



NLWKN.
Für Mensch und Umwelt.
Für Niedersachsen.

Ergebnisse des biologischen Monitorings hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern – eine Zwischenbilanz

Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie
in Niedersachsen



Niedersachsen

Impressum



Herausgeber

Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

NLWKN Direktion
Am Sportplatz 23
26506 Norden

Telefon: (04931) 947 - 249
E-Mail: pressestelle@nlwkn.niedersachsen.de
www.nlwkn.niedersachsen.de

Autoren:

Dr. Oliver-David Finch, NLWKN-Betriebsstelle Aurich
Eva Mehler, seit 16.03.2023 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, vorher NLWKN-Direktion Norden
Eva Christine Mosch, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei Hannover
Petra Neumann, NLWKN-Betriebsstelle Brake-Oldenburg
Katrin Raubach, NLWKN-Betriebsstelle Lüneburg
Claudia Wolff, NLWKN-Betriebsstelle Süd (Braunschweig)

Unter Mitwirkung von:

Sigrid Damm-Böcker, NLWKN-Betriebsstelle Meppen
Ulrike Dinnbier, NLWKN-Betriebsstelle Meppen
Dr. Thomas Ols Eggers, NLWKN-Betriebsstelle Verden
Sabrina Krüger, NLWKN-Betriebsstelle Sulingen
Dr. Yvonne Sakka, seit 01.05.2023 NLWKN-Direktion Norden, vorher NLWKN-Betriebsstelle Sulingen
Dr. Holger Schulz, NLWKN-Betriebsstelle Süd (Braunschweig)

Titelbild

Kiesschwelle in der Schunter (2021), Foto: Claudia Wolff, NLWKN-Betriebsstelle Süd (Braunschweig)

Gestaltung

Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz,
Dr. Oliver-David Finch, NLWKN-Betriebsstelle Aurich & Svea Hinrichs, NLWKN-Direktion Norden

Stand

April 2024
1. Auflage April 2024, 1000 Stück
Schutzgebühr: 5,00 € + Versand

Bezug

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
Veröffentlichungen
Göttinger Chaussee 76 A
30453 Hannover
<https://nlwkn-webshop.webshopapp.com>

Inhaltsverzeichnis

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis.....	2
1 Einleitung	3
2 Methodik.....	6
3 Ergebnisse	7
3.1 Ihme.....	8
3.2 Ils	8
3.3 Melstruper Beeke	9
3.4 Schunter.....	11
3.5 Twillbeeke	12
3.6 Hache.....	13
3.7 Delme	14
3.8 Veerse	15
3.9 Wörpe.....	16
3.10 Lohmühlenbach	17
3.11 Lethe.....	18
3.12 Brunau	19
3.13 Harlinger Bach.....	20
4 Diskussion	21
4.1 Positive Nebeneffekte des maßnahmenbegleitenden Monitorings	21
4.2 Hinweise zur Optimierung des maßnahmenbegleitenden Monitorings	21
4.3 Hinweise zur Optimierung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen	23
4.3.1 Einzelmaßnahmen – lokale Ebene	23
4.3.1.1 Verbesserung der Sohlstruktur durch den Einbau von Festsubstraten.....	23
4.3.1.2 Ufergestaltung und Linienführung.....	26
4.3.2 Größere räumliche Ebene – Einzugsgebiet bzw. Wasserkörper	27
4.3.2.1 Feststoffeinträge (Sand und Feinsedimente / Verockerung).....	27
4.3.2.2 Weitere stoffliche Einträge	28
4.3.2.3 Auswirkungen des Klimawandels	28
4.3.2.4 Anpassung der Gewässerunterhaltung	29
4.3.2.5 Anlage / Erhalt von Ufergehölzen	29
4.3.2.6 Fließverhalten	31
4.3.3 Weitere Schlussfolgerungen	31
4.3.3.1 Strukturarme Gewässerabschnitte: Etwas zu tun ist besser, als gar nichts zu tun	31
4.3.3.2 Gewässerrevitalisierungen und -renaturierungen weiter optimieren.....	32
4.3.3.3 Alle räumlichen Skalen bearbeiten.....	32
4.3.3.4 Wiederbesiedlungspotenzial prüfen.....	32
5 Zusammenfassung und Fazit.....	33
6 Danksagung	34
7 Literatur.....	35
8 Downloadmöglichkeiten NLWKN-Schriften	38

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1:	Gesamtergebnis der Detailstrukturgütekartierung an niedersächsischen Fließgewässern (Kartierzeitraum 2010 bis 2014). Insgesamt wurden ca. 10.000 km Fließgewässerstrecke an niedersächsischen Bächen und Flüssen mit Maßnahmenpriorität kartiert (aus MU 2021 a).	3
Abbildung 2:	Karte der prioritären Fließgewässer in Niedersachsen (vgl. NLWKN 2017). Die rot unterlegte Nummerierung zeigt die Lage der Maßnahmen mit ökologischem Maßnahmenmonitoring gemäß Tabelle 1.	4
Abbildung 3:	Beziehungsgefüge der Analyse- und Arbeitsschritte einer effizienten Revitalisierungsplanung.	5
Abbildung 4:	Streckenweise eigendynamische Gewässerentwicklung an der Ihme (links, 2020) und kleinräumige Strukturverbesserung durch diagonale Strömungslenker an der Ils (rechts, 2020).	8
Abbildung 5:	Maßnahme an der Melstruper Beeke, Sukzessionsverlauf in der Renaturierungsstrecke im Abschnitt, an dem auch das biologische Monitoring erfolgte (linke Spalte 04.06.2013 (vor der Flutung), 08.03.2016, 29.03.2019, 29.03.2021) sowie Ansicht bei Hochwasser (18.03.2020), Stellen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit durch natürliche Strömungslenkung der Ufergehölze (29.03.2021), Erlenwurzeln als Strukturgeber (21.06.2021) und Sekundärauenbereich mit deutlich sichtbarer Verockerung (29.03.2021) (rechte Spalte von oben nach unten).	10
Abbildung 6:	In das neue Bett der Schunter eingebaute Totholzelemente.	11
Abbildung 7:	Gesamtbewertung der Strukturkartierung an der Schunter – links der alte Lauf, rechts der neue Lauf (Breites Band: Ergebnisse 2011, schmales inneres Band: Ergebnisse 2018).	11
Abbildung 8:	Situation an der Twillbeeke im Jahr 2014, ein Jahr nach Umsetzung der Maßnahmen bei ausreichender Wasserführung.	12
Abbildung 9:	Maßnahmen im Oberlauf der Delme im Jahr 2014 unmittelbar nach ihrer Umsetzung (obere zwei Aufnahmen) und im Jahr 2022 mit fortgeschrittener Sukzession (unten).	14
Abbildung 10:	Veerse bei Zahresen, renaturierter Abschnitt im Jahr 2021 (links) und natürlicher Abschnitt der Veerse bei Steinbeck-Hasselhof (2020; rechts).	15
Abbildung 11:	Wörpe bei Neuenbuelstedt (oben Blick stromauf, unten Blick stromab, links 2005, rechts 2017 bzw. 2018).	16
Abbildung 12:	Bach- / Meerforelle (links) und Steinbeißer (rechts) aus dem Lohmühlenbach.	17
Abbildung 13:	Lethe; obere Reihe: Makrophytenaspekte der Renaturierungsstrecke mit nur vereinzelt aufkommenden Ufergehölzen; untere Reihe: Absperrdamm zum begradigten Altlauf, dieser ist im Bild unten zu sehen (links) und diagonale Kiesschwelle mit fehlendem Überkorn (rechts) (2016).	18
Abbildung 14:	Winterliche Situation in den renaturierten Abschnitten der Brunau nach Maßnahmenbeginn, bei Borstel (links) und am Snow-Dome in Bispingen (rechts) (2013).	19
Abbildung 15:	Harlinger Bach bei Tollendorf ohne (2013, oben links) und mit eingebrachten Hartsubstraten (2015, oben rechts) sowie zwischen Tollendorf und Pussade ohne (2013, unten links) und mit eingebauten Strömungslenkern aus Totholz (2015, unten rechts).	20
Abbildung 16:	Zwei Beispiele für gelungene, naturnahe Kieseinbauten im Bereich der Südheide.	24
Abbildung 17:	Totholz hat in Fließgewässern für zahlreiche Artengruppen wichtige Funktionen als Nahrungsquelle und (Teil-) Lebensraum. Es strukturiert die Gewässer sowohl direkt über seine mehrdimensionale Struktur als auch indirekt über die induzierten Variationen u. a. von Strömung und Sohlsubstrat.	25
Abbildung 18:	Beispiele für historische Gewässerverläufe in der Preußischen Landesaufnahme (um 1900) und aktueller Verlauf (orange) (Maßstab 1:10.000; links Holtlander Ehe (Wasserkörper 04011), rechts Große Aue (Wasserkörper 13001)).	27
Abbildung 19:	Dränagen können zu einem erheblichen Eintrag von Eisenocker in die Fließgewässer beitragen.	27
Abbildung 20:	Illegale Gewässerverschmutzungen mit erheblichen Nährstoffeinträgen in die Gewässer gehen auch von nicht fachgerecht angelegten Silagelagerflächen oder von nicht fachgerecht betriebenen Biogasanlagen aus (vgl. auch Groth 2017). Massives Wachstum von Abwasserpilzen ist die Folge.	28
Abbildung 21:	Lückige Erlenbestände beschatten ein Gewässer effektiv, sorgen für den ökologisch bedeutenden Laubeintrag und besitzen selbst eine hohe Bedeutung als Lebensraum (links); Erlenwurzeln befestigen u. a. die Ufer und stellen wichtige Habitats für Wirbellose und Fische dar (rechts).	30
Abbildung 22:	Mit Algenmatten überwachsene und verschlammte Sohle im neu angelegten Schunterlauf.	30
Tabelle 1:	Maßnahmen an verschiedenen niedersächsischen Fließgewässern mit einem Monitoring vor und nach Maßnahmenumsetzung.	7
Tabelle 2:	Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten (aus NLWKN 2012, hier mit Ergänzungen der Erfassungsparameter Gewässerstruktur, Wasserhaushalt & Nährstoffbelastungen).	22

1 Einleitung

Das biologische Monitoring der niedersächsischen Fließgewässer zeigt auch noch zum dritten Bewirtschaftungszyklus gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für die Jahre 2021 bis 2027, dass weiterhin der Großteil der niedersächsischen Fließgewässer das Ziel eines guten ökologischen Zustandes/Potenzials verfehlt. Gerade einmal drei Prozent erreichen dieses Ziel. Die Ursachen für die großen ökologischen Defizite der niedersächsischen Fließgewässer sind vielfältig. Neben punktuellen und diffusen Einträgen von Nähr- und Schadstoffen spielen die mangelnde Strukturvielfalt und fehlende Durchgängigkeit eine wichtige Rolle: Viele Gewässer wurden insbesondere aus Gründen ihrer Nutzung zur Be- und Entwässerung in ihrem Lauf und ihrer Struktur verändert. So wurden Gewässerläufe begradigt und ausgebaut, die Ufer wurden befestigt, die wichtigen Laich- und Rückzugshabitate wie z. B. Kies und Totholz entfernt, ebenso Ufergehölze (Abbildung 1).

So ergibt sich an vielen Gewässern ein deutlicher Handlungsbedarf, morphologische Belastungen und Defizite zu reduzieren, um einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen (vgl. MU 2021a, b). Der Handlungsbedarf ist für jeden einzelnen Wasserkörper im Maßnahmenprogramm zum dritten Bewirtschaftungsplan aufgeführt. Detailliert beschrieben wird er für die Wasserkörper mit Maßnahmenpriorität in den Wasserkörperdatenblättern/Handlungsempfehlungen des NLWKN (vgl. www.umweltkarten-niedersachsen.de). Seit Inkrafttreten der WRRL sind auf unterschiedlichen Ebenen und mit verschiedensten

Finanzierungsquellen auch in Niedersachsen zahlreiche Maßnahmen zur Gewässerrevitalisierung geplant und umgesetzt worden.

Um zu erkennen, ob Maßnahmen zielgerichtet wirken und maßgeblich zur Beseitigung der festgestellten Defizite beitragen, sind biologisch-morphologische Erfolgskontrollen notwendig (vgl. NLWKN 2012). Nur wenn die gewässertypischen Arten von Fischen, Wirbellosen (Makrozoobenthos) und Wasserpflanzen den neugestalteten und sich entwickelnden Lebensraum langfristig besiedeln und damit der gute ökologische Zustand erreicht wird, ist eine Maßnahme im Sinne der WRRL erfolgreich.

Mittels des operativen WRRL-Monitorings sind Aussagen zum Zustand eines Gewässers mit Hilfe verschiedener typspezifischer Bewertungskriterien möglich. Es erfasst eher nicht die Erreichung der spezifischen Ziele einzelner, häufig räumlich eng begrenzter Maßnahmen erfassen. Das operative Monitoring ist grundsätzlich darauf ausgerichtet den Zustand der Oberflächenwasserkörper bewerten zu können. Der Erfolg oder die Wirkung einzelner, lokaler Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie und Durchgängigkeit lassen sich durch weitere begleitende, räumlich konkret auf den maßnahmenrelevanten Wasserkörperabschnitt begrenzte intensive Untersuchungen – also ein Maßnahmenmonitoring – bewerten. Dabei sollen möglichst sowohl morphologische Strukturen am Gewässer als auch deren Wirkung auf die Biozönosen erfasst werden.

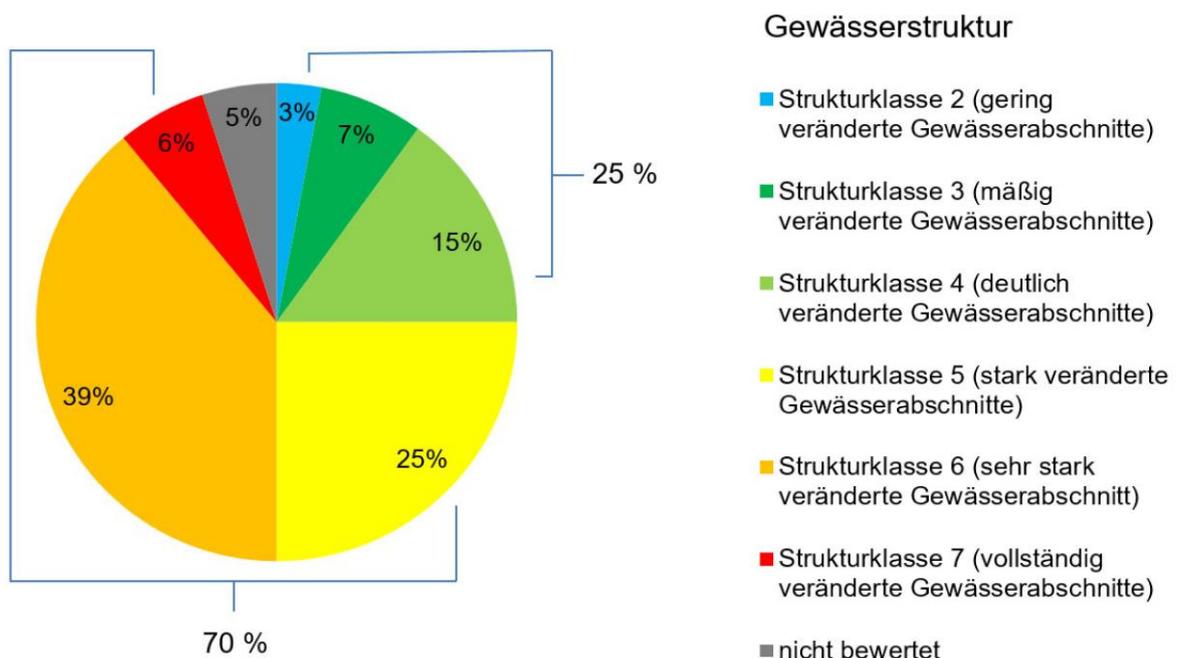


Abbildung 1: Gesamtergebnis der Detailstrukturkartierung an niedersächsischen Fließgewässern (Kartierzeitraum 2010 bis 2014). Insgesamt wurden ca. 10.000 km Fließgewässerstrecke an niedersächsischen Bächen und Flüssen mit Maßnahmenpriorität kartiert (aus MU 2021a).

Unterschiedliche Maßnahmen bewirken spezifische (hydro-)morphologische Veränderungen, auf die die biologischen Qualitätskomponenten verschieden stark und auch verschieden schnell reagieren. Eine hohe Maßnahmeneffektivität ist immer dann gewährleistet, wenn unter Beachtung des jeweiligen Fließgewässertyps gezielt die richtigen Maßnahmen für die festgestellten Defizite ergriffen werden (NLWKN 2012). Bis heute ist die Effektivität von bestimmten Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die aquatische Fauna und Flora allerdings leider im Detail immer noch unzureichend untersucht und belegt. Dies stellt ein generelles Problem vor dem Hintergrund der WRRRL dar (vgl. u. a. Geist & Hawkins 2016, Oliveira et al. 2020). Hinzu kommt, dass spezifische beschriebene Maßnahmen (vgl. z. B. NLWKN

2008, 2017) in der Ausführungsplanung bzw. vor Ort meist einem zwar grundsätzlich geringem, aber dennoch im gewissen Umfang vorhandenem Umsetzungsspielraum unterliegen, der potenziell die tatsächliche Maßnahmenqualität und somit ökologische Effektivität beeinflussen und den Maßnahmenerfolg ggf. sogar einschränken kann. Auch entwickelt sich das Fachwissen über die Umsetzung zielführender Maßnahmen stetig weiter und muss in die Praxis „übersetzt“ werden. Hier ist es wichtig, gemeinsame Vorstellungen zu entwickeln, die ingenieurbioökologische Sichtweisen und ökologische Kenntnisse verbinden, um Maßnahmen effektiv zum Erreichen des guten ökologischen Zustands bzw. eines guten ökologischen Potenzials umzusetzen.

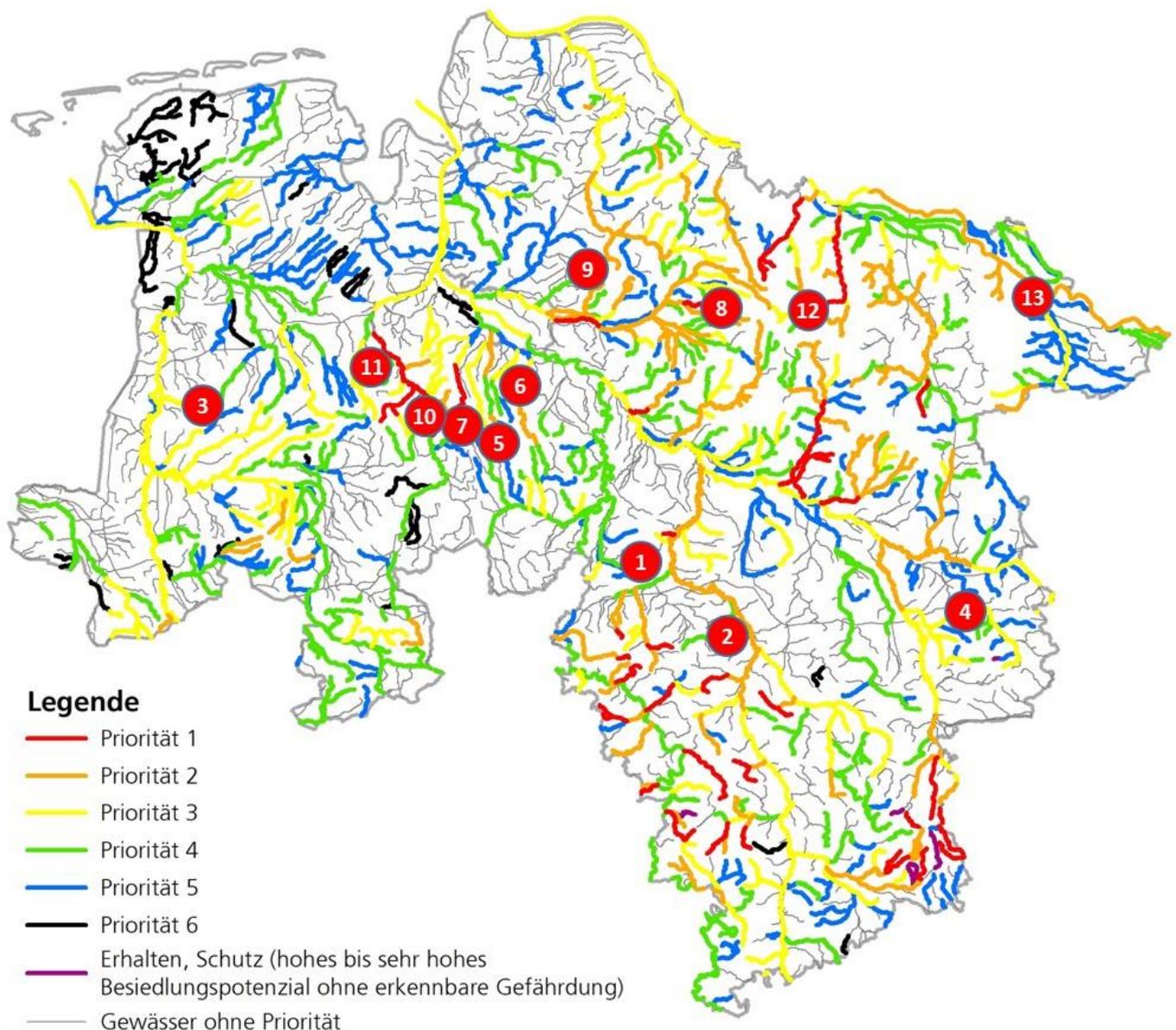


Abbildung 2: Karte der prioritären Fließgewässer in Niedersachsen (vgl. NLWKN 2017). Die rot unterlegte Nummerierung zeigt die Lage der Maßnahmen mit ökologischem Maßnahmenmonitoring gemäß Tabelle 1.

