nach EG-WRRL, sondern um einen Abschnitt mit der maximalen derzeit am Fluss zu findenden Naturnähe.

Diese drei Kompartimente – Leitbild, Wiederbesiedlungspotenzial und reale „Referenz“ – bilden gleichzeitig den Bewertungsrahmen für die Erfolgskontrolle der verminderten Salzbelastung.

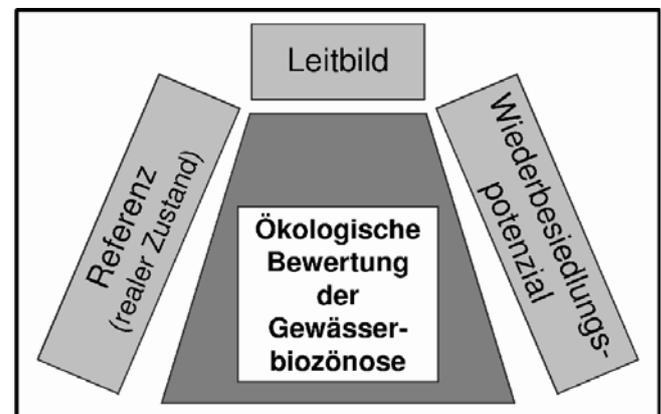


Abb. 1: Bewertungsrahmen für die ökologische Entwicklung der unteren Werra

Während sich Vergleiche mit Referenz und Leitbild unmittelbar aus der EG-WRRL ableiten lassen, kommt der zusätzlichen Betrachtung des Wiederbesiedlungspotenzials im Fall der seit über 100 Jahren salzbelasteten Werra eine besondere Bedeutung zu. Da der oberhalb angrenzende Flusslauf der mittleren Werra noch höhere Salzkonzentrationen aufweist und der unteren Werra ansonsten nur Bäche und kleine Flüsse zufließen, stellt sich im Hinblick auf die Bewertung und Erfolgskontrolle der derzeitigen Gewässerentwicklung auch die Frage, welche flusstypischen Arten in diesem Gebiet für eine rasche Wiederbesiedlung überhaupt noch vorhanden sind und wo sich deren Habitate bzw. Refugialräume befinden. Das aktuelle Fehlen von Arten in der unteren Werra, die seit Jahrzehnten im Flussgebiet und eventuell auch in umgebenden Regionen verschwunden sind, ist in Bezug auf die ökologische Entwicklung des Fließgewässers anders zu bewerten als das Ausbleiben von Arten, die in Zuflüssen unmittelbar mündungsnah vorkommen.

3 Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet umfasst das untere Einzugsgebiet der Werra zwischen Trefffurt und Hann. Münden und wird nachfolgend auch als „Flussgebiet der unteren Werra“ bezeichnet (Abb. 2). Die Abgrenzung dieses

Teileinzugsgebiets erfolgte nach naturräumlichen und hydrografischen Kriterien. Das Gebiet erstreckt sich über 1228 km² und umfasst Anteile von Hessen, Thüringen und Niedersachsen.

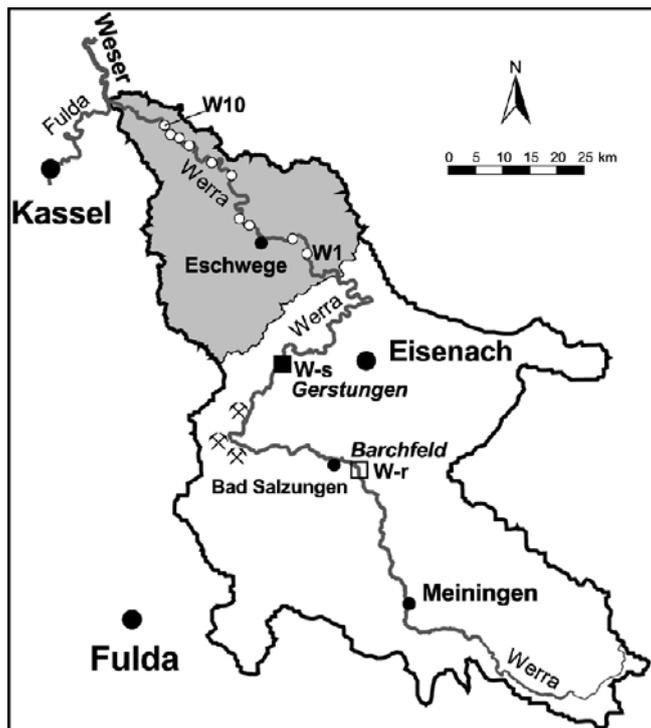


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebiets (grau) mit den Probestellen der unteren Werra (weiße Kreise, fortlaufend nummeriert) im Gesamteinzugsgebiet der Werra und der zusätzlichen Probestellen an der mittleren Werra (W-r: Werra-„Referenz“, W-s: Werra mit maximaler Salzkonzentration). Bergwerksymbole = Kaliwerke in Betrieb. Einzugsgebiet und Gewässerlauf nach BFG (2004).

In zwei Untersuchungsjahren (2001/02 und 2003) wurden insgesamt 36 Stellen an der unteren Werra und ihren Zuflüssen im Hinblick auf die chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit und die Makrozoobenthos-Fauna (aquatische und terrestrische Stadien) vergleichend beprobt (vgl. HÜBNER 2005). An den 10 im ersten Untersuchungsjahr ausgewählten Werra-Hauptzuflüssen lag jeweils eine Probestelle mündungsnah, eine weitere, noch möglichst naturnahe Stelle jedes Unterlaufes wurde als „Referenzstelle“ einbezogen. Die Werra-Probestellen (W1–W10, s. Abb. 2) befanden sich stets oberhalb der Einmündung der untersuchten Hauptzuflüsse.

Im Jahr 2003 wurden nur noch fünf Hauptzuflüsse an ihren mündungsnahen Abschnitten und die oberhalb befindlichen Werra-Probestellen weiterhin beprobt. Zusätzlich wurden nun auch die unmittelbaren Mischzonen der fünf Hauptzuflüsse mit der Werra sowie ein natürlicherweise stark salzhaltiger kleiner Werra-Zufluss („Salzbach“) in das Beprobungsprogramm aufgenommen. Ferner erfolgte in diesem Jahr die Untersuchung einer noch relativ naturnahen Werra-„Referenzstelle“ oberhalb der Salzbelastung bei Barchfeld (W-r) und einer Probestelle bei Gerstungen (W-s) im Bereich der höchsten Salzkonzentration (s. Abb. 2). Die Stellen W-r und W-s wurden stets am selben Tag, die übrigen Werra-Probestellen an weiteren Tagen beprobt.

Da es sich bei allen ausgewählten „Referenzstellen“ nicht um echte Referenzen im Sinne der EG-WRRRL handelt (vgl. Pkt. 2) – die geforderten ökologischen Kriterien werden nur mehr oder weniger annähernd erfüllt – werden diese „Referenzstellen“ auch nachfolgend stets in Anführungszeichen gesetzt. Die Werra wird nach der

„Karte der biozönotisch bedeutsamen Gewässertypen Deutschlands“ (Stand 12/2003, POTTGIESSER et al. 2004) schon ab Themar, also nach 50 km Fließweg, bis zum Zusammenfluss mit der Fulda als „Großer Fluss des Mittelgebirges“ eingestuft. Demnach befinden sich alle Werra-Probestellen am selben biozönotischen Gewässertyp.

Die aquatischen Stadien des Makrozoobenthos wurden dreimal pro Jahr beprobt. Mit dem Handsammelnetz wurde jeweils 1 m² Gewässergrund in sechs bis zehn, den unterschiedlichen Substratanteilen Rechnung tragenden Teilproben erfasst. Zusätzlich wurden ca. 10 Steine/Hölzer nach feststehenden Formen abgesucht.

Am Ufer der Probestellen wurden Imagines der Eintags-, Stein-, Köcherfliegen und Netzflügler mit einem Handnetz gesammelt sowie Libellen nach Sichtbeobachtung berücksichtigt. Diese Erfassung erfolgte siebenmal im Jahr entlang von jeweils 20 m Uferstreifen.

Die terrestrischen Stadien des Makrozoobenthos konnten in der Regel bis zur Art bestimmt werden. Nach Möglichkeit wurden auch die meisten Gruppen der aquatischen Stadien bis zur Art oder Artengruppe determiniert, bei den Nematoda, Oligochaeta, Ceratopogonidae und Chironomidae beschränkte sich die Bestimmung stets bzw. meist auf höhere Taxa.

Für den Vergleich der Faunenähnlichkeit des Makrozoobenthos an unterschiedlichen Probestellen wurden fünf bekannte Ähnlichkeitsindices ausgewählt und vergleichend berechnet: JACCARD (1901), CZEKANOWSKI (1913, zitiert nach HELLAWELL 1986), RENKONEN (1938, Formel in MÜHLENBERG 1993), PINKHAM-PEARSON (1976, Index „B“) und GUHL (1987, Index „J“). Die vier letztgenannten Indices berücksichtigen auch die Individuen-Häufigkeiten (= Individuen-Abundanzen) der einzelnen Taxa, wie es die EG-WRRRL grundsätzlich fordert. Die Berechnung erfolgte einerseits mit den absoluten Individuenhäufigkeiten. Andererseits wurden die Indices mit logarithmierten und normierten Individuenzahlen nach KÜBLER & BRAUKMANN (1993) und Braukmann (2000) berechnet:

$$H_{\ln, \text{norm}} = \ln(H+1) / \ln(H_{\text{max}}+1),$$

mit H = Individuenzahl eines Taxons an einer Probestelle und H_{max} = maximale Individuenzahl des Taxons in der gesamten Probenserie.

Die derzeit noch nicht abgeschlossene Leitbilderarbeitung stützt sich vor allem auf eine intensive Literaturstudie zur limnofaunistischen Besiedlung der unteren Werra im Verlauf der letzten Jahrhunderte, die bezüglich des Makrozoobenthos durch die eigenen aktuellen Befunde ergänzt wird. Daneben werden insbesondere auch bekannte ehemalige oder heutige Vorkommen flusstypischer Arten im gesamten Werragebiet für die Skizzierung von Grundzügen der potenziell natürlichen individuellen Lebensgemeinschaft des Fließgewässers berücksichtigt.

4 Ergebnisse

4.1 Ähnlichkeitsvergleiche mit der „Referenz“

4.1.1 Wasserbeschaffenheit

In Abb. 3 und 4 werden die Ergebnisse der Überblicksuntersuchungen zu Art und Ausmaß der Werra-Salzbeklastung der unbelasteten Situation oberhalb des Werra-Kalireviere bei Barchfeld gegenübergestellt. Allerdings sind aufgrund der etwas zeitversetzten Beprobungen

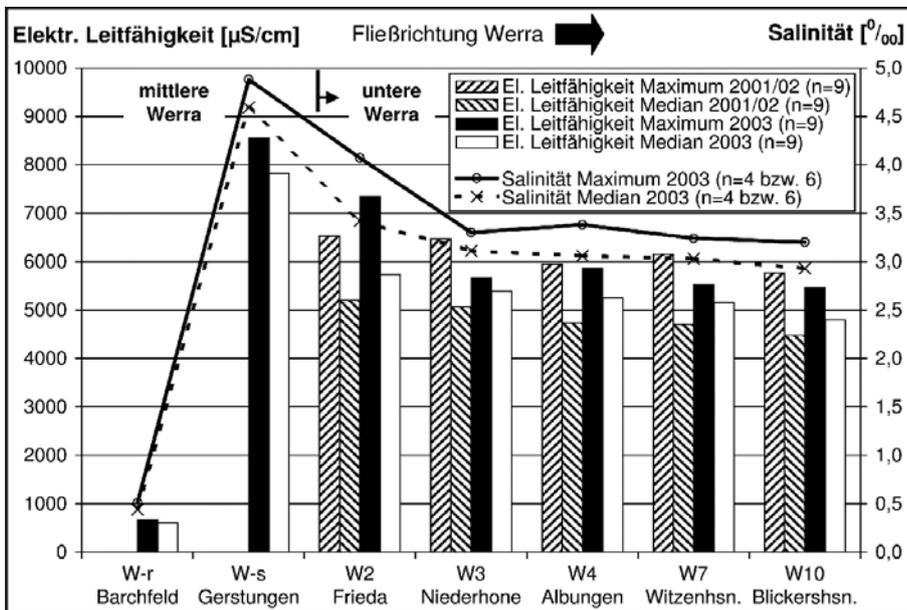


Abb. 3: Salzbelastung der Werra im Zeitraum 2001–2003

der unteren Werra nur die Messwerte an der mittleren Werra uneingeschränkt vergleichbar.

Wie Abb. 3 zu entnehmen ist, übertreffen die nur im Jahr 2003 ermittelte Salinität (Gesamtsalzgehalt in g/kg bzw. ‰; hier berechnet aus der Summe aller quantitativ bedeutsamen Ionen) und die Elektrische Leitfähigkeit (Mikro-Siemens/cm) der salzbelasteten Werra die Verhältnisse an der „Referenzstelle“ bei Barchfeld um ein Vielfaches. Im Verlauf des Fließweges verringert sich die Belastung durch zufließendes Oberflächen- und Grundwasser, sodass deutliche Unterschiede zwischen den Messwerten bei Gerstungen und der unteren Werra festzustellen sind. Das Salinitätsniveau der salzbelasteten Probestellen bewegte sich, gemessen an den mittleren Werten (Medianen) und Maxima, zwischen rund 3–5 ‰ und ist damit dem brackigen, genauer dem miohalinen Bereich (nach REMANE 1971: 3–8 ‰ Salinität), zuzuordnen. Der Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeitswerte in der unteren Werra zeigt zwischen den beiden Untersuchungs Jahren keine wesentlichen Unterschiede. Die Werte lagen meist zwischen 4000 – 6000 µS/cm.

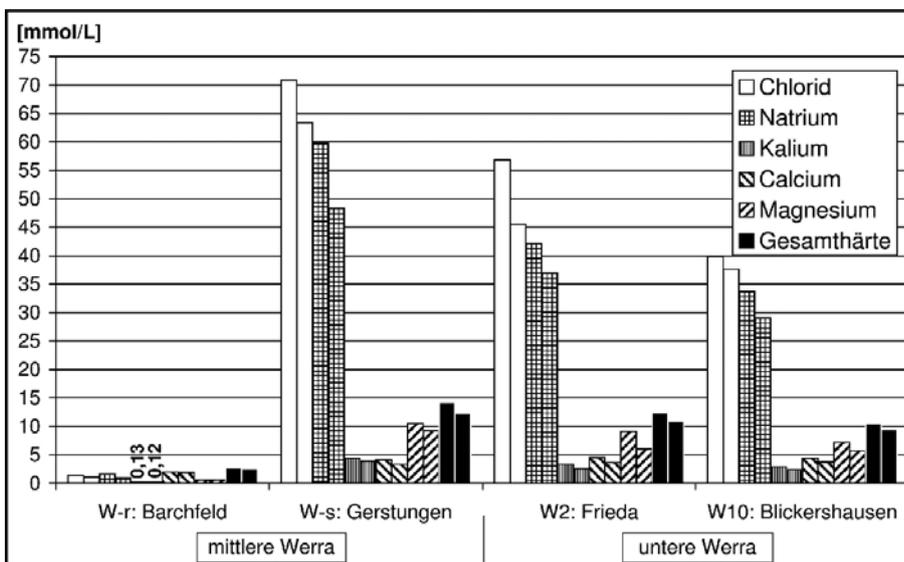


Abb. 4: Maximale (linke Säulen) und mediane (rechte Säulen) Stoffmengenkonzentration ausgewählter Salzionen in der mittleren und unteren Werra im Jahr 2003

Nicht nur die Salzkonzentration, sondern auch die Anteile der unterschiedlichen Salzionen unterscheiden sich in der salzbelasteten Werra grundlegend von den Verhältnissen an der „Referenzstelle“ (Abb. 4). Bezogen auf die Mediane war die Stoffmengenkonzentration in Gerstungen gegenüber Barchfeld beispielsweise bei Chlorid 58-fach, bei Natrium 48-fach und bei Kalium 30-fach erhöht. Auffällig sind ferner die extreme Wasserhärte und der damit in Zusammenhang stehende hohe, die Calcium-Konzentration übertreffende Magnesiumgehalt in der salzbelasteten Werra. Auch in Abb. 4 werden die Verdünnungseffekte im Verlauf des Fließweges deutlich.

4.1.2 Makrozoobenthos

An allen Probestellen der salzbelasteten Werra wurden als Jahressumme aus der aquatischen Beprobung in der Regel nur 10–20 Makrozoobenthos-Taxa, an einer Stelle (W4: Albungen) auch 30–32 Taxa nachgewiesen, denen 75 Taxa an der „Referenzstelle“ bei Barchfeld gegenüberstehen. Die Werra bei Barchfeld stellt vor allem aufgrund suboptimaler Gewässergüte keine den Ansprüchen der EG-WRRL gerecht werdende Referenzsituation dar. Dennoch wurden hier sehr seltene, anspruchsvolle und auch ausgesprochen flusstypische Arten nachgewiesen (HÜBNER & BRAUKMANN 2005a).

Fast die Hälfte der aus der unteren Werra gewonnenen Taxa wurde nur als Einzelindividuum an einer einzigen Probestelle gefunden. Erstaunlicherweise konnten aus dem Bereich der stärksten Salzbelastung bei Gerstungen im Frühjahr und in der Jahressumme mehr aquatische Taxa nachgewiesen werden als an den obersten drei Probestellen der unteren Werra (W1-3) bei den Ortschaften Völkershhausen, Frieda und Niederhone. Im Jahr 2003 zeichnete sich gegenüber dem

ersten Untersuchungsjahr kein eindeutiger Trend zu mehr Artenvielfalt in der unteren Werra ab, lediglich an der untersten Probestelle bei Blickershhausen erhöhte sich die Taxazahl im zweiten Untersuchungsjahr deutlich von 10 auf 19.