(Kartenerstellung: Kuckluck / NLWKN-Betriebsstelle Lüneburg)

Ein Maßnahmenmonitoring kann dazu beitragen,

- (1) gut geplante und gut umgesetzte Einzelmaßnahmen zu identifizieren und im Rahmen eines begleitenden Dialogs mit den regionalen Akteuren am Gewässer öffentlich zu machen, wodurch das regionale Engagement gefördert werden kann,
- (2) Schwächen und Optimierungspotenziale bei der Umsetzung aufzuzeigen und so die Maßnahmenqualität und -effizienz fortlaufend zu erhöhen,
- (3) den Wissens-/Kenntnisstand hinsichtlich der Wirkungen von Maßnahmen zu verbessern, um zukünftig die richtigen (d. h. besser passenden, effektiven) Maßnahmen auszuwählen, diese optimal umzusetzen und dadurch die Maßnahmenqualität zu erhöhen sowie
- (4) Aussagen zum erforderlichen Umfang (Quantität: Anzahl, Strecke, Fläche) von Maßnahmen zu erhalten, um die von der WRRL vorgegebenen Ziele mit ausreichend hoher Wahrscheinlichkeit erreichen zu können.

Aktuell werden in Niedersachsen im Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm 2021 bis 2027 von den insgesamt 1.540 Fließgewässer-Wasserkörpern 1.418 Wasserkörper mit einem morphologischen Defizit, also mit Erfordernis zur Durchführung morphologischer Maßnahmen festgestellt. Diese Maßnahmen beziehen sich auf die Bereiche Sohle und Ufer sowie auf das Gewässerumfeld (MU 2021a, b). Es ist wichtig, bei der Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie

fortlaufend das Wissen auszubauen, Kenntnisse hinzu zu gewinnen und beständig aus den hier gemachten Erfahrungen zu lernen. Dies gilt insbesondere für die hochprioritären Fließgewässer, die u. a. ein hohes Besiedlungspotenzial aufweisen und bei denen eine kurzfristige Zielerreichung am wahrscheinlichsten ist (vgl. Abbildung 2; MU 2021b).

Entsprechende Hinweise kann hier eine systematische Auswertung des sogenannten maßnahmenbegleitenden Monitorings von bereits umgesetzten Maßnahmen und eine Zusammenstellung der hieraus gewonnenen Erkenntnisse ergeben (vgl. Abbildung 3). Ältere praktische Beispiele für ein maßnahmenbezogenes Monitoring von strukturverbessernden Maßnahmen in Niedersachsen umfassen Ergebnisse des Modellprojektes „Hunte 25“ anhand des Makrozoobenthos (NLWKN 2009). Weitere Beispiele liefern das Modellprojekt Wümme für Makrozoobenthos und Fische (NLWKN 2005 – 2009, Coldewey et al. 2022) sowie die Ergebnisse zu den Maßnahmen an der Lachte (Altmüller et al. 2020). Bezüglich Art und Weise von Funktionskontrollen an Fischaufstiegsanlagen können Gutachten zur Hunte, Grawiede, Lohne und Großen Aue herangezogen werden (Limaes GmbH 2010, 2011). Seit 2013 werden in Niedersachsen Landesmittel bereitgestellt, um lokale maßnahmenbegleitende biologische Erfolgskontrollen von hydromorphologischen Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen durchzuführen. Im vorliegenden Papier werden erste Ergebnisse dieser Untersuchungen präsentiert, Optimierungspotenziale identifiziert und Hinweise/Empfehlungen für zukünftige Maßnahmenplanungen ausgesprochen.

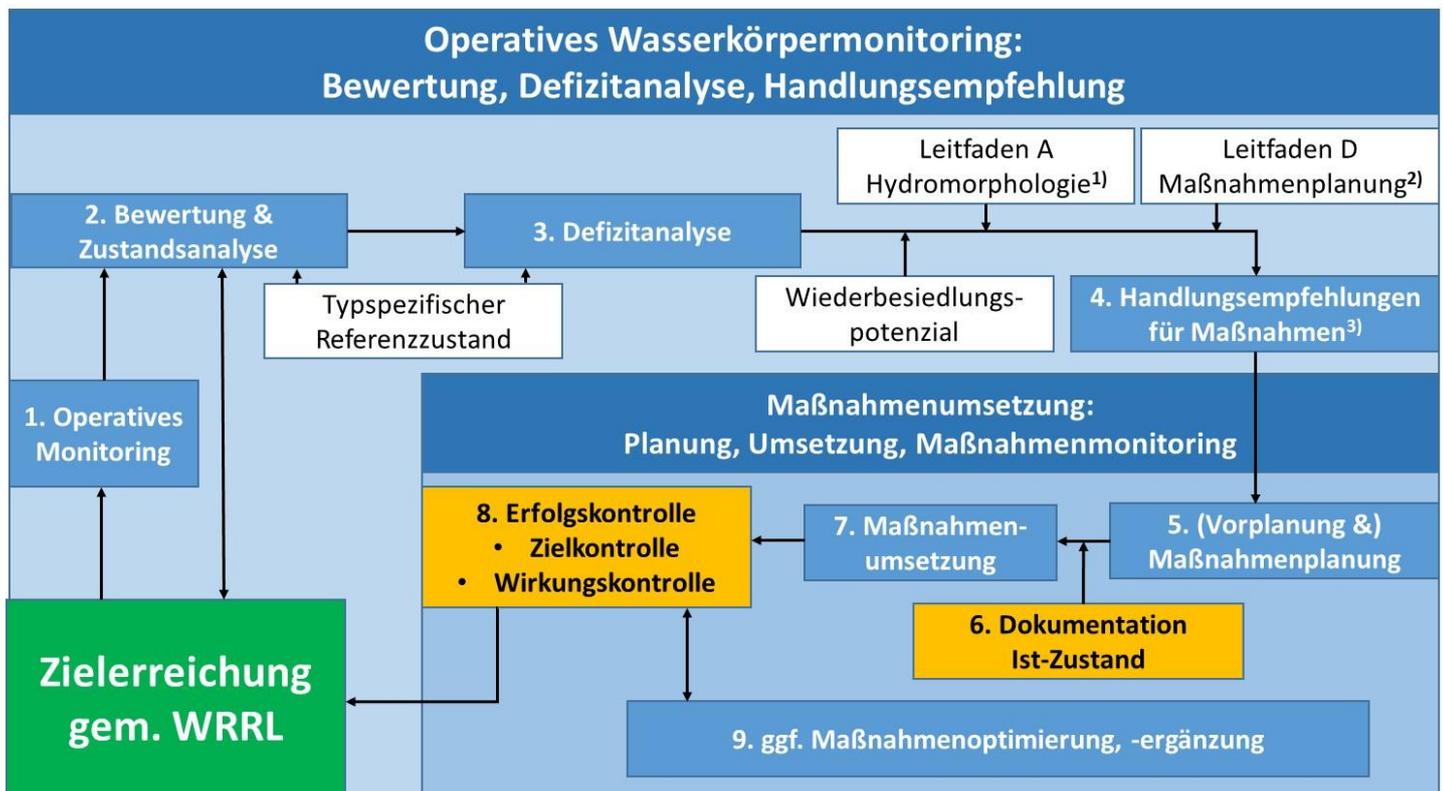


Abbildung 3: Beziehungsgefüge der Analyse- und Arbeitsschritte einer effizienten Revitalisierungsplanung.

(verändert nach NLWKN 2012; 1) vgl. NLWKN 2008 & 2017, 2) vgl. NLWKN 2011, 3) vgl. NLWKN 2016, fortlaufend)

2 Methodik

Seit 2013 wurden landesweit repräsentative und auf bestimmte Maßnahmentypen ausgelegte Vorhaben aus dem Bau- und Finanzierungsprogramm Fließgewässerentwicklung (FGE) identifiziert, bei denen ein maßnahmenbegleitendes Monitoring Erkenntnisse für die weitere Planung und Umsetzung von Maßnahmen liefern kann. Die entsprechenden Untersuchungen wurden durch das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz im Rahmen des Finanzierungsprogramms zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der EG-Meerestategie-Rahmenrichtlinie finanziert und durch die zuständigen NLWKN-Betriebsstellen begleitet. Die Untersuchung und Bewertung der Maßnahmenwirkungen erfolgt gemäß NLWKN (2012).

Für ein biologisches Maßnahmenmonitoring ist die Erfassung des Gewässerzustands bzw. -potenzials anhand der in der WRRL aufgeführten biologischen Qualitätskomponenten erforderlich. Im Rahmen von Vorher-Nachher-Vergleichen, möglichst zzgl. weiterer Untersuchungsstellen im Gewässerlauf an denen keine Maßnahmen durchgeführt werden (sog. BACI „*Before-After-Control-Impact*“ Design), werden die Untersuchungen i. d. R. vor Umsetzung der geplanten Maßnahmen begonnen. Erste Untersuchungen nach Maßnahmenumsetzung erfolgen frühestens nach zwei bis drei Jahren und damit nach Beendigung des sich unmittelbar anschließenden morphologischen Nachlaufs. Wiederholungsuntersuchungen sollten möglichst im Abstand von drei Jahren erfolgen, um die eigendynamische Entwicklung infolge der Maßnahmenumsetzung zu dokumentieren. Die Untersuchungen fokussieren auf die biologischen Qualitätskomponenten der aquatischen wirbellosen Tiere – Makrozoobenthos (obligatorisch) – und auf die Fische (oft obligatorisch), sowie optional auf die Wasserpflanzen – Makrophyten – und vereinzelt auf die bodenlebenden Algen – Phyto-benthos. Ergänzend können Erhebungen der Detailstruktur, hydromorphologischer Eigenschaften und ggf. auch Untersuchungen der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter zur unterstützenden Bewertung von Maßnahmen durchgeführt werden (vgl. auch LAWA 2020, UBA 2021).

Für die Erfassung und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten werden gemäß den Anforderungen der WRRL die bundesweit erarbeiteten Bewertungsverfahren angewendet. Das Perloides-Verfahren zur Erfassung und Bewertung des Makrozoobenthos ist dabei als Übersichtsverfahren für verschiedene Typen von Fließgewässern nach WRRL konzipiert. Es wird unter Verwendung verschiedener Metrics

(u.a. Fauna-Index) für die Arten-Abundanz Matrix jeder Untersuchung eine „*Ecological Quality Ratio*“ (EQR) berechnet und in fünf Qualitätsstufen klassifiziert. Aufgrund der prozentualen Verrechnung („*ratio*“) z. B. von Abundanzwerten reagiert das Perloides-Verfahren allerdings auf die faunistischen Veränderungen in der Folge von Revitalisierungsmaßnahmen zumindest in den ausgegebenen Wertstufen erst bei sehr deutlichen Arten-Abundanzverschiebungen (vgl. u. a. DWA 2020, LAWA 2020). Zusätzlich sind daher, in Abhängigkeit von den im Einzelfall durchgeführten Maßnahmen, weitere ergänzende biologische Untersuchungen und Auswertungen fachlich sinnvoll: So wird für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos in Niedersachsen das BBM-Verfahren (Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos, NLWKN 2017) herangezogen. Dieses Verfahren legt den Schwerpunkt auf Fließwasserarten und bildet die zum Teil eher graduellen und häufig nur allmählich stattfindenden, aber relevanten faunistischen Veränderungen ab, die auf erste maßnahmeninduzierte Erfolge (oder Misserfolge) hindeuten können. Auch für die Bewertung von Maßnahmen anhand der Fischfauna sollte das Untersuchungsdesign im Vorfeld angepasst werden. Obwohl der Erfolg verschiedener Maßnahmen grundsätzlich mit fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem) bewertet werden kann, sind spezifische Anpassungen im Untersuchungsdesign erforderlich, da das Bewertungsverfahren ebenfalls relativ, also mit Prozentwerten arbeitet und für die Bewertung von Wasserkörpern – und nicht von einzelnen Maßnahmen – konzipiert worden ist. Des Weiteren sollten alle Ergebnisse auch immer einer fach-(gutachter-)lichen Einschätzung unterzogen werden.

Das von 2013 bis 2020 erfolgte und durch den NLWKN begleitete Monitoring umfasst bislang 24 bereits umgesetzte sowie noch in Planung befindliche Maßnahmen. Für neun der Projekte liegt derzeit ausschließlich eine Erfassung des Ausgangszustandes vor Maßnahmenumsetzung vor, da diese Maßnahmen i. d. R. erst vor relativ kurzer Zeit umgesetzt wurden oder aber die Umsetzung noch aussteht. Für bislang 15 Maßnahmen wurde ein Monitoring vor und nach der Umsetzung durchgeführt. Zwei Maßnahmen (Lünzener Bruchbach, Ruschwede) werden bereits in Eggers (2016) hinsichtlich der (vorläufigen) Ergebnisse des maßnahmen-spezifischen Monitorings dargestellt und nachstehend daher nicht erneut einzeln aufgeführt, die Ergebnisse des Monitorings sehr wohl aber in der Diskussion berücksichtigt. Auf die übrigen 13 Vorhaben wird im nachfolgenden Ergebnisteil näher eingegangen (Abbildung 2, Tabelle 1).

3 Ergebnisse

Die untersuchten Maßnahmen liegen an Gewässern mit unterschiedlichen Eigenschaften: Es handelt sich um sechs erheblich veränderte (HMWB – *Heavily Modified Water Body*) und sieben natürliche Wasserkörper (NWB – *Natural Water*

Body). Es liegen vier verschiedene Fließgewässertypen nach LAWA vor (14, 15, 16 und 18), die somit bisher die Typen des Tieflandes, nicht aber des Hügellandes abbilden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Maßnahmen an verschiedenen niedersächsischen Fließgewässern mit einem Monitoring vor und nach Maßnahmenumsetzung (Wk = Wasserkörper (mit niedersächsischer Nummer), NWB = natürlicher Wasserkörper; HMWB = erheblich veränderter Wasserkörper).

Lfd. Nr.	Wasserkörper	Eigenschaften	Maßnahme
1	Wk 21079 Ihme	NWB, Typ 18 Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	Strukturverbesserungen durch Förderung der eigendynamischen Entwicklung und Einbau verschiedener Grundswellen
2	Wk 12054 Ils (Oberlauf)	NWB, Typ 18 Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	Strukturverbesserungen durch Förderung der eigendynamischen Entwicklung und Einbau verschiedener Grundswellen (diagonale Strömungslenker)
3	Wk 03022 Melstruper Beeke	HMWB, Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche	naturnahe Umgestaltung mit Neuanlage eines gewundenen, wesentlich kleiner dimensionierten Gewässerverlaufs mit beidseitiger Sekundäraue und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit
4	Wk 15051 Schunter	HMWB, Typ 15 Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	2 km lange Laufverlegung ins Taltiefste mit einem mäandrierenden, ausgeprägt strukturreichen Profil mit erhöhter Eigendynamik, sowie Einbau von Kiesbetten, Störsteinen und Totholz
5	Wk 23024 Twillbeeke	NWB, Typ 18 Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	Laufverlängerung (Mäander), Herstellung der Durchgängigkeit, Anlage von Sandfängen und eines Ockerfangs sowie von breiten Gewässerentwicklungstreifen
6	Wk 23024 Hache	NWB, Typ 18 Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	Initiierung eigendynamischer Prozesse inkl. Wiederherstellung ehemaliger Krümmungsamplituden und -frequenzen und wechselseitiger Einbau von Kiesbuhnen und Totholz (strömungslenkende Funktion)
7	Wk 23025 Delme-Oberlauf	HMWB, Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche	Strukturverbesserung mit Laufverlängerung und Laufverlegung mit Remäandrierung, Profilverkleinerung, einseitiger Anschluss des alten Verlaufs als Altarm und Hochwasserentlastungsrinne, Einbau von Strömungslenkern aus Kies, Anlage einer Sekundäraue, punktuelle Anpflanzung von Erlen, Sandfang unterhalb der Maßnahme
8	Wk 24014 Veerse	NWB, Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche	Umbau von Sohlabstürzen in Sohlgleiten, neue Profilierung strukturarmer Abschnitte, großflächige Restrukturierung einer gut überströmten, überwiegend kiesig-sandigen Sohle, Einengung des Ausbauprofils und Initialmaßnahmen zur Förderung des Gehölzaufwuchses
9	Wk 24048 Wörpe	HMWB, Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche	mehr als 20 FGE-Maßnahmen von 1996 bis 2014: Umbau von Sohlabstürzen in Sohlgleiten, neue Profilierung strukturarmer Abschnitte und Initialmaßnahmen zur Förderung des Gehölzaufwuchses
10	Wk 25053 Lohmühlenbach	NWB, Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche	Einbau von Strömungslenkern (Kiesbuhnen) zur Initiierung eigendynamischer Prozesse
11	Wk 25063 Obere Lethe	HMWB, Typ 15 Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	Laufverlängerung mit Kieseinbau
12	Wk 28025 Brunau	HMWB, Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche	Renaturierung mit Einbau von Strömungslenkern (Kies) und gegenüberliegender Profilaufweitung, Geschiebezugabe und Grabenverschlüsse
13	Wk 27024 Harlinger Bach	NWB, Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche	Einbau von Kies und Strömungslenkern (Totholz) zur Initiierung eigendynamischer Prozesse

3.1 Ihme

Die Ihme (Nebengewässer der Leine bei Hannover) ist ein kleiner Löss-lehmgeprägter Tieflandbach. Das maßnahmenbegleitende Monitoring wurde in den Jahren 2015 und 2016 anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos durchgeführt.

Kennzeichnend für die Artengemeinschaften des strukturell überwiegend stark veränderten Gewässers sind ubiquitär lebende, wenig anspruchsvolle Arten, so z. B. die Eintagsfliegen *Baetis rhodani* und *B. vernus* sowie der Gemeine Flohkrebis *Gammarus pulex* und die Köcherfliege *Hydropsyche angustipennis*, deren Larven köcherlos als Filtrierer leben. Die Anteile der Eintags-, Stein- und Köcherfliegentaxa sind gering, Steinfliegen fehlen in den Untersuchungsstrecken an der Ihme ganz. Als weitere relativ belastungstolerante Arten wurden z. B. der Käfer *Oulimnius tuberculatus*, der Egel *Erpobdella octoculata* und Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) stetig nachgewiesen. Da auch Arten auftreten, die an feinstoffreiche Bedingungen (Schlamm, Feindetritus) angepasst sind, ist von Substrateinträgen aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen auszugehen. Dafür sprechen auch die tiefgründig schlammigen Ablagerungen in tieferen, strömungsberuhigten Bereichen. Insgesamt ergeben sich für die Artengemeinschaften des Makrozoobenthos unbefriedigende bis schlechte Bewertungen mit dem Perloides-Bewertungstool.



Abbildung 4: Streckenweise eigendynamische Gewässerentwicklung an der Ihme (links, 2020) und kleinräumige Strukturverbesserung durch diagonale Strömunglenker an der Ils (rechts, 2020).

(Fotos: Köster / NLWKN-Betriebsstelle Hannover-Hildesheim)

3.2 Ils

Auch die Ils, ein kleiner Löss-lehmgeprägter Tieflandbach südlich von Münchehagen im Landkreis Schaumburg gelegen, wurde im Rahmen des maßnahmenbegleitenden Monitorings hinsichtlich der Qualitätskomponente Makrozoobenthos untersucht.

Zusätzlich erfolgte im Vorfeld zu den Revitalisierungsmaßnahmen eine Strukturkartierung. Dabei erwies sich die Ils im

Neben deutlichen strukturellen Defiziten treten durch die Belastungen mit Feinstoffen auch leichte saprobielle Belastungen auf. Hierzu trägt auch die Belastung mit Abwasser aus einer Kläranlage bei, insbesondere in Niedrigwasserphasen, so z. B. im Herbst 2020: Die Ihme zeigte nur noch geringe Fließbewegungen und der Abwasseranteil aus der Kläranlage im Gesamtabfluss war stark erhöht. Das Wasser war trüb und der Sauerstoffgehalt stark herabgesetzt. Dies verhindert eine Besiedlung mit anspruchsvolleren Arten des Makrozoobenthos. Es wurden nur noch wenige anspruchsvollere oder gefährdete Arten nachgewiesen (u. a. die Eintagsfliegen *Habrophlebia fusca* und *Heptagenia sulphurea* sowie die Käfer *Brychius elevatus* und *Limnius volckmari*).

Diese witterungsbedingten bzw. stofflichen Belastungsfaktoren wirken also zusätzlich zu den festgestellten hydromorphologischen Defiziten, denen mit den zwischen 2011 und 2013 umgesetzten Maßnahmen entgegengewirkt werden sollte (Abbildung 4). Durch geringfügige Maßnahmenmodifizierungen, wie die Verbesserung von Strömungslenkern und eine geringere Stabilisierung und Festlegung der Ufer und Sohle durch Steinschüttungen, könnten die Maßnahmen optimiert werden, um ihre Wirksamkeit zu erhöhen. Zudem sollten im Rahmen zukünftiger Maßnahmen die stofflichen Einträge in die Ihme reduziert werden.

gesamten Maßnahmenabschnitt als der Strukturgüteklasse 5 (stark verändert) zugehörig. Kennzeichnend waren ein geradlinig verlaufendes Trapezprofil mit geringer Strömungsdiversität und Tiefenvarianz. Die Gewässersohle bestand neben Sand, Lehm und Kies überwiegend aus Ablagerungen von fein- sowie grobpartikulären organischen Materialien und wies insgesamt nur geringe Variationen hinsichtlich der

vorhandenen Mikrohabitate auf. Besondere Lauf- oder Sohlstrukturen fehlten nahezu vollständig.