Die drastischen ökologischen Defizite der Werra werden bei zusätzlicher Betrachtung der Individuen-Abundanzen erst wirklich augenscheinlich (Abb. 5). Nach wie vor wird die Makrozoobenthosfauna im salzbelasteten Flussteil im Wesentlichen nur durch einzelne Arten bzw. Taxa repräsentiert, allen voran der Getigerte Flohkrebs (*Gammarus tigrinus*) und die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*),

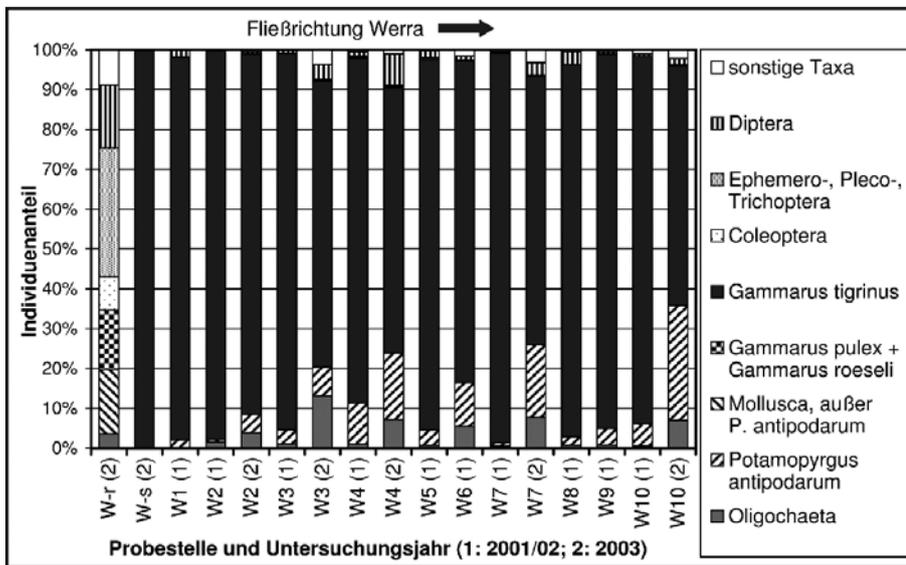


Abb. 5: Makrozoobenthos der Werra (aquatische Stadien): Dominanzen ökologischer Gruppen und ausgewählter Arten in der Jahresbilanz 2001/02 und 2003.

bei denen es sich um gebietsfremde Tierarten (Neozoen) handelt. *Gammarus tigrinus* erreichte in den einzelnen Werra-Proben oft Individuenanteile über 90 % und von den insgesamt in der unteren Werra gefundenen Makroinvertebraten gehörten 87 % allein dieser Art an. Ökologisch bedeutsame und charakteristische Tiergruppen der Fließgewässer, wie Eintags-, Stein-, Köcherfliegen, Wasserkäfer, Libellen und einheimische Süßwasser-

den Resultate der einzelnen Indexberechnungen. Dennoch verblieben je nach Index mehr oder weniger deutliche Unterschiede der Ähnlichkeitsergebnisse, sowohl in relativer Hinsicht als auch in der Bewertungsspannweite. Nach RENKONEN und CZEKANOWSKI errechneten sich meist höhere Ähnlichkeiten als nach GUHL und mit einer Ausnahme stets höhere Ähnlichkeiten als nach PINKHAM-PEARSON (Abb. 7).

Mollusken, fehlen weiterhin völlig oder bleiben auf einzelne Arten mit meist auch nur sporadischem Vorkommen beschränkt.

Die Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosfauna der salzbelasteten Werra-Probestellen mit der „Referenz“ im Untersuchungsjahr 2003 sind in Abb. 6 und 7 dargestellt. Unabhängig davon, ob mit absoluten oder logarithmierten und normierten Individuenzahlen gerechnet wurde, betrug die Ähnlichkeiten in allen Fällen weniger als 20 %, waren weit überwiegend kleiner als 10 % und lagen häufig auch unter 5 %.

Die Logarithmierung und Normierung der Individuenzahlen bewirkte eine Annäherung der ansonsten stärker divergierenden

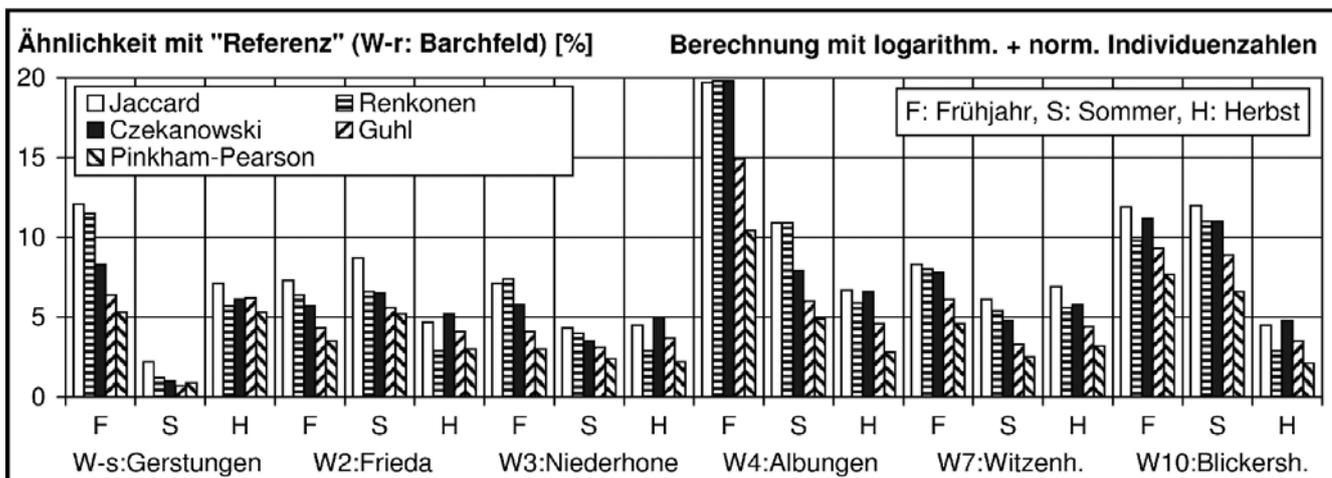
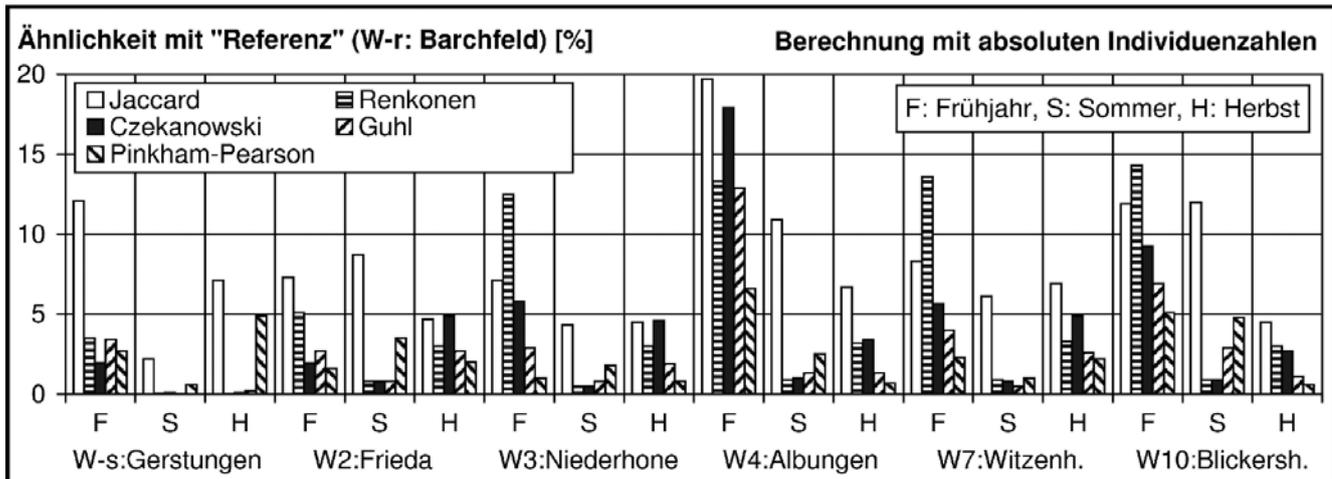


Abb. 6 (oben) und Abb. 7 (unten): Ähnlichkeitsvergleich des Makrozoobenthos (aquatische Stadien) der Werra-Probestellen im Jahr 2003 mit der „Referenzstelle“ bei Barchfeld anhand unterschiedlicher Ähnlichkeitsindices. Die Berechnung der quantitativen Indices basiert in Abb. 6 auf den absoluten, in Abb. 7 auf logarithmierten und normierten Individuenzahlen (vgl. Pkt. 3).

Auch bei den hier nicht dargestellten Ähnlichkeitsvergleichen der „Referenzen“ und mündungsnahen Stellen an den Hauptzuflüssen der unteren Werra wiesen RENKONEN- und CZEKANOWSKI-Index die höchste Spannweite auf und zeigten ferner beim Vergleich aller Indices untereinander die geringsten Abweichungen.

4.2 Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzial

Die untere Werra repräsentiert eine obere Flussregion, das Epipotamal (vgl. HÜBNER 2002). Daher kommen als potenziell besonders typische Besiedler diejenigen Arten in Frage, die völlig oder sehr weitgehend auf Fließgewässer beschränkt sind und hier natürlicherweise häufig im Epipotamal auftreten.

Wie aus Abb. 8 hervorgeht, könnte über die Hälfte der im Untersuchungsgebiet insgesamt nachgewiesenen Arten natürlicherweise in Flüssen vorkommen, davon fast alle auch im Epipotamal. Nur 23 der derzeit nach Gewässerzonen differenziert eingestuften 169 Arten sind jedoch von Natur aus häufiger in der oberen Flussregion anzutreffen, sie kommen mindestens zu 30% ihrer Gesamtverbreitung im Epipotamal vor.