Der für Tieflandbäche charakteristische Gemeine Flohkrebs *Gammarus pulex*, der weniger anspruchsvolle *G. roeselii* und die Kugelmuschel *Sphaerium* sp. dominierten die Makrozoobenthoszönose im Herbst 2014 vor der Maßnahmenumsetzung. Neben einzelnen Rote-Liste Arten (u. a. *Habrophlebia fusca*) wurde ein relativ hoher Anteil belastungstoleranter Arten festgestellt, u. a. die Egel *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia complanata*, *Haemopsis sanguisuga* und *Helobdella stagnalis*. Die verhältnismäßig wenigen Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen indizierten Defizite in der typspezifischen Strukturvielfalt, dem Fließverhalten und der Habitatzusammensetzung. Die Artengemeinschaft des Makrozoobenthos wurde an drei Probestellen jeweils mit „unbefriedigend“ bewertet.

Durch den Einbau naturnaher Sohlstrukturen, insbesondere von diagonalen Strömungslenkern, konnten die beobachteten strukturellen Defizite teilweise verringert werden (Abbildung 4). Die Artengemeinschaften des Makrozoobenthos wurden nach der Maßnahmenumsetzung teilweise mit „mäßig“ bewertet. Einzelne Steinfliegenarten und das vermehrte

3.3 Melstruper Beeke

Die Maßnahmen an der Melstruper Beeke (Nebengewässer der Ems mit relativ hohem Besiedlungspotenzial für Makrozoobenthos und mit Vorkommen des Bachneunauges) wurden in vier Bauabschnitten bis 2015 auf insgesamt 6,4 km Lauflänge umgesetzt. Ein neuer, naturnäherer Gewässerlauf mit beidseitig schmalen Sekundäräuen und Gewässerrandstreifen wurde auf insgesamt 3.540 m Länge realisiert. Der alte (begradigte) Gewässerlauf wurde dabei als Entlastung für den Hochwasserfall beibehalten, ist aber jeweils zu Beginn eines neuen Abschnittes durch einen Querriegel von diesem abgetrennt. Die neuen Bachabschnitte sind von der regulären Gewässerunterhaltung ausgenommen und die ökologische Durchgängigkeit konnte hergestellt werden.

Das seit 2013 durchgeführte maßnahmenbegleitende Monitoring zeigt, dass sich die revitalisierten Abschnitte überwiegend positiv entwickeln konnten (Abbildung 5). Die Fließgeschwindigkeit ist innerhalb der neugestalteten Abschnitte erhöht. Durch die neuen und alten Gewässerverläufe hat sich ein Nebeneinander von strömungsberuhigten und stärker strömenden Abschnitten ausgebildet. An einigen Stellen sind im neuen Verlauf bereits Kolke entstanden, sodass sich hier ein Mosaik aus flacheren und tieferen Bereichen gebildet hat. Die auch im Altlauf vorhandenen submersen Laichkräuter *Potamogeton alpinus*, *P. trichoides* sowie der Einfache Igelkolben *Sparganium emersum* hatten sich zwischenzeitlich in den neuen Bachabschnitten stark ausgebreitet. Die Beschattung der revitalisierten Abschnitte durch die in freier Sukzession aufkommenden Erlen- und Weidengehölze bzw. durch eine höhere Ufervegetation hat sich zwischenzeitlich

Auftreten von Köcherfliegen trugen zu diesem Ergebnis bei. Da diese besseren Resultate vor allem aber im Frühjahr 2016 erzielt wurden, sind auch methodische Unterschiede durch unterschiedliche Erfassungszeiträume ursächlich für die festgestellten Unterschiede in den Artengemeinschaften der IIs. Insgesamt konnten dennoch tendenzielle Verbesserungen beobachtet werden.

In den Sommern 2018 und 2020 war die IIs weitgehend trockengefallen; ein naturnahes Strömungsgeschehen war aufgrund der witterungsbedingten Niedrigwasserstände nicht mehr erkennbar. Die Sauerstoffgehalte waren gering. Dies hatte beim Makrozoobenthos unmittelbar negative Auswirkungen auf die Besiedlung. In der IIs wurden mit der Köcherfliege *Isonychia dubia*, dem Egel *Dina lineata* und der Eintagsfliege *Siphonurus aestivalis/armatus* sogar typische Faunenelemente von Temporärgewässern nachgewiesen. Als anspruchsvollere und/oder gefährdete Arten traten lediglich die Eintagsfliegen *Procladius pennulatus* und *Habrophlebia fusca* sowie die Köcherfliege *Beraeodes minutus* auf.

Ähnlich wie an der Ihme wirkten auch an der IIs neben den hydromorphologischen Defiziten in den vergangenen Jahren zunehmend witterungsbedingte Belastungsfaktoren.

(Stand 2019) allerdings abschnittsweise stark erhöht, so dass submerse Makrophyten hier deutlich zurückgegangen bzw. wieder verschwunden sind.

Neben dem höheren Strukturreichtum haben sich die Bewertungen des Makrozoobenthos u. a. aufgrund des vermehrten Auftretens rheophiler Arten, einem relativen Anstieg der Anzahl von Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten und einer Verbesserung des Deutschen Faunaindexes auf „mäßig“ bis „gut“, vereinzelt sogar bis „sehr gut“ verbessert, während sie an der Referenzstrecke außerhalb des Maßnahmenbereichs gleichbleibend „unbefriedigend“ bis „schlecht“ ausfielen. Allerdings zeigten sich auch hier die negativen Auswirkungen der beiden Dürresommer 2018 und 2019 auf die Bewertungen des Makrozoobenthos. Danach kam es zwar wieder zu einer Erholung – deren Nachhaltigkeit kann allerdings aufgrund des Endes der Untersuchungen im Jahr 2021 nicht beurteilt werden.

Die Fische zeigen im Gesamthabitatmosaik von alten, langsam fließenden oder inzwischen sogar stehenden Ausbaustrecken und neuen, schneller fließenden Maßnahmenbereichen bislang keine positive Entwicklung des ökologischen Potenzials an. Larven des Bach-/Flussneunauges, sogenannte „Querder“, sind nur im Altlauf nachzuweisen, da in den schneller durchflossenen neuen Gerinnen passende Siedlungssubstrate weitgehend fehlen. Die Bachforelle wurde durch Besatzmaßnahmen eingebracht. Die Befischungen 2016 und 2019 ergaben auf allen neuen Strecken eine deutlich verringerte Individuendichte.



Abbildung 5: Maßnahme an der Melstruper Beeke, Sukzessionsverlauf in der Renaturierungsstrecke im Abschnitt, an dem auch das biologische Monitoring erfolgte (linke Spalte 04.06.2013 (vor der Flutung), 08.03.2016, 29.03.2019, 29.03.2021) sowie Ansicht bei Hochwasser (18.03.2020), Stellen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit durch natürliche Strömunglenkung der Ufergehölze (29.03.2021), Erlenwurzeln als Strukturgeber (21.06.2021) und Sekundärauenbereich mit deutlich sichtbarer Verockerung (29.03.2021) (rechte Spalte von oben nach unten).

(Fotos: Damm-Böcker / NLWKN-Betriebsstelle Meppen)

Einzigste Ausnahme bildete die Strecke unterhalb der Straßenbrücke Ströhn, wo eine hohe Anzahl von Gründlingen und Bachschmerlen nachgewiesen wurden. Ursächlich für die geringen Anzahlen könnte der in beiden Untersuchungs Jahren sehr geringe Abfluss sein. In Folge dessen fallen – zumindest zeitweise – potenzielle Fischlebensräume aus und das Wiederbesiedlungspotenzial ist eingeschränkt.

Die zukünftige eigendynamische Entwicklung und Sukzession der Maßnahmenabschnitte, auch unter Berücksichtigung potenziell geringerer Abflüsse, soll auch weiterhin im Rahmen eines Monitorings beobachtet werden. Nacharbeiten z. B. bei zu starkem Gehölzaufwuchs oder auch zur Ver-

3.4 Schunter

Die Schunter, ein Nebengewässer der Oker im Ostbraunschweigischen Hügelland, ist in weiten Teilen ein begradigter, ausgebauter, strukturarmer sandgeprägter Tieflandfluss mit einer entsprechend artenarmen aquatischen Flora und Fauna. Im Jahre 2010/11 wurde in den Stemmwiesen im Landkreis Helmstedt östlich von Braunschweig ein rund 2 km langer Abschnitt mäandrierend zurück in das Taltiefste verlegt, mit variierenden Breiten und Tiefen gestaltet sowie mit Kies und Totholz angereichert. Außerdem wurden in der Aue Stillwasserbereiche geschaffen und an die Schunter angebunden. 2015 wurde noch eine Optimierung im Bereich der oberen Gerinneaufspaltung vorgenommen, mit dem Ziel, einen höheren Abfluss durch neuen Lauf zu gewährleisten.



Abbildung 6: In das neue Bett der Schunter eingebaute Totholzelemente.

(Bildrechte: NLWKN-Betriebsstelle Süd-Braunschweig)

Die Revitalisierung hat die Strukturvielfalt im und am Gewässer sowie in der Aue wesentlich erhöht (Abbildung 6), wie ein Vergleich der Gesamtbewertungen der Strukturkartierung des alten und neuen Laufs deutlich zeigt (Abbildung 7). Beim Vergleich der Ergebnisse von 2011 und 2018 zeigt sich

ringierung des Sand- und Ockeraufkommens könnten erforderlich werden, um die durch das Makrozoobenthos bereits angezeigte grundsätzlich positive Entwicklung der Maßnahme zu unterstützen. Eine natürliche Ansiedlung des Bibers wäre hier vorteilhaft, würde die natürliche Dynamik in den gewässerbegleitenden Gehölzen erhöhen und die Ausbildung eines Licht-Schatten-Mosaiks fördern. Für die zwischen den Maßnahmenbereichen liegenden deutlich überdimensionierten Gewässerabschnitte wird insbesondere der Einbau von Totholzstrukturen empfohlen, um die optimierten Abschnitte ökologisch zu verbinden. Einträge von Feinsedimenten, Sand und Eisenocker müssen zukünftig reduziert werden.

allerdings auch, dass sich die Struktur in einzelnen Abschnitten von "gering" zu "mäßig verändert" verschlechtert hat, was auf verschlammte Sohlstrukturen zurückzuführen ist.

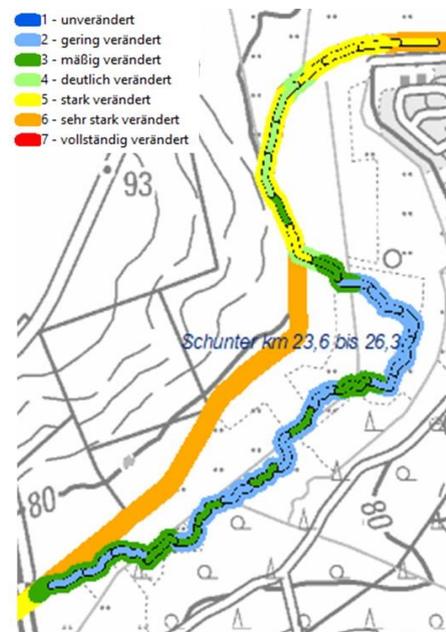


Abbildung 7: Gesamtbewertung der Strukturkartierung an der Schunter – links der alte Lauf, rechts der neue Lauf (Breites Band: Ergebnisse 2011, schmales inneres Band: Ergebnisse 2018).

Die Ergebnisse des 2018-2019 durchgeführten biologischen Monitorings ergeben eine tendenzielle Verbesserung der Bewertung der aquatischen Flora und Fauna, wenn man die oberhalb im alten Lauf gelegene Referenzstelle mit den drei Messstellen im neuen Lauf vergleicht (s. NLWKN 2021a). Insbesondere die Wasserpflanzen-Besiedlung ist im neuen Gewässerlauf um eine Klasse besser. Die Makrozoobenthosgemeinschaft hat sich v. a. an einer Messstelle im Maßnahmenbereich positiv entwickelt und erreicht dort sogar das gute ökologische Potenzial. An dieser Messstelle existiert eine große Breiten- und Tiefenvarianz, zudem sind auf kurzer Fließstrecke viele unterschiedliche Strukturen vorhanden. Dazu gehören Kiesbänke, Wurzelstubben, Prall- und Gleit-

hänge, Wasserpflanzenpolster und somit auch diverse Strömungsverhältnisse (Abbildung 6). In diesem Bereich hat sich auch die Strukturgröße von "mäßig" zu "gering verändert" verbessert. Die Fischfauna, u. a. mit den Kleinfischarten Elritze und Schmerle, zeigt für den gesamten Gewässerabschnitt ein gutes ökologisches Potenzial an.

Die Artenvielfalt aller drei Organismengruppen hat sich gegenüber früheren Untersuchungen vor der Revitalisierung deutlich erhöht und bei den Wirbellosen hat sich die Anzahl gefährdeter Rote Liste-Arten verdoppelt. Allerdings werden einzelne typische Arten, wie z. B. bestimmte Steinfliegenarten oder bei den Fischen die Quappe, noch vermisst. In einer Untersuchung 2022 konnte erstmalig das Bachneunauge wieder nachgewiesen werden. Die Individuenzahlen der Fische haben sich im Vergleich zum Zeitraum vor der Maßnahmenumsetzung deutlich erhöht. Dass sich insbesondere das Makrozoobenthos an zwei weiteren Messstellen noch nicht

3.5 Twillbeeke

Die Twillbeeke (kleiner löss-lehmgeprägter Tieflandbach im Oberlauf des Klosterbachs / Einzugsgebiet Ochtum) erhielt 2013 im Unterlauf als ausgebauter, schmaler und gerader Bachlauf einen deutlich mäandrierenden Verlauf. Zudem wurden Kies und Steine als strukturgebende Elemente eingebracht und die Durchgängigkeit hergestellt (Abbildung 8).

Vor Maßnahmenumsetzung konnten in der untersten Strecke keine Fische nachgewiesen werden, in den beiden oberen Strecken wurde u. a. das Bachneunauge (Art des Anhangs II der FFH RL) erfasst. Infolge der strukturellen Verbesserungen und der Herstellung der Durchgängigkeit wurden beim Monitoring der Fische und Rundmäuler drei Jahre nach Maßnahmenumsetzung (2016) in allen drei untersuchten Abschnitten Fische nachgewiesen.

Neben Aal und Bachneunauge wurden Nachweise weiterer bachtypischer Arten (Bachforelle, Dreistachliger Stichling und Bachschmerle) erbracht. Die Individuendichte sowohl

gut genug entwickelt hat, resultiert vermutlich aus den dort vorhandenen zu geringen Fließgeschwindigkeiten und den damit einhergehenden Schlammablagerungen, die den eingebrachten Kies überdecken. Daher wird als Optimierungsmaßnahme vorgeschlagen, den Abfluss, der bislang noch zwischen altem und neuem Lauf aufgeteilt wird, zugunsten des neuen Gerinnes zu erhöhen, damit die wertvollen Kiessubstrate von Feinsedimenten freigespült und generell eigendynamische Prozesse verstärkt werden. Darüber hinaus könnte eine Profileinengung durch zusätzlichen Kies und weiteres Totholz, evtl. auch in Form von Strömungslenkern, die Strömungsgeschwindigkeiten punktuell erhöhen.

Insgesamt ist festzustellen, dass sich der revitalisierte Bereich der Schunter sehr positiv entwickelt. Angrenzende Gewässerabschnitte werden voraussichtlich von der ökologischen Strahlwirkung profitieren. Hierbei wäre eine weitere Reduzierung der Unterhaltungsintensität förderlich.

vor als auch nach Umsetzung der Maßnahmen ist mit etwa 16 Fischen pro 100 m Bachlauf jedoch als sehr gering einzuschätzen. Bei einer Wiederholungsbefischung 2019 waren die Fischartengemeinschaften in allen Teilstrecken allerdings deutlich verarmt und wurden mit „schlecht“ bewertet: Strömungsliebende und charakteristische Arten fehlten gänzlich. Stattdessen konnte auf allen drei Teilstrecken der gebietsfremde Giebel (hier vermutlich als Teichflüchtling) nachgewiesen werden, der auf der Strecke unterhalb des Teiches deutlich dominierte. Als weitere Arten wurden 2019 vereinzelt Aal und Dreistachliger Stichling nachgewiesen. Die aktuell negative Entwicklung der Artengemeinschaft wird vor allem auf die witterungsbedingt geringen Abflüsse bis hin zum vollständigen Trockenfallen des Oberlaufs der Twillbeeke (oberhalb des Teiches) zurückgeführt. Hinzu kommt der Zufluss von warmem und sauerstoffarmem Teichwasser, der v. a. in den Phasen mit geringer Wasserführung einen Großteil des Abflusses ausmacht.



Abbildung 8: Situation an der Twillbeeke im Jahr 2014, ein Jahr nach Umsetzung der Maßnahmen bei ausreichender Wasserführung.

(Fotos: Finch / NLWKN-Betriebsstelle Aurich)

Beim Makrozoobenthos stellt sich die Lage je nach Maßnahmenabschnitt beim Monitoring drei bzw. vier Jahre nach Maßnahmenumsetzung etwas differenzierter dar: Während im Bereich der Verlegung des Bachlaufes eine Verbesserung der Bewertung von „mäßig“ zu „gut“ verzeichnet werden konnte und es zu einer Zunahme der Gesamtartenzahl sowie der Anzahl von Arten mit speziellen Habitatsprüchen kam (u. a. Köcherfliege *Agapetus fuscipes*), wurde im Bereich, in dem lediglich Strukturelemente zur Herstellung eines mäandrierenden Verlaufs eingebaut wurden, tendenziell eine Verschlechterung der Bewertung ermittelt. Es kam dort zu einer Zunahme opportunistischer Arten bei weiterhin niedrigem Anteil spezialisierter Arten, was vermutlich auf die noch zu geringe Struktur- und Habitatvielfalt mit nur wenigen Wasserpflanzen und Hartsubstraten zurückzuführen ist. 2019 wurde in beiden Abschnitten eine „mäßige“ Bewertung ermittelt, wobei aber durchaus typspezifische und wertgebende Arten (u. a. Große Eintagsfliege *Ephemera danica*, Bach-Flohkrebs *Gammarus fossarum* und die Köcherfliege *Chaetopteryx villosa*) beobachtet werden konnten. Wie schon bei den Ergebnissen zur Fischfauna dargestellt, dürften auch beim Makrozoobenthos Witterungseinflüsse bzw. zu geringe Abflüsse (s. o.) und das dann domi-

3.6 Hache

An der Hache (teilweise sehr strukturreiches Nebengewässer der Ochtum bei Syke/Weyhe) wurden als strukturverbessernde Maßnahme bis 2016 mehrere Kiesbuhnen als Strömunglenker eingebaut. Beim Monitoring der Fische und Rundmäuler wurde bereits im ersten Jahr nach Fertigstellung eine artenreichere und für das Gewässer charakteristischere Artengemeinschaft festgestellt. So hatten sich vereinzelt z. B. der strömungsliebende Hasel und Neunaugenquerder wieder angesiedelt. Die Individuendichte war aber insgesamt noch gering. Bei der Wiederholungsbefischung 2019 wurden auf der gesamten Maßnahmenstrecke nur vereinzelt Fische aus drei Arten gefangen. Unter- und oberhalb gelegene Abschnitte wiesen im gleichen Zeitraum eine höhere Individuendichte auf und es wurden 16 bzw. 12 für das Gewässer charakteristische Arten nachgewiesen; das Wiederbesiedlungspotenzial ist somit als relativ hoch einzustufen.

Die Wirbellosengemeinschaft zeigte beim Monitoring im Jahr nach Maßnahmenumsetzung mit deutlichen Verbesserungen der Bewertungen (von „unbefriedigend“ auf „gut“) Erfolge der Maßnahmen an, die auf die Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten sowie der strukturellen Vielfalt zurückgeführt werden können. Sie waren durch einen Rückgang der Besiedlung mit belastungstoleranten Arten (z. B. von Schlammröhrenwürmern – Tubificiden) und eine Zunahme der Artenzahlen und Abundanzen anspruchsvollerer Arten, bezogen auf die Gewässermorphologie und den saprobiellen Zustand, gekennzeichnet (z. B. Auftreten des Bach-

nierende Teichwasser in schlechter Qualität hierfür ursächlich sein. Darauf deutet vor allem die als störungstolerant einzustufende Artengemeinschaft der Beprobungen im Herbst 2019 hin. Die verringerten Abflüsse wirken sich nicht nur direkt auf den Wasserhaushalt, sondern auch indirekt auf die Habitatstruktur im Gewässer aus.

Bei zunehmender Beschattung des neu geschaffenen und remändrierten Bachlaufes durch aufkommende Gehölze sowie einer eigendynamischen Entwicklung und damit einhergehender Zunahme der Strukturvielfalt dieser Bachabschnitte wird erwartet, dass sich die Zönose grundsätzlich positiv weiterentwickeln kann. Vor dem Hintergrund der voraussichtlich auch zukünftig verringerten Abflüsse wäre zu prüfen, ob das angelegte Gewässer beispielsweise durch das Einbringen von Totholz bei der Ausbildung eines naturnahen Niedrigwasserprofils unterstützt werden kann, um eine möglichst kontinuierliche Wasserführung zu gewährleisten und ein Trockenfallen zu verhindern. Um die potenziell negativen Auswirkungen des Teiches (stärkere Erwärmung des Wassers und geringe Sauerstoffkonzentrationen) auf die unterhalb liegenden Bachlebensräume möglichst auszuschließen, wird auch eine Entkopplung der Twillbeeke vom Teich als sinnvoll erachtet.

Flohkrebses *Gammarus fossarum* und der Eintagsfliege *Hep- tagenia sulphurea*). Außerdem wurden typische Hartsubstratbesiedler erstmals im Maßnahmenabschnitt nachgewiesen. Drei Jahre nach Maßnahmenumsetzung (2019) war ein leichter Rückgang der Makrozoobenthos-Bewertung auf „mäßig“ (mit deutlicher Tendenz zu „gut“) zu beobachten, da hier weniger anspruchsvolle Arten dominierten. Außerdem traten Arten langsam fließender Gewässer in größerer Zahl auf, daher könnte dies – wie in der Twillbeeke – in den verringerten Gesamtabflüssen der Jahre 2018 & 2019 begründet sein.

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die umgesetzten Maßnahmen mittel- bis langfristig zu einer Diversifizierung lokaler Strömungsmuster und damit zu einer höheren Habitatvielfalt beitragen. Dabei sollte ergänzend nach entsprechender Untersuchung die Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen in Erwägung gezogen werden, um eine weitergehende Verbesserung des Zustands der Qualitätskomponenten und somit die Erreichung des guten ökologischen Zustands zu gewährleisten. Die inzwischen angepasste, im Vergleich zu früheren Jahrzehnten deutlich reduzierte Unterhaltungsintensität vieler Gewässerstrecken und die erreichte ökologische Durchgängigkeit unterstützen die positiven Wirkungen der Maßnahmen weitläufig im Gewässersängsverlauf (für weiterführende Informationen zu den Maßnahmen an der Hache vgl. Stoewer & Kranefoed 2019).

3.7 Delme

Die Delme, ein ausgewiesenes Laich- und Aufwuchsgewässer für Fische und mit einem sehr hohen Besiedlungspotenzial des Makrozoobenthos, hat eine sehr hohe Maßnahmenpriorität (1). In den Jahren 2013/2014 fanden im Oberlauf strukturverbessernde Maßnahmen (Laufverlängerung und Kieseinbau; Errichtung eines Sandfanges) statt (Abbildung 9). Vor (2011, 2013) und nach (2015, 2018/2019) Maßnahmenumsetzung erfolgte jeweils ein biologisches und hydromorphologisches Monitoring. Es zeigte sich, ausgehend von einem stark begradigten und eingetieften Lauf mit starkem Sandtrieb und Trapezprofil weitgehend ohne Ufergehölze, nach Maßnahmenumsetzung eine leicht verbesserte Strukturgröße (Monitoring 2015). So hatten sich zwei Jahre nach Umsetzung erste Prall- und Gleithangstrukturen ausgebildet. Es wurde aber auch deutlich, dass das neue Gerinne noch zu breit angelegt worden war, um eine stärkere eigendynamische Entwicklung entstehen zu lassen. Die festgestellten Defizite in der Gewässerstruktur konnten z. B. durch Nacharbeiten von Kiesbänken und Strömungslenkern sowie Einbringen von Totholz weiter reduziert werden.

Vor Maßnahmenumsetzung erfolgte die Einstufung des Makrozoobenthos im Maßnahmenabschnitt in die Kategorien „schlecht“ oder „unbefriedigend“. Während des Maßnahmenmonitorings 2019 wurden in den umgestalteten Abschnitten „mäßige“ bis „unbefriedigende“ Bewertungen des Makrozoobenthos erzielt. Dabei blieb die Bewertung an zwei der fünf im Maßnahmenabschnitt liegenden Messstellen konstant bei „unbefriedigend“, während sich die anderen drei Messstellen um eine Kategorie verbesserten. Nach Maßnahmenumsetzung war das Makrozoobenthos zwar insgesamt durch belastungstolerante, aber auch weitgehend typgerechte Arten charakterisiert. Die erkennbaren Defizite (z. B. bei den Vorkommen von Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven, Saprobie insgesamt „mäßig“) deuten jedoch auf einen weiterhin bestehenden Mangel an Strömungs- und Habitatdiversität sowie eine organische Belastung des Gewässerabschnittes hin. Das Vorkommen der Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo* lässt sich für den Maßnahmenbereich als positive „Zeigerart“ einstufen.

Bei den Fischen trat im Maßnahmenbereich der anspruchsvollere und biotoptypische Hasel deutlich häufiger auf als in den drei Vergleichsstrecken ohne Maßnahmen. Vor allem in den Vertiefungen (*Pools*) innerhalb der *Riffle-Pool*-Struktur im oberen Abschnitt der Maßnahmenstrecke hielten sich die Hasel bevorzugt und in größerer Zahl auf. Die 2019 nachgewiesene Bachforelle wurde ebenfalls am häufigsten innerhalb der renaturierten Strecke nachgewiesen. Insgesamt war die Fischfauna im Maßnahmenbereich am individuellen- und artenreichsten und wurde hier mit „mäßig“, in den drei Referenzabschnitten hingegen lediglich mit „unbefriedigend“ bewertet.



Abbildung 9: Maßnahmen im Oberlauf der Delme im Jahr 2014 unmittelbar nach ihrer Umsetzung (obere zwei Aufnahmen) und im Jahr 2022 mit fortgeschrittener Sukzession (unten).

(Fotos: oben 2x: Finch / NLWKN-Betriebsstelle Aurich, unten: Sakka / NLWKN-Betriebsstelle Sulingen)

Es kommen nur wenige submerse Makrophyten in den Maßnahmenbereichen vor (Wasserstern *Callitriche* sp., Schmalblättrige Wasserpest *Elodea nuttallii*), so dass gesicherte Bewertungen dieser Komponente bisher nicht möglich sind.

Der weiterbestehende Mangel an Strömungs- und Habitatdiversität deutet an, dass die Entwicklung des Gewässers im Maßnahmenabschnitt auch mehrere Jahre nach erneuter Überarbeitung nicht abgeschlossen ist. Zusätzlich könnten auch geringe Abflüsse, die damit möglicherweise einhergehende Versandung/Verschlammung der neuen Kiesbänke bzw. Einträge aus Bereichen außerhalb des Maßnahmengebiets eine Rolle spielen. Zur genauen Bestimmung möglicher Ursachen sollte weiterhin ein Monitoring der Strukturgüte und der biologischen Qualitätskomponenten stattfinden.

3.8 Veerse

An der über weite Strecken ausgebauten Veerse (Nebengewässer der Wümme zwischen Rotenburg und Scheeßel) zeigen die Ergebnisse des Monitorings, ausgehend von einem noch vorhandenen hohen Besiedlungspotenzial v. a. beim Makrozoobenthos (u. a. mit der Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*, der Eintagsfliege *Heptagenia sulphurea*, den Steinfliegen *Isoptena serricornis*, *Isoperla grammatica*, der Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo* und der Köcherfliege *Goera pilosa*) im untersuchten Maßnahmenabschnitt einen klaren Trend zu einer Verbesserung der ökologischen Situation durch die Revitalisierungsmaßnahmen, die zwischen 2007 bis 2019 umgesetzt wurden (Abbildung 10). Bewertungen des Zustands des Makrozoobenthos fallen überwiegend „gut“ aus und damit besser als in den Jahren vor bzw. im Vergleich zu Strecken ohne Maßnahmen.



Da die Delme, ähnlich wie die Hache im gleichen Naturraum, noch über ein relativ hohes bis sehr hohes Besiedlungspotenzial der Fauna verfügt, ist davon auszugehen, dass sich die Biologie in den Maßnahmenbereichen weiterhin positiv entwickeln wird. Ergänzend zur Umgestaltung des Gewässers erfolgte auch eine Umstellung der Unterhaltung, wobei im Maßnahmenbereich nur noch eine „beobachtende“ Unterhaltung erfolgt, wodurch die insgesamt positive Entwicklung weiter unterstützt wird. Eine Ausweitung des Maßnahmenumfangs und der lediglich beobachtenden Unterhaltung, der Einbau von möglichst lokaltypischen glazialen Kiessubstraten in geeigneter Korngrößenverteilung und v. a. auch ein verstärkter Einbau von Totholz, das Anlegen von ökologisch wirksamen Ufergehölzen sowie die Reduzierung der starken Verockerung und der Treibsandsohle sind für die Delme weiterhin vordringlich.

Bei den Fischen sind die Bestände oberhalb des vorhandenen, für den Betrieb einer Wasserkraftanlage genutzten Mühlenstaus ausgesprochen artenarm. Die aufgrund des Querbauwerks fehlenden Wiederbesiedlungsmöglichkeiten kommen dort in „schlechten“ bis „unbefriedigenden“ Bewertungen zum Ausdruck. Unterhalb des Mühlenstaus sind mit Bachneunauge, Bachforelle, Groppe, Elritze und Schmerle noch typische Bacharten vorhanden, die in den revitalisierten Abschnitten oberhalb inzwischen geeignete Lebensräume finden würden. Die Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen oberhalb bleibt also durch das bestehende Wanderhindernis eingeschränkt.

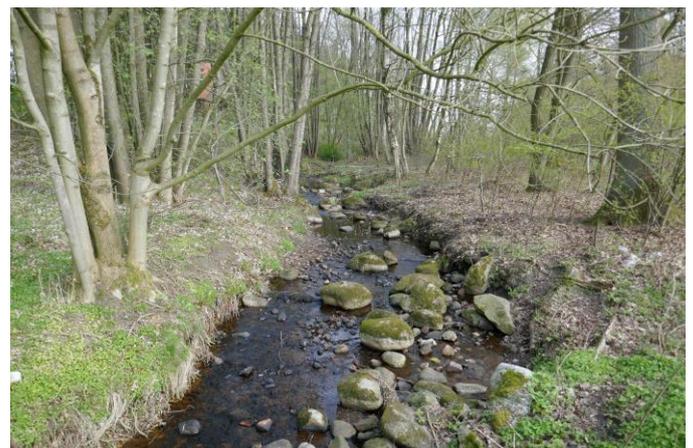


Abbildung 10: Veerse bei Zahresen, renaturierter Abschnitt im Jahr 2021 (links) und natürlicher Abschnitt der Veerse bei Steinbeck-Hasselhof (2020; rechts).

(Fotos: Brinkmann / Büro LIFE Verden)

Problematisch für die Erreichung eines guten Zustandes bleibt somit im Oberlauf der Veerse die fehlende ökologische Verbindung zwischen den bisherigen Maßnahmenbereichen

aufgrund der fehlenden Durchgängigkeit. Dies betrifft insbesondere die Fische, aber auch spezialisierte Arten des Makrozoobenthos. Mit dem Mühlenstau verbunden ist ein weitläufiger oberhalb gelegener Rückstaubereich sowie der

unterhalb gestörte Sedimenttransport mit Tiefenerosion und Sandeinträgen. Darüber hinaus bestehen besonders im Oberlauf sehr hohe Nährstoffbelastungen (u. a. diffus aus der Landwirtschaft) und Belastungen durch Sandeinträge bzw. Sanddrift an der Gewässersohle. Dadurch werden auch neu geschaffene feinkiesige Sohlenabschnitte beeinträchtigt. Ob dies auch eine Folge der in den Jahren 2018 und 2019 aufgrund von Dürresituationen verringerten Abflüsse ist, muss zukünftig untersucht werden. Möglicherweise verhindert zudem die nährstoffbedingt verringerte Wasserqualität ebenfalls die Ansiedlung weiterer anspruchsvoller Arten.

An einigen Abschnitten ist das eingebrachte Kiesmaterial suboptimal, da die naturraumtypischen Korngrößen des Grobsandes sowie feine und mittlere Kiese nicht in ausreichendem Anteil verwendet wurden. Das zwischen den Steinen vorhandene großporige Lückensystem setzt sich mit Schlamm zu (Kolmation), was zu Sauerstoffzehrung in der Sohle führt und eine Besiedlung deutlich einschränkt oder sogar verhindert. Um eine positive Wirksamkeit der Kieseinbringung zu erreichen, sollten daher in diesen Bereichen die fehlenden Korngrößen nachträglich eingebracht werden.

3.9 Wörpe



Abbildung 11: Wörpe bei Neuenbuelstedt (oben Blick stromauf, unten Blick stromab, links 2005, rechts 2017 bzw. 2018).

(Fotos 2005: Siebert / ehem. NLWKN-Betriebsstelle Verden; 2017/18: Brinkmann / Büro LIFE Verden)

Die Wörpe ist ein kiesgeprägter Tieflandbach mit einem relativ hohen Besiedlungspotenzial für das Makrozoobenthos. Im Unterlauf mündet die Wörpe dann als organisch geprägter Bach in die Wümme bei Bremen/Borgfeld. Nach zahlreichen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur, von denen einzelne bereits in den 1990er Jahren umgesetzt worden waren, wurden im Rahmen des 2018 durchgeführten biologischen Maßnahmenmonitorings verbesserte Bewertungen des ökologischen Potenzials festgestellt (Abbildung 11). Die Maßnahmen zur Sanierung der Gewässersohle umfassen mit 10 km etwa 50 % der Lauflänge des Wörpe-Oberlaufes. Damit ist diese Gewässerrevitalisierung

inzwischen auf einer größeren räumlichen Skala angekommen, als die übrigen im vorliegenden Beitrag aus Niedersachsen vorgestellten Maßnahmen.

Bei der Bewertung des Makrozoobenthos zeigt das Perloides Modul „Allgemeine Degradation“ in den Bereichen der Maßnahmenumsetzung eine Verbesserung von „unbefriedigend“ auf „gut“ (an vier Probestellen) bzw. auf „mäßig“ (an einer Probestelle). Anspruchsvollere Arten sind u. a. Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die Steinfliege *Nemoura avicularis*, mehrere Köcherfliegenarten (z. B. *Goera pilosa* und *Micropterna sequax*), der Hakenkäfer *Elmis aenea* sowie die

Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*. Auch unterhalb der Maßnahmenstrecken gab es Verbesserungen, die möglicherweise auf Eindrift von ökologisch anspruchsvolleren Arten aus den revitalisierten Abschnitten zurückzuführen sind.

Für die Fische deuten die Vorkommen von charakteristischen, ökologisch anspruchsvolleren Fließgewässerarten sowie die Hinweise auf einen sich selbst reproduzierenden Bachforellen-Bestand auf bereits eingetretene Verbesserungen hin. Zudem dürften die Fische von der verbesserten Durchgängigkeit im Längsverlauf der Wörpe profitieren.

3.10 Lohmühlenbach

Im Lohmühlenbach (kiesgeprägter Tieflandbach, der südlich von Wildeshausen in die Hunte mündet) wurden 2011 eisdynamische Entwicklungen mit diagonalen Grundschwellen aus Grobkies initiiert sowie einige Kiesbänke eingebaut. Der Bach gilt als natürlicher Wasserkörper gemäß WRRL mit relativ hohem Besiedlungspotenzial (u. a. Vorkommen der ökologisch anspruchsvolleren Köcherfliegenarten *Agapetus fuscipes*, *Lithax obscurus* und *Tinodes pallidulus*).

Die Maßnahmen wurden anhand eines ersten Monitorings 2013 als erfolgreich eingestuft. 2016 wurde geprüft, ob dieser Erfolg anhält. Die Maßnahmenstrecke hatte sich nach den Einbauten Ende April 2011 zunächst recht positiv entwickelt, versandete dann etwa ab 2015 aber wieder zunehmend. Denkbare Ursachen sind z. B. Sackungen an den Schwellen, eine Erhöhung des Sandtriebs oder eine (ggf. lokale und / oder temporäre) Reduktion des Feststofftransportvermögens. Auch wenn die eingebauten Strömunglenker aus Kies vereinzelt durch spezifische Arten besiedelt werden (z. B. die Köcherfliegen *Hydropsyche saxonica* und *L. obscurus*), so scheint doch der flächige Kiesanteil zu gering und die Gefahr der Übersandung aufgrund zu geringer Schleppspannungen im immer noch zu breiten Profil groß. Die Bewertungen des Makrozoobenthos sind überwiegend

Die Makrophyten und Diatomeen zeigen überwiegend „gute“ Potenzialbewertungen, u. a. mit Echter Brunnenkresse *Nasturtium officinale* und Alpen-Laichkraut *Potamogeton alpinus*. Hinsichtlich der weiteren Planungen wird empfohlen, die Maßnahmenumsetzung an der Wörpe v. a. unterhalb der bisherigen Maßnahmenstrecken in den bislang nicht revitalisierten Gewässerstrecken fortzusetzen und – wo diese noch fehlen – durch die Förderung standorttypischer Gehölzsäume aus Schwarzerlen weitere positive Entwicklungen inklusive einer Reduzierung der Sandfrachten anzustoßen (vgl. Kap. 4.3.2.5).

„mäßig“. Die Fische treten in der Maßnahmenstrecke relativ individuenarm auf; es ist aber auch bei den Fischen ein gewisses Besiedlungspotenzial vorhanden (Abbildung 12).

An der bislang revitalisierten Maßnahmenstrecke im Mündungsabschnitt sollten zunächst keine weiteren Maßnahmen erfolgen. Grundsätzlich sollte weiterhin auf Unterhaltungsmaßnahmen an der Sohle verzichtet werden. Es werden dringend Maßnahmen für die oberhalb anschließenden Strecken empfohlen, um die Versandung des Gewässers langfristig zu reduzieren. So kann auch erreicht werden, dass sich die bereits eingetretenen Versandungen unterhalb eisdynamisch wieder abbauen und sich die ursprünglich initiierte positive Entwicklung fortsetzen kann. Im Lohmühlenbach oberhalb der Maßnahmenstrecke sollte primär auf die Entwicklung von Strukturverbesserungen über geförderte eisdynamische Entwicklungen gesetzt werden. Es fehlen zudem Ufergehölze, so dass das Gewässer zum Teil weder beschattet wird, noch ein wirksamer Schutz vor Ufererosion vorhanden ist. Aufgrund des relativ hohen Besiedlungspotenzials hinsichtlich der wirbellosen Tiere, der Fische und auch der Wasserpflanzen ist bei weiterer Umsetzung von Maßnahmen eine Verbesserung von einem mäßigen auf einen guten ökologischen Zustand zu erwarten.



Abbildung 12: Bach- / Meerforelle (links) und Steinbeißer (rechts) aus dem Lohmühlenbach.

(Fotos: Brinkmann / Büro LIFE Verden)

3.11 Lethe

Als Kompensationsmaßnahme ist 2010/11 in der Lethe bei Nikolausdorf eine Laufverlängerung inklusive Sohlanhebung und Einbringung von Kiesbänken realisiert worden (Abbildung 13). Nach fünf Jahren Entwicklung dieser Strecke wurde 2016 ein maßnahmenbegleitendes Monitoring durchgeführt, in dem sowohl ober- und unterhalb als auch innerhalb der Maßnahmenstrecke Untersuchungen erfolgten. Die Lethe ist Teil des FFH-Gebiets Sager Meer, Ahlhorner Fischteiche und Lethe (EU 2815-331), sowie Laich- und Aufwuchsgewässer mit relativ hohem Besiedlungspotenzial.

Die aquatische Fauna ober- und unterhalb der Laufverlängerung ist artenarm. Lediglich Einzelfunde des Käfers *Orectochilus villosus* und der Köcherfliege *Polycentropus irroratus* repräsentieren typische Arten. Flohkrebse (Gammariden) treten zahlreich auf. Fische sind nur in geringer Individuenzahl anzutreffen. Das Bewertungsergebnis ist für beide Qualitätskomponenten in beiden Abschnitten „unbefriedigend“.



Abbildung 13: Lethe; obere Reihe: Makrophytenaspekte der Renaturierungsstrecke mit nur vereinzelt aufkommenden Ufergehölzen; untere Reihe: Absperrdamm zum begradigten Altlauf, dieser ist im Bild unten zu sehen (links) und diagonale Kiesschwelle mit fehlendem Überkorn (rechts) (2016).

(Fotos: obere Reihe: Kuhn / Büro Kuhn, Bremen; untere Reihe: Brinkmann / Büro LIFE Verden)

Auch im Maßnahmenabschnitt ist die aquatische Biozönose artenarm. Die Vorkommen einiger zusätzlicher, ökologisch anspruchsvollerer Köcherfliegenarten (u. a. *Beraeodes minutus*, *Rhyacophila nubila*, *Polycentropus irroratus*) belegen das Wiederbesiedlungspotenzial. Diese Arten wurden hier aber bisher nicht als bodenständig, d. h. dauerhaft beheimatet, eingestuft. Die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*), verschiedene stagnophile (d. h. stillwasserlie-

bende) Libellenarten und die Köcherfliege *Hydropsyche angustipennis* indizieren eine Potamalisierung (zu geringe Strömung und Strömungsvarianzen sowie Erwärmung; Angleichung an ökologische Verhältnisse wie sie für Gewässerunterläufe typisch wären). Das Bewertungsergebnis ist – auch bei den Fischen – für diesen Abschnitt ebenfalls „unbefriedigend“. Bei den Wasserpflanzen ergibt sich eine bessere Tendenz: die Maßnahmenstrecke befindet sich wegen der erheblich geringeren Deckung von Kamm-Laichkraut und

Wasserpest in einem besseren Zustand als die Strecken ober- und unterhalb. Wie in den Vorjahren und 2016 festgestellt wurde, kommen in der Lethe sowohl ober- als auch unterhalb Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) und Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) vor und es ist wahrscheinlich, dass sich beide Arten mittel- bis langfristig auch in der Maßnahmenstrecke ansiedeln werden.

Insgesamt ist die Versandung und Verschlammung der Sohle im Bereich der Laufverlängerung zu stark. Die eingebrachten

3.12 Brunau

Zwischen 2012 und 2017 erfolgten verschiedene Revitalisierungsmaßnahmen am Unterlauf der Brunau zwischen Brunausee und Borstel in der Kuhle (Heidekreis bei Bispingen). In diesem Zeitraum wurden Strömungslenker und Sohlriegel zur Sohlhebung eingebracht und das Gewässerprofil stellenweise aufgeweitet, um eine naturnahe Gewässerentwicklung zu initiieren (Abbildung 14). Partiiell wurden der Lauf der Brunau verlegt, Kies und Totholz eingebaut und Entwässerungsgräben verschlossen. Ein Randstreifen von 5 m Breite wurde im gesamten Planungsabschnitt als Gewässerentwicklungsraum gesichert und eine Brücke zurückgebaut.