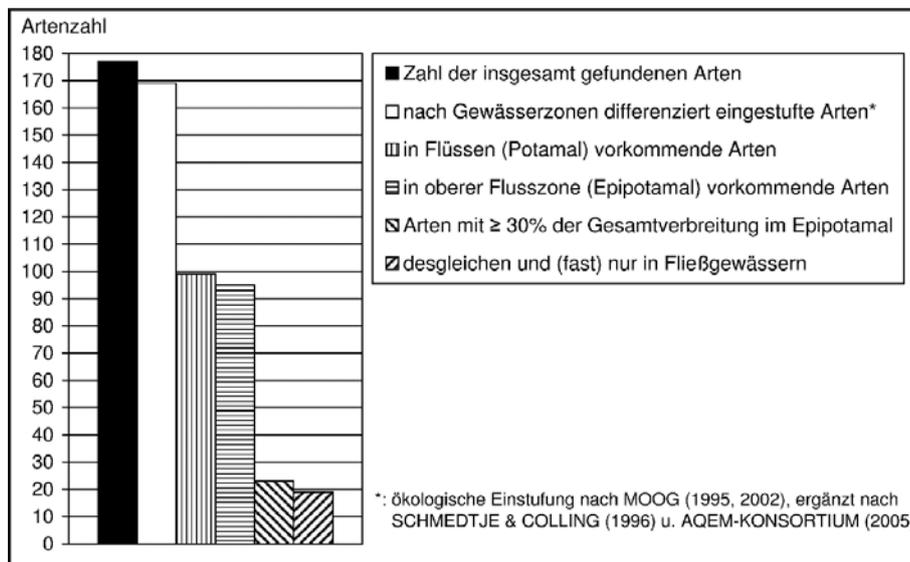


Abb. 8: Bilanzierung aller im Zeitraum 2001-2003 im Flussgebiet der unteren Werra nachgewiesenen Makrozoobenthos-Arten hinsichtlich ihrer natürlichen Verbreitung in Flüssen

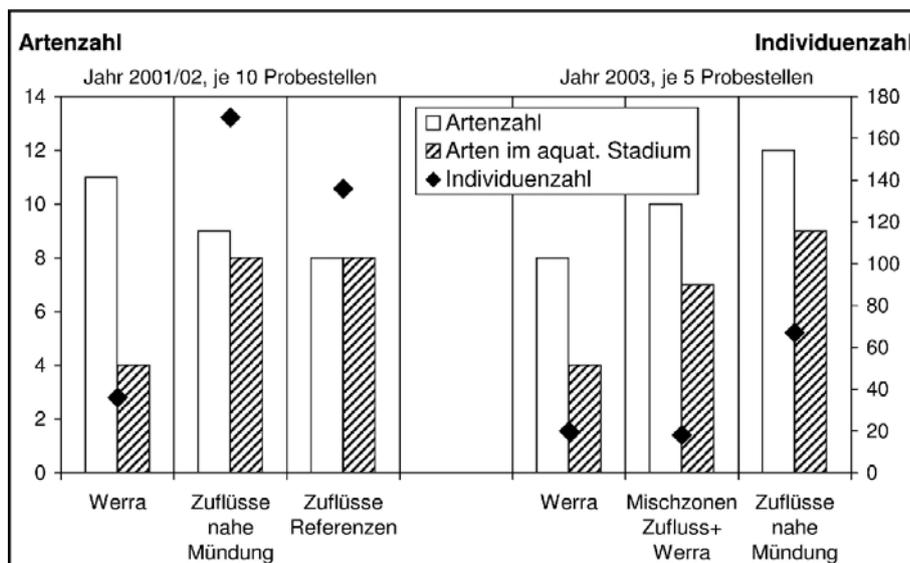


Abb. 9: Verbreitung der in den Jahren 2001-2003 im Flussgebiet der unteren Werra gefundenen Fließgewässer-Arten des Makrozoobenthos mit häufigerem Vorkommen in oberen Flussregionen (Epipotamal)

19 von ihnen sind gleichzeitig fast ausschließlich oder obligatorisch auf Fließgewässer spezialisiert. Es handelt sich vor allem um Köcherfliegen (vgl. HÜBNER 2005), daneben um Zweiflügler, Wasserkäfer und einzelne Arten weiterer Gruppen.

Abb. 9 zeigt, wo diese 19 Fließgewässer-Arten gefunden wurden. An den Werra-Probstellen konnten in beiden Untersuchungsjahren nur geringe Individuenzahlen dieser ausgewählten Organismen nachgewiesen werden und im aquatischen Stadium auch nur insgesamt 6 Arten. Bezüglich der am Werraufer erfassten Imagines, bei denen es sich überwiegend um Köcherfliegen handelt und die im ersten Untersuchungsjahr zu einer vergleichsweise hohen Artenzahl an der Werra führen, bleibt zu vermuten, dass ein wesentlicher Anteil nicht aus dem Fluss, sondern aus den benachbarten Zuflüssen stammt.

Die Zuflüsse beherbergten von den 19 hier betrachteten Fließgewässer-Organismen insgesamt relativ hohe Individuen- und Artenzahlen im aquatischen Stadium. Im Jahr 2003 war auch die Summe aus terrestrischen und aquatischen Stadien dieser Arten deutlich höher als bei der Werra. Den Zuflüssen kommt daher eine hohe

Bedeutung als Refugialräume für die Werra zu. Keine der 19 Arten war ausschließlich an „Referenzstellen“ zu finden, sodass dieses Artenpotenzial unmittelbar flussnah vorliegt.

Die unmittelbaren Mischzonen von Hauptzuflüssen und Werra stellen offensichtlich keine besonders bedeutsamen Refugialräume für im Epipotamal verbreitete Fließgewässer-Arten des Makrozoobenthos dar. Die beiden im aquatischen Stadium ausschließlich in Mischzonen gefundenen Köcherfliegen-Arten (*Brachycentrus subnubilus* und *Hydropsyche contubernalis*) kamen dort nur als Einzelfunde mit je einer Larve vor (HÜBNER 2005).

4.3 Limnofaunistisches Leitbild

Für die untere Werra liegen aus dem 19. und beginnenden 20. Jahrhundert, also aus der Zeit vor bzw. am Beginn der anthropogenen Versalzung, für die limnischen Tiergruppen die umfangreichsten Informationen zu den Fischen und den Süßwassermollusken vor, auf die hier exemplarisch eingegangen werden soll.

Hinsichtlich der Fischfauna ließen sich aus dem 19. Jahrhundert eindeutige Literaturnachweise für 32 Fisch- bzw. Neunaugen-Arten für das betrachtete Flussgebiet finden, die ehemalige dortige Verbreitung von mindestens 5 weiteren Arten kann vermutet werden, wobei

für Nase (*Chondrostoma nasus*) und Rapfen (*Aspius aspius*) widersprüchliche Angaben existieren (HÜBNER 2002). Neben der Leitart Barbe (*Barbus barbus*) sollen hier Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), Quappe (*Lota lota*) und unter den Wanderarten Lachs (*Salmo salar*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) als besonders charakteristische Arten für die untere Werra genannt werden. Diese Begleitarten der Barbe stellen höhere Ansprüche an die Wasser- und Substratqualität und kommen auch in der Äschenregion vor. Durch die Auswahl dieser Arten wird dem Umstand Rechnung getragen, dass es sich bei der teilweise schneller strömenden und hartsubstratreichen unteren Werra im Vergleich zur Oberweser eher um eine obere als um eine untere Epipotamal-Region handelt. Die anadromen Wanderarten Flussneunauge und Lachs repräsentieren ferner eine freie ökologische Durchgängigkeit des Flusssystem bis zum Meer.

Bezüglich der Süßwassermollusken ließen sich für das Untersuchungsgebiet aus der Zeit vor 1920 Literaturangaben oder Sammlungsbelege aus Museen für 18 Arten anführen, darunter auch sechs (!) unmittelbar für die untere Werra angegebene Großmuschelarten und zwei heute bestandsgefährdete Kleinmuscheln (HÜBNER & BRAUKMANN 2005b). Die Werra war also nicht nur sehr fischreich, sondern auch ein bemerkenswert vielfältiges Muschelgewässer.

Im Sinne des Leitbildes kann zunächst der Muschelarten-Reichtum als ein Charakteristikum der unteren Werra gelten. Besonderer Leitartcharakter kommt der auf saubere Fließgewässer spezialisierten und in Deutschland vom Aussterben bedrohten Kleinen Flussmuschel (*Unio crassus*) zu. Unter den Kleinmuscheln stellten die Große Erbsenmuschel (*Pisidium amnicum*) und die Flusskugelmuschel (*Sphaerium rivicola*) charakteristische Besiedler der unteren Werra dar. Es handelt sich um anspruchsvollere Fließgewässer-Arten, die zu den typischen Bewohnern oberer Flusszonen zu rechnen sind.

Unter den Wasserschnecken erscheint die Gemeine Kahnschnecke (*Theodoxus fluviatilis*) besonders repräsentativ für die aus ökologischer Sicht wieder anzustrebende Lebensgemeinschaft der unteren Werra. Im Schwesterfluss Fulda war diese Fließgewässer-Art offensichtlich nicht verbreitet (HÜBNER & BRAUKMANN 2005b).

Bei den eigenen Makrozoobenthos-Erhebungen wurden lediglich fünf Individuen einheimischer Süßwasserschnecken in der Werra gefunden, die sich auf drei Arten aufteilten (*Radix balthica*, *Physa fontinalis* und *Ancylus fluviatilis*), Muscheln fehlten im Flusslauf (HÜBNER & BRAUKMANN 2005b).

5 Diskussion

5.1 Bewertungsansätze und -methoden

Ähnlichkeitsvergleiche mit realen, möglichst naturnahen Referenzen am selben Gewässer und Gewässertyp werden als zusätzliches Element für eine ökologische Bewertung im Sinne der EG-WRRL vorgeschlagen. Wie das Beispiel der unteren Werra zeigt, können solche Vergleiche gerade bei sehr stark degradierten Gewässerabschnitten aussagekräftig sein, auch wenn die gewählte „Referenz“ einige ökologische Defizite aufweist. Viele der ansonsten gängigen ökologischen Indizes sind beim Vorliegen nur einzelner einstuftbarer Taxa aus verarmten Gewässerabschnitten nicht sinnvoll

einsetzbar bzw. bergen die Gefahr irreführender Ergebnisse (HÜBNER & BRAUKMANN 2005a).