Das Makrozoobenthos wurde im Jahr 2011 vor Maßnahmenbeginn innerhalb der Maßnahmenstrecken jeweils einmal im Frühjahr, Sommer und Herbst erhoben. Oberhalb liegt der Brunausee, sodass eine Probenahme oberhalb der Maßnahme aufgrund der fehlenden Durchgängigkeit bzw. des weitläufigen Rückstaus nicht sinnvoll ist.

Insgesamt fiel die Bewertung für das Perloides-Modul „Allgemeine Degradation“ „unbefriedigend“ bis „schlecht“ aus. Es konnten 60 Taxa nachgewiesen werden, dabei wurde vor allem das Vorkommen bestimmter Köcherfliegenarten (u. a. *Rhyacophila* sp.) positiv eingestuft. Jedoch zeigte die Brunau insgesamt starke Defizite bei den Eintags-, Stein- und Köcherfliegentaxa.



Abbildung 14: Winterliche Situation in den renaturierten Abschnitten der Brunau nach Maßnahmenbeginn, bei Borstel (links) und am *Snow-Dome* in Bispingen (rechts) (2013).

Kiesdepots wirken zu stark stauend und begünstigen diese Entwicklung. Der eingebrachte Kies ist für die im Maßnahmenbereich anzutreffenden glazialen Ablagerungen der Geest standortfremd und zu rundformatig, so dass sich ein stabiles Sohlgefüge kaum ausbilden kann. Aufkommende Ufergehölze, die auch zur Uferstabilisierung erforderlich wären, werden durch Nutzvieh/Schafe verbissen. Es fehlt Totholz, welches Strömungen variiert und zur Profileinengung dienen könnte (Wurzelstubben o. ä.).

Zwei Jahre nach Umsetzung der ersten Maßnahmen konnten 129 Taxa und somit eine deutlich artenreichere Fauna nachgewiesen werden. Wurden 2011 nur zwei Rote-Liste (RL)-Arten festgestellt, so waren es 2013 bereits 15 RL-Arten. Darunter waren auch stark gefährdete Arten wie die Große Erbsenmuschel (*Pisidium amnicum*), die Gekielte Tellerschnecke *Planorbis carinatus* sowie der rheotypische Schwimmkäfer *Deronectes latus*. So blieb zwar die Bewertung unterhalb der A7 bzw. des Brunausees gleich (unbefriedigend), jedoch verbesserte sich die Biozönose im Maßnahmenbereich (Messstelle 1: mäßig, zuvor unbefriedigend; Messstelle 2: unbefriedigend, zuvor schlecht).

In den Folgejahren wurde die Brunau nur noch an der Messstelle 1 beprobt. Zwei Jahre nach Abschluss der Maßnahmenumsetzung (2019) wurden hier durchweg positive Auswirkungen auf die Gewässerfauna festgestellt. Sowohl die Abundanz der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen als auch die Diversität der Köcherfliegenarten war in einem sehr guten Zustand.

Trotz der Maßnahmen scheinen Nährstoffeinträge und die Versandung der Gewässersohle weiterhin ein Problem darzustellen. Zudem wurde schon im Jahr 2013 vermutet, dass Einträge aus dem Brunausee zu den negativen Bewertungen der Messstellen 2 und 3 beitragen (u. a. verändertes Temperaturregime, verdriftetes Phytoplankton).



(Fotos: Haesloop / Gewässerökologisches Büro Bremen)

3.13 Harlinger Bach

Die Maßnahmen am Harlinger Bach (kiesgeprägtes Nebengewässer der Jeetzel bei Hitzacker, Landkreis Lüchow-Danzenberg) wurden 2014 abgeschlossen. Durch den Einbau von Kies sollte die Gewässersohle aufgewertet werden. Strömungslenker sollten die Eigendynamik des Gewässers fördern (Abbildung 15).

Vor der Maßnahme war der Harlinger Bach massiv versandet. Im Maßnahmenbereich wies er einen überwiegend geradlinigen Verlauf auf. Trotz der genannten Defizite konnte bereits vor der Maßnahmenumsetzung im Jahr 2013 an einer vergleichsweise naturnahen Messstelle in einem Waldbereich eine höhere Anzahl an rheotypischen, gefährdeten Arten, u.a. mit den Köcherfliegen *Lithax obscurus* und *Beraea pullata* sowie dem Käfer *Hydraena riparia*, nachgewiesen werden. Vor allem der höhere Totholz- sowie der steinig-kiesige Sohlsubstratanteil wirkten sich positiv auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaft aus im Vergleich zu den beiden Messstellen oberhalb und unterhalb des Waldabschnitts, die solche Strukturen nur in geringem Umfang aufwiesen.

Nach Maßnahmenumsetzung wurden 2015 im Harlinger Bach 125 Taxa nachgewiesen. Die Verteilung der Arten veränderte sich. Auch rheotypische, gefährdete Arten wie die Köcherfliegen *Adicella reducta*, *Agapetus fuscipes* und *Hydropsyche saxonica* kamen nun vor.

Insgesamt wurde jedoch anhand der Makrozoobenthosbesiedlung eine Verschlechterung des Zustands festgestellt. Wurden die drei beprobten Abschnitte 2013 noch mit „mäßig“ und zweimal „gut“ bewertet, so erfolgte bei den gut bewerteten Messstellen eine Abstufung auf unbefriedigend bzw. mäßig im Jahr 2015. Dies ist vermutlich auf eine Veränderung des Sohlsubstrates zurückzuführen. Im Vergleich zu den 2013 hier noch vorhandenen höheren Anteilen kiesig-steiniger Sohlsubstrate, waren diese im Jahr 2015 stark zurückgegangen. Dies spiegelt sich auch im Rückgang anspruchsvoller Bacharten wie *L. obscurus* wider. Zwar könnte Kieseinbau dieser Entwicklung entgegenwirken, jedoch wäre die Reduktion der Sandeinträge ins Gewässer mit einer möglichst langanhaltenden Wirkung zielführender.



Abbildung 15: Harlinger Bach bei Tollendorf ohne (2013, oben links) und mit eingebrachten Hartsubstraten (2015, oben rechts) sowie zwischen Tollendorf und Pussade ohne (2013, unten links) und mit eingebauten Strömungslenkern aus Totholz (2015, unten rechts).

(Fotos: Haesloop / Gewässerökologisches Büro Bremen)

4 Diskussion

Durch die biologischen Erfolgskontrollen der Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen mit teilweise ergänzenden Untersuchungen der Gewässerstruktur haben sich wichtige Hinweise zu den Eigenschaften erfolgsversprechender Maßnahmen sowie zur Optimierung umgesetzter Maßnahmen und die zukünftig erfolgreichere Planung neuer Maßnahmen ergeben. Einige der erkannten Defizite und formulierten Empfehlungen für Nachsteuerungen konnten bereits umgesetzt und die Maßnahmen somit häufig kurzfristig optimiert werden, andere Nacharbeiten stehen noch aus. Die Ergebnisse

des Maßnahmenmonitorings führen also grundsätzlich zu einer Erhöhung der Effektivität bei der Umsetzung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen und damit auch zu einer zügigeren Erreichung der Umweltziele der WRRL. Nachstehend werden die wichtigsten daraus abgeleiteten allgemeinen Erfahrungen sowie Erkenntnisse hinsichtlich des Optimierungspotenzials beim Maßnahmenmonitoring und bei der Planung und Umsetzung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen dargestellt.

4.1 Positive Nebeneffekte des maßnahmenbegleitenden Monitorings

Durch die maßnahmenbegleitenden Untersuchungen entwickelte sich bei fast allen Projekten eine enge Zusammenarbeit vor Ort. Der Erkenntnisgewinn durch das Monitoring wurde an die Beteiligten weitergegeben, diskutiert und Maßnahmen wurden nachgearbeitet. Die Befassung mit den Maßnahmen und den biologischen Ergebnissen führt zur Anerkennung und Wertschätzung der Arbeit der Organisationen, die an der Umsetzung beteiligt sind. Es entsteht ein verbessertes Verständnis der gewässerökologischen Zusammenhänge bei den Beteiligten, was wiederum weiteres Engagement und Identifikation mit den Zielen der WRRL fördert.

Das Maßnahmenmonitoring führt auf diese Weise zu einer Intensivierung der nach WRRL geforderten Öffentlichkeitsarbeit. Das Interesse vor Ort hielt auch nach Umsetzung der Maßnahmen weiter an. Viel besser und nachhaltiger als an konkreten Vorhaben und Fakten, lassen sich die Umsetzungsprozesse und Umweltziele der WRRL nicht vermitteln.

4.2 Hinweise zur Optimierung des maßnahmenbegleitenden Monitorings

- Ein Monitoring sollte nicht zu zeitnah nach Maßnahmenumsetzung begonnen werden. Der frühestmögliche Zeitraum beginnt etwa ab drei Jahren nach der eigentlichen Maßnahmenumsetzung. Bis dahin ist ein wesentlicher Teil des morphologischen Nachlaufs abgeschlossen. Auch sind unbedingt Wiederholungsuntersuchungen (z. B. nach sechs bis neun Jahren) und erneut später (z. B. nach 12 bis 15 Jahren) anzustreben, um ökologische Langzeiteffekte und die natürliche Sukzession zu dokumentieren sowie ggf. Nachsteuerungsmaßnahmen veranlassen zu können (Sinclair et al. 2023).

- Neben einer ausschließlichen Auswertung von Bewertungsergebnissen sind sich zwischen verschiedenen Zeiträumen (Vorher-Nachher, Sukzession der Maßnahme) ergebende Unterschiede (Artenzusammensetzung, Bewertungen) fach(gutachter)lich gegenüberzustellen und zu interpretieren (vgl. NLWKN 2012). Dies gilt insbesondere bei ausbleibenden Erfolgen, welche sich u. U. auch nur bewertungsverfahrensbedingt nicht zeigen. Zum Beispiel kann sich bei vorher künstlich rhithralisierten (untypisch stark strömenden) Gewässerstrecken eine Laufverlängerung durch die Gefällereduktion in verschlechterten Perlodes-Bewertungsergebnissen auswirken, da dieses Bewertungsverfahren rhithrale Indikatoren überbewertet. Autökologische Kenntnisse zu neu auftretenden oder in ihren Beständen sich ver-

ändernden Arten sind daher neben den eigentlichen Bewertungsergebnissen sehr wichtig. Dabei sind auch absolute Werte (z. B. Abundanzen, Gesamtartenzahl, Rote Liste-Arten, BBM-Auswertungen) zu betrachten und nicht nur relative (prozentuale) Metrics, wie sie die meisten Bewertungsverfahren (z. B. Perlodes, fiBS) ausgeben. Darauf aufbauend sind (falls erforderlich) konkrete Optimierungsoptionen abzuleiten.

- Renaturierungen von Fließgewässern haben eine Rückführung in den ursprünglichen unverbauten Zustand zum Ziel. Revitalisierungen sind im Vergleich weniger umfassend, es werden zumeist nur einzelne Funktionen eines natürlichen Fließgewässers wiederhergestellt. Ziele von Gewässerrenaturierungen bzw. -revitalisierungen sind inzwischen hinlänglich festgelegt und lassen sich erforderlichenfalls für den Einzelfall weiter spezifizieren (u. a. LAWA 2020, UBA 2021): Im Allgemeinen ist es der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial mindestens im Maßnahmenbereich und mindestens für einzelne Qualitätskomponenten. Artenzusammensetzungen, die nicht den Wiederherstellungszielen entsprechen, können z. B. anhand der typspezifischen Referenzzustände erkannt werden (vgl. u. a. Anhang 1 in UBA 2014). Darüber hinaus kann es auch weitere Maßnahmen(teil)ziele sowie Randbedingungen geben, die in die Beurteilung einbezogen werden sollten (s. LAWA 2020).

Auch wenn derzeit noch keine standardisierte bzw. allgemein anerkannte Methodik zur Durchführung von Erfolgskontrollen vorliegt (u. a. vgl. UBA 2014, LAWA 2020), ist es wichtig, dass die Untersuchungen explizit auf die zu monitorierenden Maßnahmen ausgelegt werden. Sie müssen entsprechende Aussagen zur Effektivität und Wirkung der Maßnahmen, die aus den Erfassungsergebnissen der jeweils untersuchten Qualitätskomponenten abgeleitet werden, ermöglichen. Erforderlich ist auch eine direkte textliche und tabellarische Gegenüberstellung der Erfassungsergebnisse aus den einzelnen Untersuchungsjahren von wiederholtem Monitoring vor und nach Maßnahmenumsetzung (Stichwort: *BACI-Design*) sowie der Strecken und Messstellen. Vergleichende Auswertungen einzelner Metrics (z. B. Perloides: Saprobienindex, Rheoindex usw.) können hier wichtige Ergebnisse liefern (vgl. z. B. LAWA 2020). Auch Hinweise auf einzelne hinzugekommene, sich ausbreitende oder nicht mehr nachweisbare Arten und ihre autökologischen Ansprüche können von weitergehendem Interesse sein. Auswertungen hinsichtlich der Vorkommen typspezifischer „Leitarten“ bzw. „*flagship-species*“, wie sie aus der Naturschutzplanung bekannt sind, sind auch in der Gewässerökologie vielversprechend

und liefern Hinweise auf die Erreichung von Zielen des Arten- und Naturschutzes (UBA 2021).

- Zukünftig sollten neben einer Erfassung der relevanten biologischen Qualitätskomponenten unbedingt auch strukturelle Erfassungen in den Maßnahmenbereichen inklusive ihrer Aue erfolgen, um die Strukturänderungen bzw. -verbesserungen belastbar erfassen und bewerten zu können (vgl. Tabelle 2). Durch solche ergänzenden Methoden können Erfolge bzw. Teilerfolge besser sichtbar gemacht werden (vgl. DWA 2020), auch wenn sie sich noch nicht in einer Änderung der Lebensgemeinschaften niedergeschlagen haben. Kenntnisse zu Veränderungen der Gewässerstruktur ermöglichen außerdem weitergehende Interpretationen der Ergebnisse zu den einzelnen Qualitätskomponenten und Vorschläge für eine Maßnahmenoptimierung. Verfahren zur Erfolgskontrolle, die morphologische Aspekte berücksichtigen, hat die LAWA (2020) vorgelegt bzw. sind im Ansatz in UBA (2014) enthalten. Die Auen großer Flüsse und Ströme werden inklusive ihrer amphibischen und terrestrischen Biotope durch das Bundesamt für Naturschutz bewertet (Januschke et al. 2018, 2023, Günther-Diringer et al. 2021).

Tabelle 2: Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten (aus NLWKN 2012, hier mit Ergänzungen der unterstützenden Komponenten Gewässerstruktur, Wasserhaushalt & Nährstoffbelastungen (*kursiv*), ACP = allgemeine chemisch-physikalische Parameter).

Stressor	Biologie & unterstützende Komponente	Bemerkung
Gewässerstruktur	Makrozoobenthos Fische Makrophyten <i>Gewässerstruktur</i> ¹	obligatorisch häufig obligatorisch optional obligatorisch
Durchgängigkeit	Fische Makrozoobenthos	obligatorisch optional
Wasserhaushalt	Makrozoobenthos Fische <i>Wasserhaushalt</i> ²	obligatorisch optional (obligatorisch)
Geschiebehauhalt	Makrozoobenthos Fische <i>Gewässerstruktur</i> ¹	obligatorisch optional obligatorisch
Gewässerunterhaltung	Makrophyten und Makrozoobenthos Fische, Phytobenthos <i>Gewässerstruktur</i> ¹	obligatorisch optional obligatorisch
Verockerung	Makrozoobenthos <i>ACP / Chemie</i>	obligatorisch obligatorisch
Nährstoffbelastungen	Diatomeen <i>ACP / Chemie</i>	obligatorisch obligatorisch

¹ z. B. ggf. nach LAWA (2020), nach NLWKN (i. V.) oder nach NLÖ (2001)

² Methodik noch unklar, ggf. nach LAWA (2017)

4.3 Hinweise zur Optimierung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen

Der Untersuchungszeitraum des landesweiten Maßnahmenmonitorings ab 2013 umfasste bislang – je nach Einzelmaßnahmen – bis zu zehn Jahre. Eine (graduelle) positive Entwicklung unmittelbar nach Maßnahmenumsetzung kann (mit Ausnahme des Harlinger Bachs) bei den hier dargestellten Projekten dokumentiert werden. Diese Entwicklung muss aber bei einzelnen Projekten durch Umsetzung weiterer Maßnahmen zukünftig manifestiert werden. Hier sind insbesondere großräumig wirkende Maßnahmen auf Ebene der Wasserkörpereinzugsgebiete, die an der weitläufigen Belastung der Gewässer mit Nährstoffen und ggf. auch mit chemischen Schadstoffen ansetzen, zu nennen (vgl. Brettschneider et al. 2023). Auch Maßnahmen zur Verbesserung des Sedimenthaushaltes der Gewässer und gegen den Eintrag von Sand und Feinsedimenten sowie gegen Verockerung (Eisenbelastung) erfordern zumeist einen großräumigen Ansatz.

Das Monitoring zeigt auch, dass in der relativ kurzen Zeit noch nicht erwartet werden kann, dass in den entsprechenden Maßnahmenstrecken, oder gar den Gewässern im Ganzen, sofort umfassende Erfolge zu verzeichnen sind (vgl. Sinclair et al. 2023). So bedarf es in einigen Regionen Niedersachsens mit einem mäßigen oder geringen Wiederbesiedlungspotenzial u. U. relativ langer Zeiträume, bis die spezifischen, anspruchsvollen und wertgebenden Arten die Maßnahmenbereiche erreichen und tatsächlich eine Verbesserung des ökologischen Zustands beobachtet werden kann (vgl. auch UBA 2014). Seidel et al. (2021) konnten zeigen, dass selbst bei einem regional gut ausgebildeten Wiederbesiedlungspotenzial wenig ausbreitungsstarke Arten (u. a. verschiedene Steinfliegenarten) fünf bis zehn Jahre benötigen können, bis sie nachweisbare Populationsstärken aufgebaut haben, während ausbreitungsstarke Arten (wie z. B.

bestimmte Libellenarten) Renaturierungsstrecken schnell besiedeln können.

Trockenjahre wie 2018 und 2019 belasten zudem die Fließgewässer und hemmen ihre Wiederbesiedlung. Durch die verringerten Abflüsse kommt es zu einer verminderten Schleppkraft, so dass sich Sand und Schlamm ablagern, was besonders bei wertvollen (neu geschaffenen) Sohlstrukturen hochgradig problematisch ist (vgl. u. a. Altmüller & Dettmer 1996, 2006). Auch fehlt es bei verminderten Abflüssen an Verdünnung, so dass eine höhere stoffliche Belastung aus diffusen und besonders aus Punktquellen (z. B. Kläranlagen) die Folge ist. Grundsätzlich ist es wichtig, neben der rein morphologischen Belastung auch stoffliche Belastungen in ausreichendem Umfang bei der Gewässersanierung zu berücksichtigen (Brettschneider et al. 2023).

Auf Basis des bislang durchgeführten biologischen Maßnahmenmonitorings konnten konkrete Hinweise zur Optimierung der Planung und Umsetzung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen abgeleitet werden, die nachfolgend dargestellt werden. Wie grundsätzlich bei vorgesehenen Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen sind in Niedersachsen auch bei einem erforderlichen Optimierungsbedarf von Maßnahmen die Leitfäden des NLWKN (2008, 2017) als Basis für Planung und Umsetzung heranzuziehen und anzuwenden. Es werden dort wichtige Hilfestellungen zur Umsetzung von Revitalisierungs- und Renaturierungsmaßnahmen in Form von konkreten Maßnahmensteckbriefen gegeben. Diese sollten von Maßnahmenträgern auch bei zukünftigen Maßnahmen berücksichtigt werden, um die Erfolgchancen hinsichtlich einer nachhaltigen naturnahen eigendynamischen Entwicklung und Wiederbesiedlung zu erhöhen.

4.3.1 Einzelmaßnahmen – lokale Ebene

4.3.1.1 Verbesserung der Sohlstruktur durch den Einbau von Festsubstraten

Verwendung von Kies

Kies gehört natürlicherweise sowohl in den kiesgeprägten Fließgewässern des niedersächsischen Tieflandes (LAWA-Typen 16 & 17) als auch in den sandgeprägten Tieflandbächen und -flüssen (Typen 14 & 15) zu den bedeutenden Strukturelementen der Gewässersohle. Lediglich die Mengen des dort natürlicherweise postglazial vorhandenen Kieses und insofern die Ausdehnung der Kiesbänke unterscheiden sich (vgl. u. a. Reusch 2008, Gerken 2006, Tent 2014, Seggelke 2017). Die Erfahrungen aus dem Maßnahmenmonitoring haben gezeigt, dass die Materialauswahl und die richtige „Dosierung“ bei der Einbringung von Kies essenziell sind und daher fachlich eng abgestimmt werden sollten (vgl. auch NLWKN 2017):

- Kies sollte naturraumtypisch sein:

Kies sollte möglichst von ortsnahen Quellen bezogen werden, um bei Revitalisierungsmaßnahmen mit Kieseinbau eine standorttypische Korngrößenverteilung zu erreichen und so eine naturnahe Besiedlung zu ermöglichen. Auch die sonstigen Kiescharakteristika (Form, Zusammensetzung, Chemismus) werden so regionstypisch in die Gewässer eingebracht. Eine naturraumtypische Korngrößensortierung ist bedeutend, da die mittleren und feinen Kies- und Sandfraktionen besonders wichtig für die ökologische Funktionsfähigkeit der Sohle sind. Eine alleinige Verwendung von Lesesteinen genügt diesen Ansprüchen nicht, sie können aber in gewaschener Form (ohne anhängendes Feinsediment), wie auch an-

dere größere Steine als „Überkorn“ beigemischt werden, sofern auch sie als naturraumtypisch gelten können (vgl. u. a. Veerse). Auch feinkörnige Kiesanteile sind gemäß naturraumtypischer Substratzusammensetzung zu verwenden. Das Überkorn stabilisiert die Kiesbetten auch bei höheren Abflüssen, die feinkörnigen Kiesanteile stellen zusätzliches Siedlungssubstrat und sind für ein ökologisch funktionsfähiges Kies-Lücken-System (Interstitial) unerlässlich (Abbildung 16). Ggf. können bereits eingebrachte, zu grobe Kiessubstrate zusätzlich mit einer dünnen Schicht feinkörnigeren Materials aufgewertet werden.



- Runder Flusskies ist nicht ausreichend lagestabil:
Weiterhin ist der häufig zur Anlage von Kiesbänken in Gewässern genutzte runde Flusskies nicht lagestabil, schon gar nicht, wenn nicht ausreichend großes Überkorn beigemischt wird. Auch ist solcher rundformatiger Kies in den Geestreichen Norddeutschlands außerhalb der großen Ströme (z. B. Weser) für die dortigen Bäche nicht typisch. Der in den Geestgebieten anstehende Kies ist eher kantig und von kleinerer Körnung, mit einem Anteil an größeren Steinen.



Abbildung 16: Zwei Beispiele für gelungene, naturnahe Kieseinbauten im Bereich der Südheide.

(Fotos: Zietz / NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg)

- Kies nicht zur übermäßigen Ufer- oder Sohlbefestigung nutzen:

Bei einzelnen Revitalisierungsmaßnahmen sind die angelegten Kiesbetten zu massiv, wirken wie Uferbefestigungen und daher künstlich / unnatürlich und sind somit biologisch weniger bis kaum wirksam. Eine durchgängige Festlegung des Bachverlaufs mit Steinen und Kies, wie es mancherorts erfolgt ist, ist ebenfalls zu vermeiden, um die eigendynamische Entwicklung nicht zu behindern.

Als Vorbild für eine erfolgreiche Revitalisierung und der Einbringung von Kies sollten die *Riffle-Pool-* (Furt-Kolk-) Strukturen natürlicher Gewässer herangezogen werden (vgl. NLWKN 2017).

Bei anderen Maßnahmen sind die eingebrachten Kiesinseln wiederum zu kleinräumig, so dass die Gefahr einer zügigen Übersandung besteht. Die einzubringende Kiesmenge bzw. die Größe einzelner Kiesbetten muss auf das jeweilige Gewässer bzw. den Naturraum abgestimmt werden.

Neben der Tiefen- kann zudem auch eine vergrößerte Breitenvarianz dazu beitragen, eine stärkere Differenzierung und Variabilität des Lebensraums mit höherer Strömungs- und Substratdiversität zu erreichen. Übergroße Aufweitungen der fließenden Rinne vor allem im Mittelwasserprofil sind aber wegen des nicht erwünschten Strömungsabfalls und einer damit einhergehenden Sedimentationszunahme zu vermeiden und stehen den Zielen von Fließgewässerrevitalisierungen entgegen.

Wichtig ist, aufgeweitete Profile durch das Einbringen von Strukturelementen wie Totholz und Strömungslenkern passend einzuengen und zu strukturieren. Dann kann sich Sand an strömungsberuhigten Stellen fest ablagern und wertvolle Sandbänke bilden, während in den durchströmten Bereichen der Sand weitertransportiert und der Kies freigespült wird. Auf diese Weise sollte es möglich sein, auf die Anlage unnatürlicher und unterhaltungsintensiver Sandfänge zu verzichten.

- *Riffle-Pool-*Abfolge beachten:

Gemäß der natürlichen *Riffle-Pool-*Abfolge ist Kies vorrangig in den *Riffle-*Strecken einzubauen. In den sandgeprägten Gewässern sollten zudem die (ggf. projektierten) Gleithänge von Kies freigehalten werden, da sich in solch strömungsberuhigten Bereichen natürlicherweise feineres Material ablagert und das Kieslückensystem mit Sand und Feinsedimenten zusetzt.

- Kiesdepots und Grundswellen sind vorsichtig zu verwenden:

Sind angelegte Kiesdepots zu massiv, können sie vom Gewässer nicht abgetragen werden und induzieren durch die somit angelegten stufenweisen Sohlerrhöhungen Rückstaubereiche, die zu einer Verschlammung und Versandung der jeweils stromauf gelegenen Abschnitte führen. Nur in deut-

lich tiefenerodierten Gewässern kann dieser Effekt in begrenztem Umfang, stets unter Beibehaltung eines Fließgeschehens, gewünscht sein. Auch bei der Anlage von Grund-

schwelen ist darauf zu achten, dass sie nicht zu dicht aufeinander folgen und dadurch zu übermäßigem Rückstau führen.

Einbau von Totholz

Häufig erfolgen bei Revitalisierungsmaßnahmen sämtliche Einbauten ausschließlich mit Kies. Der Einbau bzw. das Einbringen von Totholz wird oft vernachlässigt, obwohl dieses grundsätzlich ein wesentliches ortstypisches strukturgebendes Element darstellt und nachgewiesenermaßen große Potenziale für erfolgreiche Maßnahmen birgt (NLWKN 2017, Seidel & Nickel 2020). Natürliche Gewässer können ausgesprochen reich an Totholz sein: so kalkulieren z. B. Hering et al. (2000) für Fließgewässer im Tiefland Totholz mengen von 0,45 m³ pro 100m² und für Fließgewässer des Hügellands 0,38 m³ pro 100 m². Besonders in den mit mineralischen Hartsubstraten typischerweise geringer ausgestatteten Tieflandgewässern hat Totholz als natürliches Hartsubstrat eine große Bedeutung. Ähnlich wie Kies stellt Totholz ein wichtiges, aber andersartiges und insofern spezifisch besiedeltes Festsubstrat dar. So gibt es Makrozoobenthos-Arten (z. B. der Köcherfliegen-Gattung *Lype*), die sehr spezifisch bis obligat auf Totholz angewiesen sind. Darüber hinaus fungiert Totholz in Abhängigkeit von den räumlich gebildeten Strukturen als Unterstand für Fische verschiedener Altersstadien. Totholz trägt zur Strömunglenkung bei und fördert dadurch die Bildung ökologisch wertvoller Strukturen (Kolke, Laufverengungen etc.), die Strömungs- und Substratdiversifizierung sowie die eigendynamische Gewässerentwicklung (DWA 2020; Abbildung 17).

Aus dem Maßnahmenmonitoring konnten bezüglich des Einbringens von Totholz folgende Empfehlungen abgeleitet werden:

- Totholz in verschiedenen Variationen von Größe und Form verwenden:

Bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen sollte stets angestrebt werden, Totholz in verschiedenen Variationen von Größe und Form (Raubäume, Stämme, Stubben, Reisig) einzusetzen (vgl. z. B. Seidel 2017, Seidel & Nickel 2020). Dies gilt insbesondere für Fließgewässerabschnitte, die aus geologischer Sicht durch Torfböden fließen, ohne die darunterliegenden mineralischen Böden zu erreichen, da hier Kies natürlicherweise nicht vorkommt.

- Natürlichen Eintrag von Totholz simulieren:

Da Ufergehölze an den Maßnahmenstrecken zunächst oftmals fehlen, wird ein „natürlicher“ Eintrag von Totholz auf längere Zeit ausbleiben, weshalb dem Einbau insbesondere von Raubäumen eine wichtige Funktion zukommt. Sie können genauso wie Stubben/Wurzelsteller gezielt zur Ufersicherung eingesetzt werden. Raubäume und Wurzelstubben stellen im Vergleich zu Totholzbunnen aus Stammholz vielfältige dreidimensionale Strukturen dar, die u. a. Fischen Deckung und Schutz bieten. Wichtig ist es insbesondere hinsichtlich der zunehmenden Trockenperioden, sie möglichst tief in das Niedrigwasserprofil einzubauen, damit sie ihre Funktion über ein möglichst breites Abflussspektrum entfalten können



Abbildung 17: Totholz hat in Fließgewässern für zahlreiche Artengruppen wichtige Funktionen als Nahrungsquelle und (Teil-) Lebensraum. Es strukturiert die Gewässer sowohl direkt über seine mehrdimensionale Struktur als auch indirekt über die induzierten Variationen u. a. von Strömung und Sohls substrat.

(verändert nach Verdonschot und Verdonschot 2024; Foto: Wolff / NLWKN-Betriebsstelle Süd-Braunschweig)

4.3.1.2 Ufergestaltung und Linienführung

Erhalt von Gleit- und Prallhängen

Das Maßnahmenmonitoring hat gezeigt, dass Uferneigungen häufig zu sehr einheitlich gestaltet werden. So werden z. B. potenzielle (und bereits ausgebildete) Prallhanglagen teils abgeflacht und mit Kies gesichert. Potenzielle Gleithänge werden demgegenüber oft zu steil bzw. gar nicht profiliert und ebenfalls mit Kiesbänken versehen, welche sodann aufgrund der langsamen Strömung am Gleithang versanden oder verschlammen. Das Strömungsbild wird

Festlegung naturnaher Gewässerprofilbreiten

Da heutige Gewässerprofile in vielen Fällen durch Ausbau und Unterhaltung überdimensioniert sind, müssen sie bei Revitalisierungen möglichst naturnah und relativ gering dimensioniert an der unteren Grenze der hydraulischen Leistungsfähigkeit angelegt werden. Überdimensionierte Neuprofilierungen führen dazu, dass sich nicht die für die jeweiligen Fließgewässertypen charakteristischen Fließgeschwindigkeiten ausbilden können. Dies verhindert die Ausbildung naturnaher Strukturen als Grundlage für eine entsprechende Besiedlung mit standorttypischen Arten. Aufgrund der in den zu breiten Abschnitten ungenügenden Schleppspannung werden Kiesbänke und andere wertvolle Sohlstrukturen sodann mit Sand oder sogar Schlamm bedeckt und können ihre ökologischen Funktionen nicht übernehmen. Das

Laufverlängerungen

- Sicherstellung ausreichender Fließgeschwindigkeiten:

Aufgrund von Laufverlängerungen (mit Belassen des ehemaligen Flusslaufs als „Altarm“ bzw. Entlaster für den Hochwasserfall) und überbreiter Profile sind bei einzelnen Maßnahmen verringerte Fließgeschwindigkeiten zu verzeichnen. Dies ist eine Folge der oftmals bei der Zulassung allein auch für den neuen Lauf geforderten Hochwasserneutralität. Im Zusammenwirken mit dem Feinsedimenttransport im neu angelegten mäandrierenden Maßnahmenabschnitt führt dies zur Bildung von großflächigen Ablagerungen von Schlamm und Feinsedimenten, wenn der „Altarm“ bei erhöhten Abflüssen zu früh als Entlaster anspringt. Die Überlaufschwelle zum „Altarm“ sollten daher erst bei möglichst hohen Abflüssen aktiviert werden, d. h. frühestens bei HQ 1 oder höher, um im remäandrierten Teilstück einen ausreichenden Sedimenttransport zu gewährleisten. Entsprechendes gilt für den am besten von unterstrom erfolgenden Anschluss von Auengewässern oder die Anlage von Sekundärräuen. Auch Strömunglenker können durch die Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten zu einem verbesserten Geschiebetransport beitragen. Diese müssen dafür aber eine ausreichende Dimensionierung haben, um auch noch bei (leicht) erhöhten Abflüssen zu einer Auslenkung der Strömung beitragen zu können und so ihre positiven Wirkungen

dadurch vereinheitlicht. Im Rahmen von Revitalisierungsmaßnahmen sollten Prallhänge erhalten werden, da der Wechsel von Gleit- und Prallhängen zu einer größeren Strömungsdiversität führt und somit ein prägendes Element strukturreicher Fließgewässer ist, was wiederum eine naturnahe Besiedlung ermöglicht. Eine ideale Profilierung sollte eigendynamische Prozesse unterstützen, ohne zu einer erhöhten Erosion zu führen und auch Möglichkeiten bieten, erodiertes Material wieder abzulagern.

nachträgliche Einbringen von Totholz bzw. natürlicher, im Gewässer verbleibender Totholzeintrag kann in diesen Fällen u. U. Abhilfe schaffen. Zur näheren Erläuterung sei darauf hingewiesen, dass viele ausgebaute Gewässer durch Unterhaltung und Tiefenerosion zu tiefe Profile und Trapezprofile aufweisen. Natürlicherweise waren die Querprofile als Kastenprofile und sehr viel flacher und breiter ausgeprägt, wobei schon kleinere Hochwasser ausufernten. Grundsätzlich war die Breitenvarianz sehr viel größer als es heute häufig der Fall ist. Bei der Neugestaltung von Querprofilen sollten optimalerweise Darstellungen der typgemäßen Referenzzustände als Planungsgrundlage genutzt werden (vgl. UBA 2014).

zu entfalten und zur Freisetzung eigendynamischer Kräfte beizutragen.

- Verhinderung verstärkter Tiefenerosion:

Aufgrund des gestörten Geschiebetransports beim Wechsel zwischen ausgebauten und revitalisierten Abschnitten kann es in den revitalisierten Bereichen zu rückschreitender Erosion mit Sohlvertiefungen kommen. Wegen der in der Geest oft überwiegenden Sand- und / oder Lehmenteile sollten die erzeugten Gefälle daher nicht zu hoch ausfallen bzw. die neuen Läufe nicht zu eng angelegt werden, weil dies die Freisetzung großer Mengen von Geschiebematerial induziert. Eine durch Kies-Riffel strukturierte Sohle kann der Tiefenerosion entgegenwirken und ist wegen der oft bänderartigen Kieseinlagerungen in der Geest auch naturraumtypisch. Allerdings darf dabei keine zu große Stauwirkung erzeugt werden. Ähnlich wirkt eine optimal hergestellte, möglichst variierende Gewässerbreite.

- Ausreichend starke, naturraumtypische Krümmungen vorsehen:

Neu angelegte Gewässerläufe sind oft zu sigmoid (zu gleichmäßig oszillierend) in der Linienführung und damit zu eintönig gestaltet, d. h. ihre Mäandrierung ist nur von geringer Intensität. Es fehlen ausreichend starke Krümmungen, die

ein dynamisches Strömungsbild erzeugen. Sigmoide Laufverlängerungen wirken oft wie verlängerte technische Ausbauten ohne ausreichende Variabilität im Strömungsbild, in der Gewässerbreite und -tiefe, sowie in den (sich einstellenden) Substratverhältnissen. Es kann dann nicht zu einer Ansiedlung anspruchsvollerer Arten kommen, weil die spezifischen Mikrohabitate weiterhin fehlen und solche wertvollen Strukturen auch nicht infolge der weiterhin fehlenden Eigendynamik entstehen können. Diese Problematik ergibt sich insbe-

sondere dann, wenn das Gewässerprofil zu groß dimensioniert wird, weil z. B. auch Hochwasser im Profil abgeführt werden sollen.

In historischen Karten wird oft ersichtlich, welche enormen Varianzen naturraumtypische Fließgewässer in dieser Hinsicht einmal aufgewiesen haben (Abbildung 18); sie können daher bei der Maßnahmenplanung eine Orientierung bieten. Die zu wählenden Schwingungsamplituden sind aber an die heutigen und gegenüber den historischen Zuständen meist veränderten Abflussverhältnisse anzupassen.

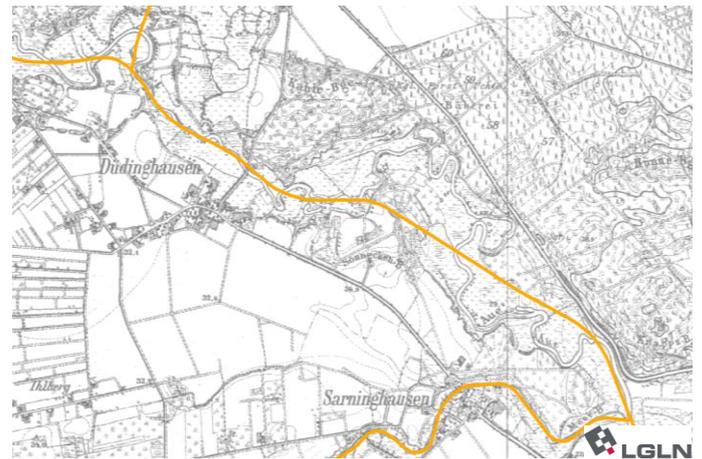
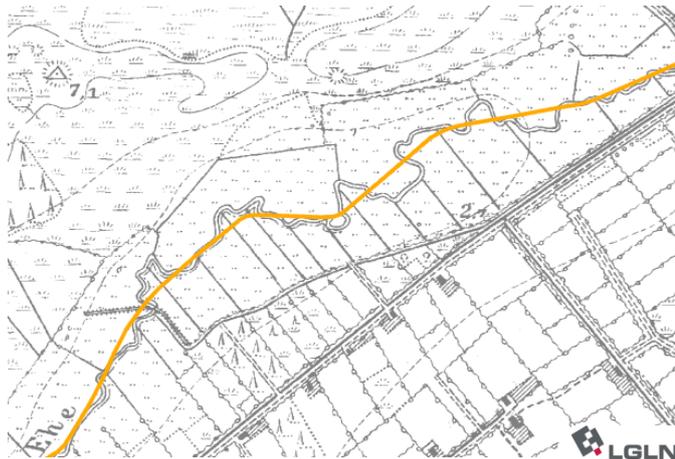


Abbildung 18: Beispiele für historische Gewässerverläufe in der Preußischen Landesaufnahme (um 1900) und aktueller Verlauf (orange) (Maßstab 1:10.000; links Holtlander Ehe (Wasserkörper 04011), rechts Große Aue (Wasserkörper 13001)).

(Auszug aus www.umweltkarten-niedersachsen.de)

4.3.2 Größere räumliche Ebene – Einzugsgebiet bzw. Wasserkörper

4.3.2.1 Feststoffeinträge (Sand und Feinsedimente / Verockerung)

Die Einbindung von Maßnahmen zur Verringerung der Belastungen durch Sand, Feinsedimente und Verockerung in die Maßnahmenplanung und -umsetzung ist ein wichtiger Faktor zur erfolgreichen Entwicklung von Fließgewässern, der oftmals vernachlässigt wird. Feststoffeinträge können langfristige und nachhaltige Maßnahmenerfolge erheblich beeinträchtigen bis vollständig verhindern, indem im Zuge der Maßnahmenumsetzung geschaffene Strukturen und Lebensräume mit den eingetragenen Feststoffen durch Sedimentation verfüllt und somit für die Besiedlung unbrauchbar werden.

Geeignete Gegenmaßnahmen umfassen u. a. ausreichend dimensionierte Gewässerrandstreifen mit standorttypischer Vegetation entlang großer bzw. gefährdeter Strecken im Einzugsgebiet des Gewässers und u. U. auch die Anlage von Sedimentfängen, vor allem in zuführenden Nebengewässern bzw. Gräben. Zudem können zur Verringerung der Einträge von Sand und Feinsedimenten eine optimierte Flächenbewirtschaftung und die Anlage von abflussbremsenden Gehölzstreifen als dezentrale, ursachenorientierte Maßnahmen herangezogen werden.



Abbildung 19: Dränagen können zu einem erheblichen Eintrag von Eisenocker in die Fließgewässer beitragen.

(Foto: Finch / NLWKN-Betriebsstelle Aurich)

In vielen landwirtschaftlich geprägten Regionen führt zudem Eisenocker, welches z. B. durch Gräben oder direkt einmündende Dränagen in die Fließgewässer gelangt, zu erheblichen Belastungen der Gewässerökologie (Abbildung 19). Bei

4.3.2.2 Weitere stoffliche Einträge

Neben der Gewässerstruktur wurde der diffuse Eintrag von Nährstoffen als eine der wichtigsten Belastungen der Gewässer in Niedersachsen identifiziert (vgl. MU 2021a). Das Beispiel der Ihme zeigt deutlich, welche Einflüsse Belastungen mit Nähr- und Schadstoffen haben können, insbesondere im Zusammenwirken mit verminderten Abflüssen. Hier gilt es, punktuelle und diffuse stoffliche Belastungen aus landwirtschaftlich genutzten und urbanen Räumen in den niedersächsischen Oberflächengewässern auch zukünftig detailliert zu untersuchen und ihnen entgegen zu wirken (Abbildung 20).

Dies betrifft sowohl Nährstoffe und Salze (u. a. Groth 2017, NLWKN 2021b) als auch weitere chemische Belastungen, z. B. mit Spurenstoffen, die einen wesentlichen Einfluss u. a. auf die Gewässerfauna haben können (u. a. Liess et al. 2021) und die eine erfolgreiche Entwicklung von hydromorphologischen Maßnahmen behindern oder sogar unterbinden können (vgl. Brettschneider et al. 2023).

Werden die multiplen Belastungen der Gewässer in den intensiv genutzten, „modernen“ Kulturlandschaften, wie wir sie in Niedersachsen inzwischen großräumig vorfinden, nicht beachtet, kann allein durch morphologische Maßnahmen zur Strukturverbesserung keine ausreichende Verbesserung der Gewässerzustände insgesamt erreicht werden.

Die Nährstoff- und ggf. auch die Spurenstoffbelastung als limitierender Faktor verhindert eine erfolgreiche Wiederbesiedlung mit wertgebenden, ökologisch anspruchsvolleren Arten (Markert et al. 2024).