Auch aufgrund der Individualität jedes einzelnen Fließgewässers sollten die realen Verhältnisse an noch relativ naturnahen Abschnitten des zu bewertenden Gewässers stets ergänzend für die Beurteilung herangezogen werden. Unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten kann es bei der ökologischen Bewertung nicht ausschließlich darum gehen, dass die Artengemeinschaft die gewünschten funktionalen Gewässereigenschaften mit einer ausreichenden Diversität widerspiegelt. Dies könnte theoretisch auch durch eine reine Neozoen-Biozönose erfolgen. Hier gilt es darüber hinaus auch das Vorhandensein oder Fehlen angestammter, naturraum- und gewässertypischer Arten und individuelle Ausprägungen von Lebensgemeinschaften im Blick zu behalten.

Für Vergleiche der Makrozoobenthos-Faunenähnlichkeit wird zunächst eine Logarithmierung und Normierung der Individuenhäufigkeiten empfohlen, um den Einfluss der von Natur aus häufigeren Arten zu mindern und dem qualitativen Aspekt der Makrozoobenthosfauna ein höheres Gewicht zu verleihen.

Von den vergleichend angewandten Ähnlichkeitsindices wird der Index nach CZEKANOWSKI favorisiert, da durch eine vorausgehende Logarithmierung und Normierung der Individuenzahlen sehr häufige Arten nicht überbewertet werden und die relativ große Bewertungsspannweite eine angemessen erscheinende stärkere Differenzierung zum Ausdruck bringt. Im Gegensatz zum RENKONEN-Index muss nach der Logarithmierung und Normierung nicht noch eine zusätzliche Berechnung der Dominanzverhältnisse erfolgen, wodurch die vorliegenden Individuen-Abundanzen nochmals relativiert würden. Die einfache Ähnlichkeitsberechnung nach CZEKANOWSKI lautet nach HELLA-WELL (1986):

$$I = 2 \times W / (A + B)$$

W = Summe der jeweils geringeren Abundanzen der gemeinsamen Arten bzw. Taxa von zwei Probestellen

A + B = Summe der Abundanzen aller Arten bzw. Taxa aus beiden Probestellen

Reale Referenzstellen an Flüssen spiegeln in Mitteleuropa höchstens noch annähernd das aus ökologischer Sicht idealtypisch gewünschte Artenspektrum für einen zu bewertenden Gewässerabschnitt wider. Daher bildet eine möglichst detaillierte und gewässer-individuelle Beschreibung der heutigen potenziell natürlichen Verhältnisse im Sinne eines ökologischen Leitbildes eine weitere wichtige Grundlage für die Erfolgskontrolle und Bewertung der Fließgewässerentwicklung. Recherchen der historischen Situation bieten dabei eine unverzichtbare Möglichkeit, um den individuellen natürlichen Charakter der Gewässerbiozönose möglichst weit reichend zu erschließen. Selbst für einen über hundert Jahre salzbelasteten Fluss wie die untere Werra ließen sich wenigstens für zwei wichtige limnofaunistische Gruppen (Fische und Mollusken) umfangreiche und detaillierte Angaben aus früheren Jahrhunderten zusammentragen.

Je besser es im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL gelingen wird, eine möglichst hohe Informationsdichte über die Gewässerbiozönosen der Flussgebiete zu erreichen, desto sicherer kann auch das umgebende Artenpotenzial dieser Region zur Beurteilung der ökologischen Entwicklung eines Gewässers oder Gewässerabschnitts mit herangezogen werden. Auch diese

Bewertungskomponente zielt darauf ab, die reale regionale Situation der Arten eines Flussgebiets gebührend in die ökologische Beurteilung des Ist-Zustandes einzu beziehen.

5.2 Ökologische Situation der unteren Werra

Werden die hier dargestellten Ergebnisse den Erhebungen zum Makrozoobenthos der unteren Werra in den Jahren 1993-1996 (BÄTHER 1998a) gegenübergestellt, so lässt die Unterschiedlichkeit der Untersuchungsmethodik und Probestellendichte nur einen sehr eingeschränkten Vergleich zu. Tendenziell können gegenüber der Situation Mitte der 1990er Jahre etwas erhöhte Taxazahlen und eine geringfügige Zunahme etwas stetiger Makrozoobenthos-Organismen festgestellt werden.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass der ungewöhnlich hohe Anteil der nur sporadisch in der salzbelasteten Werra gefundenen Makrozoobenthos-Taxa auf Drift aus den Zuflüssen zurückzuführen ist, zumal sich fast alle diese Taxa auch dort nachweisen ließen. Die weitaus größte Zahl der Einzelfunde aus der Werra wurde im Frühjahr und Sommer verzeichnet, also zu Zeiten, in denen Schneeschmelze und Sommergewitter zu erhöhter Abdrift führen. Solche zufälligen Driftverluste aus Werra-Zuflüssen stellen vermutlich auch die Ursache für die relativ hohen Taxazahlen der am stärksten salzbelasteten Probestelle bei Gerstungen dar. Einige eingedriftete Arten sind in der Werra offenbar eine gewisse Zeit lebensfähig. Ob hier eine Weiterentwicklung subadulter Stadien dieser „Einzelgänger“ möglich ist, bleibt sehr fraglich.

Die in beiden Untersuchungsjahren auffällig erhöhten Makrozoobenthos-Taxazahlen an der unteren Werra-Probestelle W4 bei Albugen lassen sich nicht durch geringere Salzkonzentrationen im Oberflächenwasser des Flusses erklären (vgl. Abb. 3). Auch erscheint die Annahme unplausibel, hier seien in beiden Jahren besonders viele Taxa durch Drift in die Werra gelangt. Da die Probestelle zwischen einem abgeschnürten Werra-Altarm auf der einen und einem Kies-Abgrabungsgewässer auf der anderen Uferseite liegt, könnte die Erklärung darin bestehen, dass kleinräumige starke Grundwasserzutritte über die Flusssohle im dortigen Interstitial verbesserte Lebensbedingungen für das Makrozoobenthos zulassen. Diese These bedarf jedoch einer näheren Überprüfung.

Insbesondere bei zusätzlicher quantitativer Betrachtung der Makrozoobenthos-Besiedlung der Werra und den Vergleichen mit „Referenz“ und Leitbild wird deutlich, dass der salzbelastete mittlere und untere Flussabschnitt weiterhin als extrem verarmt und verfremdet gelten muss. Es ist offensichtlich, dass die untere Werra anhand dieser Indikatorgruppe nur in die schlechteste der möglichen ökologischen Zustandsklassen der EG-WRRRL eingestuft werden kann (vgl. BRAUKMANN & HÜBNER 2004, HÜBNER & BRAUKMANN 2005a).

Auch die Fischfauna der unteren Werra weist gravierende ökologische Defizite auf, wie Elektrobefischungen zeigen (MATTHES & WERNER 1998, 2002, 2005). Das vorgefundene Artenspektrum der Fische hat sich gegenüber den Verhältnissen der 1970er und 1980er Jahre zwar erheblich erweitert, bleibt gegenüber der historischen Situation (HÜBNER 2002) jedoch noch weit zurück. Außer der Barbe fehlen alle in Abschnitt 4.3 als besonders charakteristisch für die Werra hervorgehobenen Arten.

Um die aus ökologischer Sicht dringend gebotenen Verbesserungen des ökologischen Zustands der Werra zu erreichen, müssen weitere Anstrengungen der Salzlast-Reduzierung unternommen werden. Nach BÄTHER (1998b) ist bei Salinitäten zwischen 1,6–2,0 ‰ bzw. bei 800–1000 mg/l Chlorid der Schwellenbereich zu erwarten, in dem ehemals heimische, angestammte Arten erstmals wieder eine Konkurrenzsituation zu den dominanten salztoleranten Organismen aufbauen können. Wenn eine weitere Verminderung der Salzbelastung mit einer gezielten deutlichen Reduzierung der unnatürlich hohen Anteile von Kalium und Magnesium im Werrawasser einhergehen würde, ließe sich die Entwicklung einer naturnäheren Biozönose vermutlich in hohem Maße fördern. Erhöhte Konzentrationen dieser Salzionen werden seit langer Zeit als besonders problematisch für heimische Makroinvertebraten eingestuft (vgl. ALBRECHT 1954).

6 Zusammenfassung

Der Beitrag untersucht schwerpunktmäßig anhand des Makrozoobenthos, ob bzw. inwieweit sich die reduzierte Salzbelastung der unteren Werra auf die Flussfauna ausgewirkt hat. Dazu erfolgten im Zeitraum 2001-2003 Beprobungen der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit und biologische Gewässeruntersuchungen. Die Bewertung des derzeitigen ökologischen Zustandes des Flusses stützt sich auf den Vergleich mit einer Werra-„Referenzstelle“ oberhalb der Salzbelastung, auf die Betrachtung des Makrozoobenthos-Wiederbesiedlungspotenzials und auf das limnofaunistische Leitbild.

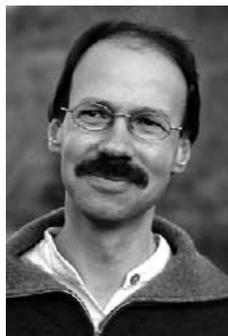
Das Makrozoobenthos der unteren Werra wird weiterhin sehr stark vom Getigerten Flohkrebs (*Gammarus tigrinus*) dominiert. Daneben ist insbesondere die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) teilweise in hoher Dichte vertreten. Zahlreiche Makrozoobenthos-Organismen treten nur sporadisch auf. Gegenüber der Makrozoobenthos-Fauna Mitte der 1990er Jahre konnten nur geringfügige Veränderungen festgestellt werden, sodass anhand dieser Organismengruppe immer noch eine extreme Belastungssituation nachzuweisen ist. Die Ähnlichkeiten des Makrozoobenthos der unteren Werra mit der „Referenz“ lagen stets unter 20 % und häufig auch nur unter 5 %. Solche Ähnlichkeitsbetrachtungen mit möglichst naturnahen „Referenzstellen“ am selben Gewässer und Gewässertyp werden als zusätzliche Komponente für eine ökologische Bewertung im Sinne der EG-WRRRL vorgeschlagen. Zur Berechnung wird der Index nach CZEKANOWSKI auf Grundlage von logarithmierten und normierten Individuenhäufigkeiten empfohlen. Im Flussgebiet konnten nur relativ wenig Arten gefunden werden, die als potenziell besonders typische Werra-Besiedler in Frage kommen. Ein hoher Anteil dieser Arten wurde in den Hauptzuflüssen unmittelbar mündungsnah nachgewiesen. Exemplarische Vergleiche mit dem Leitbild zur Fisch- und Süßwassermolluskenfauna verdeutlichen zusätzlich die ökologische Verarmung der unteren Werra, auch wenn heute wieder mehr Fischarten im Fluss überlebensfähig sind.