Einer umfassenden Defizitanalyse kommt daher eine essentielle Bedeutung zu, um über die strukturellen Defizite hinausgehende Belastungen frühzeitig zu identifizieren und die Maßnahmenplanung für den gesamten Wasserkörper entsprechend daran anpassen zu können. Der diffuse Eintrag von Nährstoffen kann durch die Schaffung von ausreichend breiten und ungenutzten Gewässerrandstreifen minimiert

4.3.2.3 Auswirkungen des Klimawandels

Die Beispiele Ihme und Ils, aber auch Melstruper Beeke zeigen die negativen Folgen von witterungsbedingt niedrigen Abflüssen, u. a. beim Makrozoobenthos. Hier gilt es im Zuge der allgemein zu erwartenden Klimaänderungen weitere Maßnahmen umzusetzen, um die Resilienz der Gewässer gegenüber klimatischen Veränderungen zu erhöhen. Aber auch bei der aktuellen Maßnahmenplanung und -dimensionierung sind die prognostizierten klimatischen Veränderungen „einzupreisen“, damit die Maßnahmen auch unter den

Verockerung ist der Wasserhaushalt im Einzugsgebiet zu stabilisieren; ggf. sind Dränagen stillzulegen (für eine ausführliche Charakterisierung dieser Maßnahmen: vgl. Maßnahmengruppe 6 in NLWKN (2008)).

werden. Auch Einträge anderer Schadstoffe – wie z. B. Pestizide aus den benachbarten Nutzflächen – können so wirksam reduziert werden (Kail et al. 2022). Untersuchungen ergaben, dass die Wirkung von Gewässerrandstreifen für den Stoffrückhalt mit zunehmender Breite zunimmt und (je nach Hangneigung) bereits ab ca. 20 m signifikante Reduzierungen der Einträge erreicht werden können (Zhang et al. 2010, Kail et al. 2022, Vormeier et al. 2023).

Die in LAWA (2022) dargestellten Empfehlungen für ein Monitoringkonzept zur Differenzierung und Erfassung von Spurenstoffwirkungen können zur Ursachenfindung im Rahmen von Defizitanalysen, der Maßnahmenplanung oder auch anschließenden Erfolgskontrollen herangezogen werden.



Abbildung 20: Illegale Gewässerverschmutzungen mit erheblichen Nährstoffeinträgen in die Gewässer gehen auch von nicht fachgerecht angelegten Silagelagerflächen oder von nicht fachgerecht betriebenen Biogasanlagen aus (vgl. auch Groth 2017). Massives Wachstum von Abwasserpilzen ist die Folge.

(Foto: Finch / NLWKN-Betriebsstelle Aurich)

durch den Klimawandel veränderten Rahmenbedingungen ihren Zweck erfüllen können. Grundsätzlich kann mit der Umsetzung ökologischer hydromorphologischer Maßnahmen ein wesentlicher Beitrag zur Erhöhung der Resilienz der Gewässer unter den sich ändernden klimatischen Bedingungen geleistet werden, sofern sie ausreichend klimarobust geplant werden, die angestrebte Maßnahmenwirkung sich also nicht durch den Klimawandel verschlechtert. So schreibt z. B. die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser

und Abfall e.V. mit Bezug auf Fließgewässer und die Ziele der WRRL (DWA 2021, S. 3): „Generell ist zu erwarten, dass naturnahe Gewässerabschnitte aufgrund ihrer größeren

Diversität und ökologischen Stabilität in den abiotischen Faktoren (Struktur- und Strömungsvielfalt) und den biotischen Bedingungen (Artenzusammensetzung) vielfach weniger starke Auswirkungen des Klimawandels zeigen.“

4.3.2.4 Anpassung der Gewässerunterhaltung

Die Art und Weise der Gewässerunterhaltung hat entscheidenden Einfluss auf den Erfolg von Maßnahmen und sollte daher unbedingt als Teil der Maßnahmenplanung betrachtet werden. Intensive Unterhaltungsmaßnahmen trotz der Umsetzung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen können dazu führen, dass die eigendynamische, naturnahe Entwicklung des Gewässers erheblich eingeschränkt und Maßnahmenenerfolge verhindert werden. Werden oberhalb der Maßnahmen gelegene Gewässerabschnitte zu intensiv unterhalten, so hat dies oft eine Mobilisierung von Sand oder Schlamm zur Folge, der dann in die renaturierten Abschnitte eingetragen wird und dort u. a. zur Kolmatierung der Sohle führt.

Die Stabilisierung der Sohle durch Kiessubstrate und das konsequente Unterlassen von jeglichen Eingriffen in die Sohle bei der Unterhaltung auf möglichst langen Fließstrecken erhöhen die Wahrscheinlichkeit für Maßnahmenenerfolge.

Auch wenn in den ersten Jahren nach Maßnahmenumsetzung noch Unterhaltungsarbeiten nötig sein können, z. B.

wenn zunächst eine Beschattung fehlt und damit ein übermäßiges Wasserpflanzen- oder Röhrichtaufkommen den Abfluss behindert, sollte im Laufe der natürlichen Sukzession die Intensität der Unterhaltung immer weiter verringert werden. Eine im Revitalisierungsabschnitt möglichst vollständig unterbleibende und ansonsten nur beobachtende, bedarfsorientierte, schonende Gewässerunterhaltung kann weitere Optimierungen bzw. nachhaltige Erfolge im Rahmen vieler Maßnahmenprojekte begünstigen. Durch eine solche Unterhaltungspraxis können die natürliche Eigendynamik der Fließgewässer und somit weitere strukturelle Verbesserungen auch außerhalb der Maßnahmenabschnitte sowie die Entwicklung und langfristige Etablierung naturnaher Standorttypischer Biozönosen unterstützt werden (vgl. u. a. Stiller et al. 2016, Seidel et al. 2021).

Umfassende Hinweise zur schonenden Gewässerunterhaltung gibt z. B. der Leitfaden Artenschutz und Gewässerunterhaltung des NLWKN (2020) inkl. der entsprechenden Ergänzungsbände (NLWKN 2022a, b).

4.3.2.5 Anlage / Erhalt von Ufergehölzen

Ufergehölze haben viele für das Gewässer und die besiedelnde Biozönose essentielle Funktionen. So sind sie für stabile Ufer und entsprechende Uferstrukturen mit Siedlungssubstraten („Wurzelbärte“) unentbehrlich, liefern den erforderlichen Totholz- und Falllaubeintrag (Siedlungshabitate und Nahrungsgrundlage!) und beschatten das Gewässer. Sie dämmen somit eine starke Verkräutung durch Makrophyten und sommerliche Temperaturerhöhungen ein (Abbildung 21; vgl. u. a. Böttger 1990, Kail et al. 2020).

Die Erfahrungen aus dem Maßnahmenmonitoring zeigen, dass die Akzeptanz bzw. Förderung einer autochthonen Gehölzentwicklung an den Gewässern vielerorts noch immer nicht ausreichend gegeben ist. Dabei bedarf es oft gar keiner gesonderten Anpflanzung – das Anlegen offener Bodenstellen, auf denen die oft im Fließgewässer transportierten Erleensamen auflaufen können, genügt oftmals. Insbesondere im Tiefland gehören Gehölzsäume an den Gewässeruferrändern

v. a. mit Schwarzerlen, bisher zu den nur unzureichend angelegten bzw. geduldeten Strukturen an den kleineren bis mittleren Fließgewässern. Wesentliche Argumente gegen Ufergehölze kommen leider immer noch oft aus der Gewässerunterhaltung sowie von den umliegenden Flächeneigentümern. Angeführt werden hier z. B. ein unerwünschter Totholzeintrag und die Angst vor daraus resultierenden Verkläuerungen, eingeschränkte Räumlichkeiten mit größeren Geräten durch den (zukünftigen) Baumbewuchs, die Beschattung von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder auch ein erhöhter Pflegeaufwand der Gewässerränder. Insbesondere Ufergehölzen im unteren Böschungsbereich wird kritisch begegnet, obwohl ihre ökologische Wirkung (Festigung der Ufer, Ausbildung von Wurzelbärten und die Eigendynamik förderndes Strukturelement) hier besonders groß ist. Stattdessen werden Gehölze oft auf die Böschungsschulter oder in den Randstreifen gepflanzt, damit sie keinesfalls zum Abflusshindernis werden können. Dort haben sie allerdings nur äußerst geringe ökologische Effekte für das Gewässer.



Abbildung 21: Lückige Erlenbestände beschatten ein Gewässer effektiv, sorgen für den ökologisch bedeutenden Laubeintrag und besitzen selbst eine hohe Bedeutung als Lebensraum (links); Erlenwurzeln befestigen u. a. die Ufer und stellen wichtige Habitats für Wirbellose und Fische dar (rechts).

(Fotos: links: Breske / NLWKN-Betriebsstelle Lüneburg; rechts: Eggers / NLWKN Betriebsstelle-Verden)

In den renaturierten Gewässerabschnitten fehlt es somit oftmals an Beschattung, Laubeintrag und Totholz – für naturnahe Gewässer sehr wichtige Funktionen werden also nicht erfüllt (s. u.). Eine Zielerreichung gem. WRRRL wird durch das Fehlen von Ufergehölzen (die ggf. in gewässerbegleitenden Entwicklungskorridoren wachsen) an den meisten Gewässern deutlich erschwert bzw. unwahrscheinlich.

Bei der Planung und Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen sollte daher besonderes Augenmerk auf den Erhalt bzw. die Anlage standorttypischer Ufergehölze, insbesondere mit Schwarzerlen, gelegt werden. Gerade im Frühstadium nach einer Laufverlegung führt fehlende Beschattung oft zu massivem Algenwachstum auf der gesamten Sohle, welches eine besiedlungsfeindliche Verschlämzung der Sohle fördert und somit Sauerstoffmangel im Sediment verursacht (Abbildung 22).



Abbildung 22: Aufgrund fehlender Beschattung mit Algenmatten überwachsene und verschlammte Sohle.

(Foto: Wolff / NLWKN-Betriebsstelle Süd-Braunschweig)

Neu angelegte und zunächst unbeschattete Gewässerläufe sind in der warmen Jahreszeit einer starken Erwärmung ausgesetzt, was wiederum den Sauerstoffhaushalt des Wassers belastet. Einer sich schnell einstellenden Beschattung neuer Gewässerläufe kommt daher eine große Bedeutung zu, vor allem angesichts der zunehmend häufigeren und extremen Hitze- und Dürreperioden. Wiederholt konnte an Renaturierungsstrecken beobachtet werden (z. B. an der Lethe), dass natürlich aufgelaufene Schwarzerlen im Rahmen der anschließenden Gebietspflege z. T. massiv zurückgedrängt wurden, z. B. mittels Verbiss durch auf den Flächen gehaltene Nutztiere (z. B. Schafe). Auch wenn ein Schutz terrestrischer Habitats in der Aue vor starker Verbuschung abseits des Gewässers durchaus gewünscht sein kann, gilt dies nicht für den Ufersaum entlang der Fließgewässer. Hier sind Maßnahmen erforderlich, um den Verbiss zu verhindern und die Ufergehölze zu fördern, um einen durchgängigen Gehölzsäum mit lediglich einzelnen Lichtfenstern zu schaffen. Der Entwicklung altersdifferenzierter Gehölzbestände durch freie Sukzession ist dabei gegenüber oftmals zu monotonen Anpflanzungen der Vorzug zu geben (vgl. Tent 2021). Zudem kommen Gehölze aufgrund der guten Nährstoff- und Wasserversorgung an Gewässern sehr rasch auf, so dass durch die Sukzession nicht nur ökologisch besser strukturierte und standorttypische, sondern auch widerstandsfähigere und kostengünstigere Bestände erzeugt werden. Anpflanzungen von Ufergehölzen sollten, wenn sie denn erforderlich sind, am ehesten gruppenweise und nicht linear durchgehend erfolgen, auch um einzelne unbeschattete Abschnitte zu erhalten.

Um einen höheren Deckungsgrad eventuell wertgebender Wasservegetation zu erhalten und auch anderen wärmeliebenden Arten wie Libellen passenden Lebensraum zu bieten, könnte der saumförmige Gehölzbestand, sofern er nicht von sich aus lückig genug bleibt, im mehrjährigen Abstand kleinflächig auf den Stock gesetzt werden. Allerdings sind gerade

natürlich aufgelaufene Erlenbestände mit Kontakt zum Gewässer für die Fauna von hoher Bedeutung, so dass ein maßvolles und abwägendes Vorgehen gefordert ist.

Somit wird hier, zumindest an den Bächen des niedersächsischen Tieflandes, ein gewisser „Interessenskonflikt“ der WRRL-Bewertungen offenbar: Kleinflächig werden durch Einzelmaßnahmen u. U. nicht alle Ziele, d. h. der gute Zustand aller untersuchten ökologischen Qualitätskomponenten, zu erreichen sein. Ggf. wird eine Qualitätskomponente, im vorliegenden Beispiel die Gewässerflora, in den renaturierten Abschnitten lokal begrenzt zurückgedrängt werden. Hier sind Abwägungen unter Beachtung der Verbreitung und Bestandssituation der zurückgehenden Komponente im gesamten Gewässerlängsverlauf erforderlich, um zu überprüfen, ob eine tatsächliche Verschlechterung vorliegt. Dies kann z. B. lichtliebende Arten betreffen, die in einem naturraumtypisch durch Erlengaleriegehölze beschatteten Gewässers deutlich weniger verbreitet sind. So ist in Niederungsbä-

4.3.2.6 Fließverhalten

Ökologisch wertvolle Fließgewässer zeigen ein durchgehendes Fließverhalten mit überwiegend stabiler Sohle inkl. *Riffle-Pool*-Strukturen, aber ohne längere Staustrecken. Ziel muss die Wiederherstellung naturnaher Mittelwasserprofile, mit ausreichender, aber nicht zu großer Schleppspannung in möglichst langen Abschnitten des Gewässers sein. Auch diesbezüglich haben räumlich stark begrenzte, punktuelle Maßnahmen allenfalls kleinflächige Effekte.

Bei Maßnahmen, die vornehmlich die Durchgängigkeit an einem Querbauwerk wiederherstellen sollen, sollten daher im Rahmen der Grundlagenermittlung immer weitergehende Alternativen geprüft werden, also ob und inwieweit im Sinne einer bestmöglichen Lösung das Querbauwerk komplett zurückgebaut und der betreffende Gewässerabschnitt naturnah strukturell entwickelt werden kann, optimaler Weise

4.3.3 Weitere Schlussfolgerungen

4.3.3.1 Strukturarme Gewässerabschnitte: Etwas zu tun ist besser, als gar nichts zu tun

Die hier vorgestellten Maßnahmen verbesserten im Vergleich zum vorherigen Ausbauzustand die Situation wesentlicher Elemente (Strukturvielfalt, Besiedlung) in den jeweiligen Gewässern in unterschiedlichem Umfang. Auch wenn nicht in jedem Fall Klassensprünge in den WRRL-Bewertungen einzelner Qualitätskomponenten auftraten, so waren doch mindestens graduelle Verbesserungen auch mit den WRRL-Bewertungsverfahren für die untersuchten Qualitätskomponenten erkennbar. Graduelle Verschlechterungen der Gewässerzustände traten allenfalls durch Fehler bei der Umsetzung von Teilaspekten der Maßnahmen auf. Diese gilt es auf Basis der Erkenntnisse aus dem Maßnahmenmonitoring zukünftig zu vermeiden.

chen des niedersächsischen Tieflandes unter potenziell naturnahen Verhältnissen überwiegend von beschatteten Bächen und somit von einer überwiegend stark lückigen submersen Vegetation auszugehen (z. B. nur mit einzelnen/abschnittsweise kleinflächigen *Berula*-, *Veronica*- oder *Callitriche*-Polstern). Anthropogen überprägte Zustände können nach Beseitigung der ursprünglich beschattenden Schwarzerlen mit einem deutlich reicheren Makrophytenwachstum einhergehen. Dieser Umstand kann zur Folge haben, dass künstlich gehölzfreie und damit besonnte (potamalisierte) Gewässerabschnitte mittels PHYLIB zu positiv bewertet werden.

Es ist daher unbedingt eine fachgutachterliche Überprüfung der Bewertungsergebnisse sowie eine möglichst genaue Schwerpunktsetzung („Leitorganismen“ z. B. Fische, Makrozoobenthos oder Makrophyten) bzw. die Findung von geeigneten Kompromissen (z. B. Sicherstellung einer kleinräumigen Besonnung) bei den Maßnahmenzielen erforderlich.

auch unter Auflösung des Rückstaus oberhalb. Dabei sind aufgelöste, naturnah gestaltete Sohlgleiten mit einem Gefälleabbau auf längerer Strecke den eher naturfernen, das Gefälle auf kurzer Strecke abbauenden Sohlgleiten in Becken- oder Riegelbauweise vorzuziehen. Zwar können langgestreckte Sohlgleiten die Anforderungen nach DWA (2014) für Fische nicht immer zu 100 Prozent erfüllen, aber dafür kann ein naturnaher, struktureicher Gewässerabschnitt entwickelt werden, der Lebensraum für die gesamte aquatische Fauna und Flora bieten kann. Bei der Planung und Gestaltung von Sohlgleiten sollte daher vorab eine gewässerspezifische fachliche Abstimmung (z. B. lokale oder zeitliche Anpassung an bestimmte Abflussverhältnisse) erfolgen (Lecour & Mosch 2024).

Auch wenn in den seltensten Fällen natürliche Strukturen tatsächlich vollständig rekonstruiert werden können, so bilden doch besonders an ehemals strukturarmen Abschnitten ausgebauter Gewässer die geschaffenen Ersatzhabitate bei gleichzeitig reduzierter oder ggf. nur beobachtender Gewässerunterhaltung wertvolle Lebensräume für Flora und Fauna und steigern auch die Biodiversität und den Erholungswert der Landschaft für den Menschen (vgl. Geist & Hawkins 2016).

Nicht fachgerechte Maßnahmenplanungen oder -umsetzungen können aber auch Schäden anrichten. Dies gilt umso mehr für strukturell oder hinsichtlich ihrer Besiedlung bereits

wertvolle Abschnitte. Im niedersächsischen Maßnahmenprogramm (MU 2021b) wird daher konsequent darauf abgestellt, Gewässerabschnitte, die bereits eine Strukturklasse von 3 oder besser aufweisen, allenfalls noch mit gezielten Maßnahmen (z. B. Herstellung der Durchgängigkeit) zu belegen und sich ansonsten hinsichtlich der Maßnahmenpla-

nung und -umsetzung auf die strukturell schlechter ausgebildeten Abschnitte ab der Strukturklasse 4 zu fokussieren. Sofern mögliche negative Beeinflussungen (z. B. Verdriftung von Sand aus Maßnahmenbereichen in strukturell wertvollere Abschnitte) ebenfalls beachtet werden, wird durch diese Fokussierung konsequent vermieden, wertvolle Abschnitte durch potenziell falsche Maßnahmen zu beeinträchtigen.

4.3.3.2 Gewässerrevitalisierungen und -renaturierungen weiter optimieren

Der Kenntnisstand zum technischen Gewässerausbau und damit zur effektiven Steigerung des Abflusses und zur Herstellung der Hochwassersicherheit hat sich über Jahrzehnte, ja gar Jahrhunderte immer weiter verbessert und so letztendlich zur erheblichen strukturellen Degradierung der meisten niedersächsischen Fließgewässer beigetragen. Heute sollte der Fokus hingegen darauf liegen, Kenntnisse über die Möglichkeiten der Gewässerrenaturierung inkl. ihrer Umsetzung auf den verschiedenen räumlichen Skalen, vom Mikrohabitat des Kieslückensystems bis zum gesamten Einzugsbiet, sowie

entsprechend der verschiedenen Belastungsursachen kontinuierlich weiter zu entwickeln, um die Maßnahmenumsetzung kontinuierlich zu optimieren. Dabei wird man im Sinne eines „*learning by doing*“ auch zukünftig an der ein oder anderen Stelle „Lehrgeld“ zahlen, also die eine oder andere weniger geglückte Maßnahme einräumen müssen. Wichtig ist jedoch, aus diesen Fehlern die richtigen Schlüsse abzuleiten damit die Erfolgsquote mittel- bis langfristig weiter zunimmt, um den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial unserer Fließgewässer kontinuierlich zu verbessern. Auch dazu soll vorliegende Zwischenbilanz beitragen.

4.3.3.3 Alle räumlichen Skalen bearbeiten

Auch wenn seit Beginn der WRRL in Niedersachsen bereits erhebliche Mittel zu ihrer Umsetzung aufgewendet wurden, so haben doch viele der bisher umgesetzten Maßnahmen einen eher kleinräumigen Charakter. Es handelt sich um punktuelle Maßnahmen oder um die Gestaltung relativ kurzer Gewässerstrecken. Das Beispiel Wörpe und die im vorliegenden Beitrag nicht betrachteten umfangreichen Maßnahmen an der niedersächsischen Lachte (vgl. Altmüller et al. 2020) zeigen hingegen deutlich, dass nicht nur die Mikrohabitat-Ebene (Kiesbank) und die lokale räumliche Ebene (Umfluter o. ä.) zu bearbeiten sind, sondern auch die größere räumliche Ebene, z. B. das gesamte Einzugsgebiet bzw. nennenswerte Anteile am gesamten Gewässerverlauf (vgl. Oliveira et al. 2020, Sinclair et al. 2023).

Wenn auch letztere Ebene ausreichend Beachtung findet, werden auch die Einzelmaßnahmen summarisch zum Erfolg

im Sinne der Zielerreichung gem. WRRL für den Wasserkörper führen. Dazu trägt u. U. auch ein Maßnahmenverbund im Sinne des Strahlwirkungskonzeptes (LANUV 2011) bei. Nur so ist eine Wiederherstellung von Prozessen und Funktionen möglich, die auf Ebene des gesamten Gewässerverlaufes stattfinden (z. B. Wiederbesiedlung aus Relikthabitaten, Verbindung verschiedener Teillebensräume (v. a. bei Fischen), Reduktion diffuser Belastungen). Bleiben die Maßnahmen jedoch zu kleinräumig und isoliert und fehlt eine übergeordnete einzugsgebietsbezogene Defizitanalyse, so besteht die Gefahr, dass keine oder eine nur sehr geringe Strahlwirkung entsteht, und dass die meistens vorhandenen multiplen Belastungen, die auf unterschiedlichen Skalen wirken, nicht ausreichend reduziert werden. Umfangreichere Erfolge bleiben somit aus (vgl. Brettschneider et al. 2023, Sinclair et al. 2023).