7 Literatur

- ALBRECHT, M.-L. (1954): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper. – Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 3: 401-426, Berlin.
- AOEM (INTEGRATED ASSESSMENT SYSTEM FOR THE ECOLOGICAL QUALITY OF STREAMS AND RIVERS THROUGHOUT EUROPE USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES)-KONSORTIUM (2005): AOEM-Autökologiedatenbank. – AOEM European stream assessment program. Version 2.5 (Mai 2005).
- BÄTKE, J. (1998a): Makrozoobenthos. – In: DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. – CD-ROM: DVWK-org.PDF: 148-182, 399-401+Anh., Bonn.
- BÄTKE, J. (1998b): Synoptische Diskussion der Ergebnisse. – In: DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. – Bericht (+ CD-ROM): 151-180, Bonn.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2004): Digitale Einzugsgebietsgrenzen und Hauptgewässernetz der Werra (ArcView-Shapes). – Übermittelt im Januar 2004, Koblenz.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – LfU Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 56: 501 S., Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U. & G. HÜBNER (2004): Gewässerökologische Forschung an der Werra und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union. – Jahrb. Naturschutz Hessen 8 (2003): 17-30, Zierenberg.
- CZEKANOWSKI, J. (1913): Zarys Metod Statystycznych W Zastoso-
waniu Do Antropologii. – 228 S., Warszawa.
- FGG (FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT) WESER (Hrsg.) (2005):
Wesergütebericht 2004. – 128 S., Hildesheim.
- GUHL, W. (1987): Biotische Ähnlichkeitsindices zum Vergleich
von Gewässern identischen Ursprungs. – Limnologica 18 (1):
1-13, Berlin.
- HELLAWELL, J.M. (1986): Biological Indicators of Freshwater Pol-
lution and Environmental Management. – Elsevier: 546 S.,
London [u.a.].
- HÜBNER, G. (2002): Die historische Fischfauna der unteren Werra. – Philippia 10 (2): 119-129, Kassel.
- HÜBNER, G. (2005): Vergleichende Untersuchung zur Köcherfliegen-Besiedlung der salzbelasteten unteren Werra (Weser) und ihrer Hauptzuflüsse. – Lauterbornia 54: 91-102, Dinkelscherben.
- HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN (2005a): Referenzorientierte ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra anhand des Makrozoobenthos. – Tagungsber. der DGL 2004 (Potsdam): 120-124, Berlin.
- HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN (2005b): Zur Entwicklung der Süßwasser-Mollusken (Gastropoda et Bivalvia) im Flussgebiet der unteren Werra. – Philippia 12 (2): 125-136, Kassel.
- JACCARD, P. (1901): Distribution de la Flore Alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. – Bulletin Société Vaudoise des Sciences Naturelles 37: 239-272, Lausanne.
- KÜBLER, P. & U. BRAUKMANN (1993): Konzepte zur Auswertung biologischer und chemischer Gewässergütedaten. – Bericht der LfU Baden-Württemberg, unveröffentlicht, Karlsruhe.
- MATTHES, U. & R. WERNER (1998): Der Fischbestand in Werra, Ober- und Mittelweser. – In: DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. – CD-ROM: DVWKorig.PDF: 207-311+407-410+431-445, Bonn.
- MATTHES, U. & R. WERNER (2002): Elektrofischungen von zwei Werraabschnitten im Jahr 2002. – Fischereilicher Beitrag des "Biologischen Untersuchungsprogramms zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna von Werra und Ulster". NLO, Dez. Binnenfischerei: 55 S., unveröffentlicht, Hildesheim.
- MATTHES, U. & R. WERNER (2005): Elektrofischungen von Oberweser und Werra im Jahr 2004. – Bericht: http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C13872482_L20.pdf. – In: <http://www.laves.niedersachsen.de> > Tiere > Binnenfischerei > Aktuell. – 5 S., heruntergeladen am 25.11.2005.
- MOOG, O. (1995, 2002) (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca. – 1. u. 2. Lieferung, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. – 3. überarb. Aufl., Quelle & Meyer: 512 S., Heidelberg [u.a.].
- PINKHAM, C.F.A. & J.G. PEARSON (1976): Applications of a new coefficient of similarity to pollution surveys. – Journal Water Pollution Control Federation 48 (4): 717-723, Alexandria.

- POTTGIESSER, T., J. KAIL, S. SEUTER & M. HALLE (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II: Endbericht. – Umweltbüro Essen: 20 S., Essen.
- REMANE, A. (1971): Ecology of brackish water. – In: REMANE, A. & C. SCHLIEPER: Biology of Brackish Water. – 2. überarb. Aufl., Die Binnengewässer 25: 1-210, Stuttgart [u.a.].
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. – Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo 6 (1): 231 S., Helsinki.
- SCHMEDITJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/96: 543 S., München.

Die Autoren



Gerd Hübner, Dipl.-Ing., Jahrgang 1963, Studium der Agrarwirtschaft und der Ökologischen Umweltsicherung an der Universität Kassel. Nach Mitarbeit in einem Ingenieurbüro für Pflanzenkläranlagen mehrere Jahre Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) im Bereich der ökologischen Gewässerentwicklung. Seit 2001 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung der Universität Kassel in Witzenhausen.



Ulrich Braukmann, Prof. Dr., Jahrgang 1951, Studium der Biologie und Chemie an der Universität Gießen. Langjährige berufliche Tätigkeit im Gewässerschutz an der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Seit 1999 Hochschullehrer und Leiter des Fachgebiets Gewässerökologie und Gewässerentwicklung an der Universität Kassel in Witzenhausen.

Biologische Begleituntersuchungen bei Renaturierungsmaßnahmen – fachliche Anforderungen am Beispiel der aquatischen Wirbellosenfauna

von Herbert Reusch

Inhalt

- 1 Einleitung und Problemstellung
- 2 Ausgewählte Beispielprojekte im Niedersächsischen Tiefland
 - 2.1 Beispiel 1: Umbau von zwei Wehranlagen in der Lutter (Landkreis Celle)
 - 2.2 Beispiel 2: Aue-Durchlass an der Schleuse Uelzen II des Elbe-Seitenkanals
 - 2.3 Beispiel 3: Neubau eines Wümme-Armes bei Fischerhude (Landkreis Verden)
- 3 Schlussfolgerungen für die Praxis
- 4 Zusammenfassung
- 5 Literatur

1 Einleitung und Problemstellung

Wenn über den Erfolg eingeleiteter oder bereits abgeschlossener Maßnahmen im ökologisch begründeten Wasserbau zu urteilen ist, sind nachvollziehbare tier-ökologische Kontrolluntersuchungen meistens unverzichtbar, um ggf. von den Befunden Hinweise für nachträgliche Optimierungen ableiten zu können (z.B. BLAB & VÖLKL 1994, REICH 1994, RIECKEN 1994, PLACHTER et al. 2002). Voraussetzung ist in jedem Fall die zielorientierte Auswahl sowohl der am besten geeigneten Tiergruppen als auch von zugehörigen Erfassungsmethoden. Die bei den Kontrolluntersuchungen zu erfassenden Artengruppen müssen in erster Linie danach ausgewählt werden, ob sie im Vorfeld der Maßnahmen erfasst und für deren ökologische Begründung herangezogen worden sind, damit die unbedingt erforderlichen Vergleichsdaten zur Verfügung stehen. An drei ausgewählten Beispielprojekten an Gewässern des Niedersächsischen Tieflandes, an denen auf der Grundlage von biologischen Begleituntersuchungen Optimierungsmaßnahmen bereits umgestalteter Gewässerstrecken durchgeführt wurden, sollte der Fragestellung nachgegangen werden, ob und wie stark sich infolge einer Maßnahme das bachtypische Artenspektrum in Richtung auf den Referenzzustand verändert hat.

Der Erfassungsumfang wird aus Kostengründen oft dahingehend zu reduzieren versucht, mit so wenig Aufwand wie nötig so viele Aussagen wie möglich zu erhalten. In den drei vorgestellten Projekten wurde sich demzufolge auf die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen beschränkt, was sich bereits in zahlreichen anderen Projekten bewährt hat (z. B. FINCK et al. 1992, REUSCH 1995). Die Arten dieser Gruppen eignen sich aufgrund ihrer meist hohen spezifischen Ansprüche hinsichtlich der Qualität bestimmter Parameter in ihrem Lebensraum (z. B. Sohlenmaterial, Strömung, Nahrung) besonders gut für planungsrelevante Fragestellungen. Im Rahmen der Bewertungen werden dadurch sowohl der Vorher-Nachher- als auch der Ist-Soll-Vergleich ermöglicht (REICH 1994).

2 Ausgewählte Beispielprojekte im Niedersächsischen Tiefland

Die drei vorgestellten Projekte betreffen jeweils Gewässer mit aus naturschutzfachlicher Sicht landesweiter Bedeutung und werden gemäß „Niedersächsischem Fließgewässerschutzsystem“ (DAHL & HULLEN 1989, RASPER et al. 1991) als Haupt- (Wümme / Lkr. Verden) oder Nebengewässer geführt (Aue / Lkr. Uelzen, Lutter / Lkr. Celle). Bei der Maßnahmenplanung und -ausführung waren diesbezügliche Vorgaben des damaligen Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ) zu berücksichtigen (z. B. DAHLMANN & RASPER 1996, HASS & SELLHEIM 1996, SELLHEIM 1996). Für die auszubauenden Gewässerstrecken betraf das insbesondere die möglichst konsequente Berücksichtigung naturraum- und standorttypischer Kriterien, und zwar vor allem die Sohlen- und Uferstruktur, das Gefälle, die Wassertiefenvarianz im Längs- und Querprofil sowie die Strömungsgeschwindigkeit und -vielfalt.

Während der Maßnahmen wurden nachträglich Bachsohlen im ursprünglichen Bachprofil, in einer Neubaustrecke sowie in einem Durchlass eingebaut, und zwar grundsätzlich orientiert an wenig gestörten, naturnah strukturierten Referenzstrecken im selben Naturraum. Es folgte mit verschieden großem Erfolg eine Wieder- wenn nicht sogar Neubesiedelung der Sohlenhabitate. Sofern geeignete Ausbreitungszentren vorhanden waren, standen dafür im Idealfall vier verschiedene Wege zur Verfügung, die ggf. zeitgleich beschränkt wurden:

- der Anflug erwachsener Insekten auf dem Luftweg,
- die aktive und/oder passive Abdrift der Larven unter Wasser von oberhalb,
- die vertikale Zuwanderung aus dem tiefer gelegenen Lückensystem sowie
- horizontale Gegenstrom- und Mitstromwanderungen im Lückensystem der oberen Sohle.

2.1 Beispiel 1: Umbau von zwei Wehranlagen in der Lutter (Landkreis Celle)

Auftraggeber waren der Landkreis Celle für die Bauarbeiten und für die Erfolgskontrollen das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ). An repräsentativen Probestrecken fanden Vorher-Bestandsaufnahmen 1983/84 monatlich (12x) sowie zur Aktualisierung der Daten 1990 vierteljährlich (4x) statt. Der Umbau der Wehranlagen war eine Maßnahme des zugehörigen „Pflege- und Entwicklungsplans (PEPL) Lutter“ und erfolgte im Frühjahr bzw. Herbst 2000 an den beiden Standorten Marwede und Eldingen. Eine erste Kontrolluntersuchung mit Hilfe des Makrozoobenthos wurde von 2000 bis 2001 zweimonatlich mit sechs Beprobungen durchgeführt.

Aufgrund der Untersuchungsbefunde waren strukturelle Defizite deutlich erkennbar. Hieraus wurden,



Abb. 1: Lutter bei Eldingen nach dem Rückbau der Wehranlage in der vorderen Bildhälfte (Dezember 2004, Blickrichtung stromauf)

ausgehend von fehlenden ortstypischen Arten und deren Ansprüchen, Maßnahmen zur ökologisch begründeten Optimierung einer der beiden Sohlengleiten abgeleitet:

- Rückbau widernatürlicher „Riffle-Pool“-Strukturen,
- stärkere Abflachung der gesamten Ausbaustrecke mit einheitlichem/stufenlosem Gefälle,
- nachträglicher Einbau fehlender ortstypischer Feinkiese,
- ausreichende Durchmischung des Sohlenmaterials.

2.2 Beispiel 2: Aue-Durchlass an der Schleuse Uelzen II des Elbe-Seitenkanals (Landkreis Uelzen)

Träger der Baumaßnahmen wie auch Auftraggeber der Erfolgskontrollen war die Wasser- und Schifffahrtsdirektion Hannover. Vorab gab es 1992/93 monatliche



Abb. 2: Auslauf des Aue-Durchlasses (Februar 2006)

Bestandsaufnahmen (12x) im Rahmen von Diplomarbeiten an der Universität Hannover (Sabine Brandt, Renate Schmidtke, unveröffentlicht), auf die ebenso zurückgegriffen werden konnte, wie auf vierteljährliche Erhebungen 1997 für die zugehörige UVS durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). Die Durchlassverlängerung für die Aue unter dem Kanal um 15 auf etwa 239 m wurde 1999 abgeschlossen.

Erste Kontrolluntersuchungen zum Makrozoobenthos fanden zweimonatlich (6x) zwischen 2000 und 2001 statt. Daraus abgeleitete Folgerungen zur Optimierung der Baumaßnahme wurden im Frühjahr 2005 ausgeführt. Dabei ging es v.a. darum, die Strukturvielfalt in der Sohle zu verbessern sowie die Sedimentation von Sand im Durchlass möglichst zu verhindern:

- Anpassung des Sohlengefälles an den Wasserspiegel,
- Querprofileinengung im unteren Bereich,
- Einbau von Mittelwasser-Bermen.

Eine zweite Kontrolluntersuchung ist erneut mit sechsmaliger regelmäßiger Beprobung für 2006 vorgesehen.

2.3 Beispiel 3: Neubau eines Wümme-Armes bei Fischerhude (Landkreis Verden)

Die Vorher-Bestandsaufnahme erfolgte monatlich (12x) in den Jahren 1992 und 1993 im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes (PEPL) „Fischerhuder Wümme-niederung“ unter Federführung des Landkreises Verden. Der Neubau eines im PEPL ökologisch begründeten, zusätzlichen Wümme-Armes erfolgte im Jahre 2000. Er hatte das Ziel, durch die Anlage von neuen

Fließgewässern die Grundwasseranreicherung zu fördern und durch ein verdichtetes Gewässernetz früheren Zuständen näher zu kommen. Es wurde ein oberflächennaher Verlauf angestrebt mit einem Querprofil, in dem der Mittelwasserabfluss bordvoll abfließt und der Wasserstand beim Abfluss des Sommermittelswassers möglichst nicht unter dem Grundwasserstand liegt.

Während der Jahre 2001/02 gab es erstmalig Kontrolluntersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen besagter Baumaßnahme, und zwar sowohl bezüglich der Gewässerstruktur (2x, während und außerhalb der Vegetationsperiode) als auch zur Besiedelung durch das Makrozoobenthos (4x, vierteljährlich). Aus den Befunden wurden folgende Hinweise für die

Optimierung der Neubaustrecke abgeleitet:

- Bevor ergänzende Maßnahmen folgen, weil das morphologische Planungsziel erst ansatzweise zu erkennen war, sollte zunächst noch über drei Jahre die eigendynamische Profilentwicklung abgewartet werden.
- Vegetationsentwicklung im Hochwasser-Profil sollte zum selben Zweck zugelassen werden.
- Ergänzende Maßnahmen sollten ggf. nicht vor der zweiten Kontrolle durchgeführt werden.

Eine zweite Kontrolluntersuchung gleichen Inhalts wie die erste wurde 2005 durchgeführt und steht unmittelbar vor dem Abschluss der Auswertungen.

Ausführlichere Angaben zu den genannten wie auch zu einigen anderen Projekten sind mit den zugehörigen Literaturangaben bei REUSCH (2003) nachzulesen.

3 Schlussfolgerungen für die Praxis

Erfahrungsgemäß kann sich der aufgrund einer ersten Bestandsaufnahme gewonnene Eindruck schon nach relativ kurzer Zeit verändern. Begründete Aussagen zum Erfolg der Maßnahmen ermöglicht meistens erst ein Monitoring über einen längeren Zeitraum, mindestens jedoch Wiederholungskontrollen in mehrjährigen Abständen, möglichst kombiniert mit einer weiteren Dokumentation der Sohlen- und Uferbeschaffenheit. Die Intervalle sollten abhängig vom jeweiligen Projektziel vorab festgelegt werden, was spätere Korrekturen nicht ausschließen muss, die durch nachträgliche Ergänzungsmaßnahmen begründet sein können (z. B. RIECKEN 1994).

Aus den nur kurz beschriebenen Beispielprojekten ergeben sich für die Durchführung von biologischen Begleituntersuchungen folgende Anforderungen:

- Entscheidend für die Aussagekraft von Wiederholungskontrollen sind zweifelsfrei: deren Umfang, Häufigkeit und Zeitrahmen sowie grundsätzlich die Bestimmung bis auf Artniveau (z. B. RIECKEN 1992, REUSCH 1995, PLACHTER et al. 2002).
- Da sowohl Probestrecken als auch Artengruppen und Fangmethoden jeweils identisch sein müssen, sind entsprechende Angaben konsequent in Text und Karten umfassend zu dokumentieren, grundsätzlich ergänzt durch Angaben zur verwendeten Bestimmungsliteratur sowie durch den Aufbau einer Belegsammlung nachgewiesener Arten.
- Weiterhin ist für eine Probenreihe ein kompletter Jahreszyklus obligatorisch, wenn wie in den Beispielprojekten ESK-Arten oder auch andere Wasserinsekten untersucht werden. Aufgrund derer über das Jahr zeitversetzten Entwicklungsabläufen muss die Beprobung minimal vierteljährlich und ideal monatlich durchgeführt werden, damit Datenlücken vermieden oder zumindest gering gehalten werden.
- Artengruppen sollten schließlich aus Kostengründen nicht auf Einzelarten (Indikatoren) reduziert und immer mit Hilfe von Referenzzuständen regional geeicht werden („zoönotische Indikation“) (z. B. RIECKEN 1992, REICH 1994, RIECKEN & SCHRÖDER 1995, BAILEY et al. 2004). Hierbei darf in keinem Fall die natürliche Variabilität der Artengemeinschaft – auch unter scheinbar identischen Umgebungsparametern – vernachlässigt werden mit daraus ggf. folgenden Fehlbeurteilungen (vgl. RESH 1979, RESH & ROSENBERG 1989, GEBLER 2004). Dies kann sich sehr schnell ergeben, wenn aus

Kostengründen die Anzahl von Probestrecken und Wiederholungsproben zu niedrig angesetzt wird.

Sämtliche beschriebenen Mindestanforderungen sind ohne Einschränkung auch im Rahmen von Erfolgskontrollen gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) anzusetzen. Denn ein Monitoring im Anschluss an Maßnahmen zur Optimierung des ökologischen Zustandes kann den Erfolg oder Misserfolg zweifelsfrei nur dann abbilden, wenn der definierte methodische Minimalumfang von Vorher- und Nachher-Untersuchung nicht unterschritten wird. Anderenfalls sind geforderte Aussagen bezüglich Zielerreichung nicht möglich und in Konsequenz entsprechende Beprobungen insgesamt verzichtbar.

4 Zusammenfassung

Für die Beurteilung des Erfolges und der Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern sind tierökologische Begleituntersuchungen zumeist unverzichtbar. Voraussetzung dabei ist die zielorientierte Auswahl der am besten geeigneten Tiergruppen und der entsprechenden Erfassungsmethoden.

Es werden drei ausgewählte Umgestaltungsprojekte an Gewässern des Niedersächsischen Tieflandes vorgestellt, an denen auf der Grundlage der Erkenntnisse aus biologischen Begleituntersuchungen Optimierungsmaßnahmen der umgestalteten Gewässerstrecken vorgenommen wurden. Dabei wird am Beispiel der hierfür besonders geeigneten Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen insbesondere der Fragestellung nachgegangen, ob und wie stark sich infolge einer Maßnahme das bachtypische Artenspektrum in Richtung auf den Referenzzustand verändert hat.

Die dabei gewonnenen Ergebnisse und Erkenntnisse werden dargestellt und erörtert. Es lassen sich daraus für die Durchführung von biologischen Begleituntersuchungen bestimmte Schlussfolgerungen und Mindestanforderungen ableiten, die auch vor dem Hintergrund der Monitoring-Vorgaben der EG-WRRL zu nutzen sind.

5 Literatur

- BAILEY, R.C., R.H. NORRIS & T.B. REYNOLDS (2004): Bioassessment of Freshwater Ecosystems – Using the Reference Condition Approach, Boston etc., 170 S.
- BLAB, J. & W. VÖLKL (1994): Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 40, Bonn, S. 291-300.
- DAHL, H.-J. & M. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H. 18, Hannover, S. 5-120.
- DAHLMANN, I. & M. RASPER (1996): Auswirkungen von kleinen Wasserkraftanlagen auf Fließgewässer und ihre Auen. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16, Nr. 5 (5/96): 238-242, Hildesheim.
- FINCK, P., D. HAMMER, M. KLEIN, A. KOHL, U. RIECKEN, E. SCHRÖDER, A. SSYMANK & W. VÖLKL (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur und Landschaft 67 (7-8): 329-340, Stuttgart.
- GEBLER, J.B. (2004): Mesoscale spatial variability of selected aquatic invertebrate community metrics from a minimally impaired stream segment. – Journal of the North American Benthological Society 23 (3): 616-333, Lawrence.

- HASS, H. & P. SELLHEIM (1996): Grundsätze zur Anlage von Umflutgerinnen – Anforderungen an Bau und Gestaltung. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16, Nr. 5 (5/96): 202-204, Hildesheim.
- PLACHTER, H., D. BERNOTAT, R. MÜSSNER & U. RIECKEN (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, Bonn, 566 S.
- RASPER, M., P. SELLHEIM & B. STEINHARDT (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem - Grundlagen für ein Schutzprogramm. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H. 25 (1-4), Hannover.
- REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 40, Bonn, S. 103-111.
- RESH, V.H. (1979): Sampling variability and life history features: basic considerations in the design of aquatic insect studies. – Journal of the Fisheries Research Board Canada 36: 290-311, Ottawa.
- RESH, V.H. & D.M. ROSENBERG (1989): Spatial-temporal variability and the study of aquatic insects. – Canadian Entomologist 121: 941-963, Ottawa.
- REUSCH, H. (1995): Planungsrelevante Aufbereitung und Bewertung faunistisch-ökologischer Daten vom Makrozoobenthon in Fließgewässern. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 43, Bonn, S. 31-43.
- REUSCH, H. (2003): Erfolgskontrollen an ökologisch begründeten Ausbaumaßnahmen in Fließgewässern des Niedersächsischen Tieflandes. – GWF Wasser - Abwasser 144 (12): 812-824, München.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36, Bonn, 187 S.
- RIECKEN, U. (1994): Fachliche Anforderungen an Effizienzkontrollen im tierökologischen Bereich. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 40, Bonn, S. 51-68.
- RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER, Hrsg. (1995): Biologische Daten für die Planung – Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 43, Bonn, 427 S.

- SELLHEIM, P. (1996): Kreuzungsbauwerke bei Fließgewässern – Gestaltungsvorschläge für Durchlässe, Brücken, Verrohrungen und Düker. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16, Nr. 5 (5/96): 205-208, Hildesheim.
- WRRL – 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 der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe L 327. Luxemburg, 72 S.

Der Autor:



Dr. Herbert Reusch, Jahrgang 1955, Studium der Biologie und der Geographie an den Universitäten Göttingen und Hannover (1. Staatsexamen für das Höhere Lehramt), 1988 Promotion im Fach Zoologie an der Universität Hamburg über Morphologie und Taxonomie von Eiern, Larven und Puppen der Stelmücken (Limoniidae und Pediciidae), seit 1982 freiberufliche Tätigkeit als Limnologe und Entomologe mit Projekten in zahlreichen Bundesländern, außerdem seit 1988 ständiger Lehrbeauftragter im Bereich Gewässerökologie an der FH Nordostniedersachsen in Suderburg sowie von 1990 bis 2005 auch an der Universität Lüneburg, Beteiligung an der Erstellung von Roten Listen für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen in Niedersachsen (1993, 2000) und Deutschland insgesamt (1998).

Impressum

Herausgeber:
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Fachbehörde für Naturschutz – Der „Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen“ erscheint mindestens 4 x im Jahr. ISSN 0934-7135
Abonnement: 15 € / Jahr. Einzelhefte 2,50 € zzgl. Versandkostenpauschale.
Nachdruck nur mit Genehmigung des Herausgebers.
Für den sachlichen Inhalt sind die Autoren verantwortlich.
1. Auflage 2006, 1 - 3.000

Titelillustration und Illustration S. 98: M. Papenberg ©.
Fotos: Aktion Fischotterschutz (S. 89 r., 125), M. Asmussen (S. 89 o. + l.), K. Borggräfe (S. 133), U. Brandt (S. 99), A. Dombrowski-Blanke (S. 101), Foto-Wöltje Oldenburg (S. 125), K.-H. Jährling (S. 107, 108), M. Rasper (S. 78, 81, 82), G. Ratzbor (S. 97, 99), D. Remy (S. 113-115), H. Reusch (S. 146), P. Schader (S. 79), P. Sellheim (S. 80, 83), Speth (S. 106), Umwelt Institut Höxter (S. 93, 94)

Quelle der Topographischen Karten und Luftbild (S. 111): Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung 

Schriftleitung: Manfred Rasper, NLWKN – Naturschutz –

Bezug:
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Naturschutzinformation – Postfach 91 07 13, 30427 Hannover
e-mail: naturschutzinformation@nlwkn-h.niedersachsen.de
fon: 0511 / 3034-3305
fax: 0511 / 3034-3501
www.nlwkn.de > Naturschutz > Veröffentlichungen

Anschrift der Verfasser:
Karsten Borggräfe, Aktion Fischotterschutz
Otterzentrum, 29386 Hankensbüttel
k.borggräfe@otterzentrum.de

Prof. Dr. Ulrich Braukmann, Gerd Hübner
Universität Kassel, FG Gewässerökologie/Gewässerentwicklung
Nordbahnhofstraße 1a, 37213 Witzenhausen
gerd.huebner@uni-kassel.de; ulrich.braukmann@uni-kassel.de

Michael Buschmann, Landkreis Holzminden
Bürgermeister-Schrader-Str. 24, 37603 Holzminden
michael.buschmann@landkreis-holzminden.de

Prof. Dr. Wolfgang Dickhaut
HCU-Hamburg, Dep. Bauingenieurwesen
Hedebrandstr. 1, 22297 Hamburg
wolfgang.dickhaut@hcu-hamburg.de

Karl-Heinz Jährling, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
Otto von Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg
karl-heinz.jaehrling@lhw.mlu.lsa-net.de

Volker Knuth,
NLWKN, Betriebsstelle Brake-Oldenburg
Heinestr. 1, 26919 Brake
volker.knuth@nlwkn-bra.niedersachsen.de

Günter Ratzbor
Planungsbüro Schmal + Ratzbor
Im Bruche 10, 31275 Lehrte / Aligse
g.ratzbor@schmal-ratzbor.de

Dr. Dominique Remy, Universität Osnabrück
Fachbereich 5 (Biologie/Chemie), Abt. Ökologie
Barbarastraße 11, Geb. 35/E46, 49076 Osnabrück
remy@biologie.uni-osnabrueck.de

Dr. Herbert Reusch, BAL
Büro für angewandte Limnologie und Landschaftsökologie
Wellendorf 30, 29562 Suhlendorf herbert.reusch@t-online.de

Peter Sellheim
NLWKN, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover
peter.sellheim@nlwkn-h.niedersachsen.de