4.3.3.4 Wiederbesiedlungspotenzial prüfen

Auch wenn in Niedersachsen durch das Prinzip der Gewässerprioritäten (vgl. MU 2021b) die Umsetzung von Maßnahmen auf Gewässer fokussiert ist, die ein (regional) vergleichsweise hohes Besiedlungspotenzial haben, werden in der Praxis z. B. aufgrund meist nur kurzfristig bestehender Möglichkeiten des Flächenerwerbs immer wieder auch Maßnahmen in Gewässern geringerer Priorität oder ohne Priorität umgesetzt. Allerdings sind in vielen solcher Wasserkörper anspruchsvollere (stenöke) Organismenarten ausgestorben oder auf Reliktorkommen begrenzt. Wanderungs- und Ausbreitungswege sind häufig unterbrochen. Oftmals sind die Distanzen zwischen geeigneten Habitaten bzw. den Maß-

nahmenstrecken zu groß, um eine kurz- bis mittelfristige natürliche Besiedlung aus entsprechenden Quellpopulationen zu garantieren. So können bereits Distanzen von 5 km eine effektive Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte aus Quellpopulationen unterbinden (Tonkin et al. 2014).

Die Wahrscheinlichkeit, den guten ökologischen Zustand zu erreichen, ist an solchen Gewässerabschnitten gering, sofern keine Anstrengungen zur Anbindung oder zur aktiven, künstlichen Wiederansiedlung von Organismen, insbesondere von Makrozoobenthosarten unternommen werden (UBA 2014, Dumeier et al. 2020). Solche Vorhaben können helfen, vor allem wenig mobile Organismengruppen (z. B.

Krebstiere, Schnecken, Steinfliegen; vgl. UBA 2014), bei denen eine Ansiedlung durch natürliche Ausbreitungsprozesse nur mit geringer Wahrscheinlichkeit erfolgt, in zwischenzeitlich durch Renaturierungen wieder geeigneten Abschnitten anzusiedeln (Jourdan et al. 2018, Dumeier et al. 2020). Eine

gleichzeitige Verschleppung von Neozoen ist dabei zwingend zu verhindern. Zudem sollten Vorhaben zur Wiederansiedlung von Organismen in Gewässern ausschließlich in enger Abstimmung mit dem Gewässerkundlichen Landesdienst erfolgen.

5. Zusammenfassung und Fazit

Die Auswertung des seit 2013 an ausgewählten Maßnahmen durchgeführten Monitorings des Landes Niedersachsen hat bereits zu einem wertvollen Erkenntnisgewinn geführt. Es wurden Erfolge und Optimierungspotenziale identifiziert, sowohl bei der Konzeptionierung der Erfolgskontrollen, als auch bei der konkreten Planung und Umsetzung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen. Diese lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Hinweise zur Optimierung des maßnahmenbegleitenden Monitorings

- Durchführung von Erfolgskontrollen frühestens nach drei Jahren, also nach den initialen morphologischen Entwicklungsprozessen (nach dem der Maßnahmenumsetzung unmittelbar folgenden morphologischen Nachlauf), Wiederholung nach 6 – 9, sowie 12 – 15 Jahren (Erfassung von Langzeit-/Sukzessionseffekten) (vgl. NLWKN 2012).
- Verstärkte fach(gutachter)liche Auswertung und Interpretation eingetretener Veränderungen auf verschiedenen Ebenen (Zustands-/Potenzialbewertung, Einzelmetrics, Taxalisten, absolute Abundanzen) zur Ableitung von Aussagen zur Maßnahmenwirkung/-effizienz sowie von Optimierungspotenzialen.
- Durchführung von biologischen und strukturellen Erhebungen zur belastbaren Erfassung, Dokumentation und Bewertung morphologischer Veränderungen.

Hinweise zur Optimierung von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen

- Effektive Einbringung von Kies erfordert Berücksichtigung der richtigen Materialcharakteristika (Korngrößenverteilung, Form) und –menge.
- Verstärkte Nutzung von Totholz unterschiedlicher Art und Größe als strukturgebende Elemente.
- Erhalt bzw. Anlage von gewässerökologisch wirksamen Ufergehölzen; Zulassen der natürlichen Gehölzsukzession.
- Erhalt bzw. Anlage von Gleit- und Prallhängen sowie von *Riffle-Pool*-Strukturen zur Erhöhung der Habitatdiversität.
- Festlegung naturnaher Gewässerprofilgrößen zur Wiederherstellung der typspezifischen hydraulischen Bedingungen.

- Aufteilung des Abflusses auf mehrere Gerinne erst ab kleineren Hochwasserabflüssen vorsehen.
- Sicherstellung ausreichender Fließgeschwindigkeiten, Verhinderung verstärkter Tiefenerosion und Herstellung ausreichend starker Krümmungen bei Laufverlängerungen durch intensive Auseinandersetzung mit den lokalen Gegebenheiten.
- Anpassung der Gewässerunterhaltung.
- Anlage ausreichend dimensionierter Gewässerrandstreifen im Einzugsgebiet, um zu verhindern, dass stoffliche Einträge (Feststoffe, Nährstoffe, Spurenstoffe) den Maßnahmenerfolg konterkarieren.

Insgesamt zeigen die bisherigen Monitoringergebnisse insbesondere, dass es langfristig nicht ausreicht, Revitalisierungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen im Verhältnis zur gesamten Gewässerslänge nur auf einzelnen relativ kurzen Strecken durchzuführen (vgl. auch Oliveira et al. 2020). Kleinräumige Maßnahmen lassen positive Gewässerentwicklungen, die durchaus beobachtet werden können (!), sehr „mühsam“ und lediglich in kleinen Schritten vorangehend erscheinen – eine Annäherung an die Zielerreichung auf Wasserkörperebene bleibt dabei jedoch oft trotz der Bemühungen bisher aus. Dies liegt einerseits daran, dass eine natürliche Wiederansiedlung und Ausbreitung insbesondere der heute flächig unterrepräsentierten spezialisierten Arten (viel) Zeit benötigt. Andererseits gilt es aber auch zu beachten, dass die technischen Gewässerausbauten bis Ende der 1970er Jahre großflächig, in Niedersachsen in allen agrarisch wertvollen Naturräumen nahezu flächendeckend und oftmals auf gesamter Lauflänge vom Oberlauf bis zur Mündung, erfolgten. Demgegenüber sind viele Revitalisierungsmaßnahmen unter den heute gegebenen Randbedingungen bzw. Zwängen (v. a. Flächenknappheit, Sicherstellung der Entwässerung auch unbesiedelter Flächen, begrenzte Finanz- und Personalmittel usw.), trotz der bereits im Jahr 2000 verabschiedeten Wasserrahmenrichtlinie und ihrer festgeschriebenen Ziele, zumeist nur relativ kleinflächig umsetzbar. Solche kleinflächigen Maßnahmen sind zwar überaus wertvolle Anfänge, können aber oft nicht die tragenden Wirkungen entfalten, die vielfach erforderlich sind.

Kleinflächige Maßnahmen unterliegen der ständigen Gefährdung, durch weitere (anthropogen verursachte) Umwelteinflüsse beeinträchtigt zu werden. Dies wird im Monitoring u. a. anhand der beobachteten Auswirkungen der

Dürrejahre 2018 und 2019 und die wiederholt beobachtete Übersandung von Kiesbänken deutlich. Die Durchführung einer umfassenden Defizitanalyse zur Erfassung weiterer Belastungen im Einzugsgebiet hat daher einen äußerst hohen Stellenwert, um auch Veränderungen, die durch Änderungen der Landnutzung oder durch die Auswirkungen der prognostizierten klimatischen Veränderungen hervorgerufen werden zu berücksichtigen bzw. einzuplanen.

Auch sind Maßnahmen eher ungenügend, wenn keine (ausreichend großen) Flächen im Gewässerumfeld zur Anlage von gewässerbegleitenden Ufergehölzen, einer Gewässeraue mit ihren spezifischen Habitatbedingungen, ersatzweise einer Sekundäraue oder auch von Laufverlängerungen, u. a. zur Beseitigung von Querbauwerken und gleichzeitiger Schaffung geeigneter rheotypischer Habitate, zur Verfügung stehen. Es reicht nicht aus, nur eine bzw. einzelne und dann womöglich noch relativ kleinflächige Revitalisierungsmaßnahme(n) umzusetzen, um den guten Zustand / das gute Potenzial eines Fließgewässers zu erreichen. Ist die Umgebung der Abschnitte, oder das Einzugsgebiet insgesamt (zu) intensiv genutzt, werden die strukturellen Aufwertungen durch andere Belastungen, wie die erheblich negativen Wirkungen aus der Landnutzung (Belastung mit Nährstoffen und Spurenstoffen, Belastung des Temperaturregimes, Sedimenteinträge usw.) überdeckt (vgl. Le Gall et al. 2022).

Auch gelingt die Besiedlung kleinflächiger Maßnahmen spezialisierten Arten oft nicht oder nur zufällig. Aufgrund der auf diese Weise nur erreichbaren geringen Populationsgrößen können solche Bestände in den neugeschaffenen „Biotopinseln“ der Renaturierungsstrecken auch schnell wieder aussterben. Die minimal erforderliche Größe von überlebensfähigen Populationen wird so meistens nicht erreicht. Damit Gewässerorganismen die renaturierten Abschnitte überhaupt erreichen können ist die Durchführung von Revitalisierungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen im Umfeld von Wiederbesiedlungsquellen sinnvoll (UBA 2014). Dies ist in Niedersachsen über die Gewässerprioritäten auch entsprechend berücksichtigt.

6 Danksagung

Wir danken den mit den Untersuchungen zum Maßnahmenmonitoring beauftragten Büros für ihre Expertise und die im Auftrag des NLWKN erstellten Berichte (in alphabetischer Reihenfolge): BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR (Bremen), Biodata GbR (Braunschweig), Büro U. Kuhn (Bremen),

An jedem Wasserkörper sind also nahezu ausnahmslos mehrere oder ausreichend lange bzw. großflächige erfolgreiche gewässerstrukturelle Maßnahmen erforderlich, um für die Gewässer die größtmöglichen Erfolge zu erzielen und diese somit in den bestmöglichen Zustand zu versetzen. Nach der Maßnahmenumsetzung muss eine ausreichende Eigendynamik und Eigenentwicklung der Fließgewässer möglich sein, damit auch ein langfristiger und nachhaltiger Erfolg der Renaturierungen möglich ist (Kail et al. 2015, Leps et al. 2016). Weiterhin ist es unabdingbar, neben den strukturellen Belastungen weitere negative anthropogene Wirkungen auf die Gewässer (multiple Belastungen durch u. a. zu hohe Nähr- und Schadstoffmengen, Sedimentfrachten, hydrologische Veränderungen) durch geeignete Maßnahmen zu verringern, um umfangreichere Zustandsverbesserungen zu erreichen.

Die im vorliegenden Band erfolgte Beschreibung von Beispielen hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern sowie die verschiedenen Anmerkungen u. a. zu Erfolgen und Optimierungsmöglichkeiten aus gewässerökologischer Sicht zeigt deutlich, dass trotz des allen Maßnahmen gemeinsamen Ziels – der Erreichung des guten ökologischen Zustands – und der Vielzahl an Umsetzungshinweisen für unterschiedlichste Maßnahmentypen, jede einzelne Maßnahme entsprechend der örtlichen Bedingungen geplant werden muss. Fließgewässerrenaturierung folgt, im Gegensatz zum rein technischen Gewässerausbau, keiner Norm, sondern ist nur individuell, zugeschnitten auf das einzelne Gewässer und in Abhängigkeit von seinen Charakteristika und der ökologischen Grundausstattung im jeweiligen Naturraum bzw. Einzugsgebiet, durchführbar und erfolgsversprechend.

Das niedersächsische Maßnahmenmonitoring hat sich als wichtiges Werkzeug zur Generierung von Hinweisen für eine optimierte, effiziente Maßnahmenplanung und -umsetzung erwiesen und trägt zudem zu einer intensivierten Öffentlichkeitsarbeit bei, weshalb eine Fortsetzung der Erfolgskontrollen vorgesehen ist.

Ecoring (Hardegsen / Uslar), Gewässerökologisches Büro Haesloop (Bremen), LIFE – Limnofaunistische Erhebungen (Verden), LIMNA – Wasser & Landschaft (Göttingen).

7 Literatur

- Altmüller, R. & R. Dettmer (1996): Unnatürliche Sandfracht in Geestbächen - Ursachen, Probleme und Ansätze für Problemlösungen - am Beispiel der Lutter. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 16 (5): 222-237.
- Altmüller, R. & R. Dettmer (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten in Fließgewässern – Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojektes. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 26 (4): 192-204.
- Altmüller, R., T. O. Eggers, E. Kohls & J. Kubitzki (2020): Erfolgreiche ökologische Verbesserungen in der Lachte. – Wasser und Abfall, Heft 6 (2020): 36-41.
- Böttger, K. (1990): Ufergehölze – Funktionen für den Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung. Ziele eines Fließgewässerschutzes. – Natur und Landschaft 65: 57-62.
- Brettschneider, D. J., T. Spring, M. Blumer, L. Welge, A. Dombrowski, U. Schulte-Oehlmann, A. Sundermann, M. Oetken & J. Oehlmann (2023): Much effort, little success: causes for the low ecological efficacy of restoration measures in German surface waters. – Environmental Sciences Europe: 22 S. (Artikel-Nr.: 35:31).
- Coldewey, D., P. Sellheim & T. O. Eggers (2022): Die Wümme (Niedersachsen/Bremen) – Gewässerentwicklungsmaßnahmen an einem Flachlandfluss. – In: Patt, H.: Fließgewässer und Auenentwicklung, Grundlagen und Erfahrungen. – Springer Vieweg, S. 479-496.
- Dumeier, A. C., A. W. Lorenz & E. Kiel (2020): Active reintroduction of benthic invertebrates to increase stream biodiversity. – Limnologica 80: 9 S. (Artikel-Nr.: 125726).
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hrsg.) (2014): DWA-M 509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. – DWA-Merkblatt. 334 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hrsg.) (2020): Erfolgswertung von Maßnahmen zur Erreichung eines guten Gewässerzustands. – DWA-Themen T2/2020: 33 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hrsg.) (2021): Folgewirkungen des Klimawandels für den Zustand der Fließgewässer – Bedeutung für Bewertung und Management vor dem Hintergrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. – DWA-Themen T3/2021, 33 S.
- Eggers, T. O. (2016): Wirkung strukturverbessernder Maßnahmen auf biologische Qualitätskomponenten gemäß WRRL. – Tagungsband, Institutskolloquium 2016, Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig (Braunschweig): 12-17.
- Geist, J. & S. J. Hawkins (2016): Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 26: 942-962.
- Gerken, R. (2006): Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle im oberen Wümmegebiet: Praktischer Arten- und Gewässerschutz an Bächen und Flüssen des Tieflandes. – Naturkundliche Schriftenreihe Stiftung Naturschutz Landkreis Rotenburg (Wümme) Bd. 3, 159 S.
- Groth, S. (2017): Gewässerbelastungen durch Biogasanlagen, Güllebehälter und Silolagerplätze im Einzugsgebiet der Ems. – Wasser und Abfall, Heft 10 (2017): 30-34.
- Günther-Diringer, D., K. Berner, U. Koenzen, A. Kurth, P. Modrak, W. Ackermann, T. Ehler & J. Heyden (2021): Methodische Grundlagen zum Auenzustandsbericht 2021: Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Flussauen. – BfN-Skripten 484: 1-57 + Anhang.
- Hering, D., J. Kail, S. Eckert, M. Gerhard, E. Meyers, M. Mutz, M. Reich & I. Weiss (2000): Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. – International Review of Hydrobiology 85: 5-23.
- Januschke, K., H. Jachertz & D. Hering (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. – BfN-Skripten 484: 1-64 + Anhang.
- Januschke, K., D. Hering, B. Stammel, S. Brunzel, M. Scholz, A. Rumm, J. Sattler, C. Fischer-Bedtker, A. Makiej & F. Foeckler (2023): Biozönotische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an Gewässerufeln und in Auen. – BfN-Skripten 655: 1-112 + Anhang.
- Jourdan, J., M. Plath, J. D. Tonkin, M. Ceylan, A. C. Dumeier, G. Gellert, W. Graf, C. P. Hawkins, E. Kiel, A. W. Lorenz, C. D. Matthaei, P. F. M. Verdonschot, R. C. M. Verdonschot & P. Haase (2018): Reintroduction of freshwater macroinvertebrates: challenges and opportunities. – Biological Reviews 94: 368-387.

- Kail, J., K. Brabec, M. Poppe & K. Januschke (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. – *Ecological Indicators* 58: 311-321.
- Kail, J., M. Palt, A. Lorenz & D. Hering (2020): Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. – *Hydrological Processes* 35: 12 S. (Artikel-Nr.: e14008).
- Kail, J., M. Palt, K. Hund, S. Olberg, D. Hering & W. Jünger (2022): Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasserrahmenrichtlinie. – *Schriftenreihe des LfULG*, 12 (2022), 141 S. + Anhang.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): Strahlwirkungs- und Trittssteinkonzept in der Planungspraxis. – *LANUV-Arbeitsblatt* 16, 64 S. + Anhang.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2017): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern - vorläufige Verfahrensempfehlung. a) Handlungsanleitung. – Entwurf, Stand 2017, 87 S. + Anhang.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2020): Erfolgskontrolle von Maßnahmen in Fließgewässern – Methodik, Ergebnisse, Handlungsempfehlungen (LAWA Projekt O 8.18). – Entwurf, Version 3, Stand 9. Juni 2020, 121 S. + Anhang.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2022): Literaturstudie zu Auswirkungen von Spurenstoffen auf aquatische Organismen in Fließgewässern und Empfehlungen für ein effektbasiertes Spurenstoffmonitoring. – Projekt O 8.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. Abschlussbericht v. 18.02.2022.
- Lecour, C. & E. C. Mosch (2024): Berücksichtigung schwimmschwacher Fische und natürlicherweise geringer Abflüsse bei der Planung von Fischaufstiegsanlagen in Niedersachsen. – In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Maßnahmen zur Gewährleistung der Fischwanderung - Anforderungen, Planungen und Umsetzungen. 8. Kolloquium aus der Reihe „Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen“ am 15./16. November 2023 in Koblenz. – Veranstaltungen 6/2023, Koblenz (im Druck).
- Le Gall, M., M. Palt, J. Kail, D. Hering & J. Piffady (2022): Woody riparian buffers have indirect effects on macroinvertebrate assemblages of French rivers, but land use effects are much stronger. – *Journal of Applied Ecology* 59: 526-536.
- Leps, M., A. Sundermann, J. D. Tonkin, A. Lorenz & P. Haase (2016): Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. – *Science of the Total Environment* 557-558: 722-732.
- Liess, M., L. Liebmann, P. Vormeier, O. Weisner, R. Altenburger, D. Borhardt, W. Brack, A. Chatzinotas, B. Escher, K. Foit, R. Gunold, S. Henz, K. L. Hitzfeld, M. Schmitt-Jansen, N. Kamjunke, O. Kaske, S. Knillmann, M. Krauss, E. Küster, M. Link, M. Lück, M. Möder, A. Müller, A. Paschke, R. B. Schäfer, A. Schneeweiss, V. C. Schreiner, T. Schulze, G. Schürmann, W. von Tümpling, M. Weitere, J. Wogram & T. Reemtsma (2021): Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. – *Water Research* 201: 11 S. (Artikel-Nr.: 117262).
- Limares GmbH (2010): Funktionskontrollen an Fischaufstiegen an der Hunte, Lohne, Grawiede und der Großen Aue – Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 2010. – Gutachten erstellt i. A. NLWKN, Betriebsstelle Sulingen.
- Limares GmbH (2011): Funktionskontrolle Fischaufstieg Liebenau, Große Aue – Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 2011. – Gutachten erstellt i. A. NLWKN, Betriebsstelle Sulingen.
- Markert, N., B. Guhl & C. K. Feld (2024): Water quality deterioration remains a major stressor for macroinvertebrate, diatom and fish communities in German rivers. – *Science of the Total Environment* 907: 12 S. (Artikel-Nr.: 167994).
- MU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz) (2021a): Niedersächsischer Beitrag zu den Bewirtschaftungsplänen 2021 bis 2027 der Flussgebiete Elbe, Weser, Ems und Rhein. – Hannover, 242 S. + Anhang.
- MU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz) (2021b): Niedersächsischer Beitrag zu den Maßnahmenprogrammen 2021 bis 2027 der Flussgebiete Elbe, Weser, Ems und Rhein. – Hannover, 188 S. + Anhang.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (2001): Gewässerstrukturkartierung in Niedersachsen – Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. – NLÖ Hannover, 100 S.
- NLWKN (2005–2009): Modellprojekt Wümme – Naturschonende Gewässerunterhaltung und Gewässerrenaturierung im Bearbeitungsgebiet 24 als Beitrag zur Gewässerentwicklung und Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Dokumentationen Phase I, II,

- III. – Projektträger: Arbeitsgemeinschaft der Unterhaltungsverbände im Bearbeitungsgebiet 24 Wümme. Aufgestellt: NLWKN, Betriebsstelle Verden.
- NLWKN (2008): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. – Wasserrahmenrichtlinie (Schriftenreihe des NLWKN) 2: 1-160.
- NLWKN (Hrsg.) (2009): Planung und Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen an Hunte und Huntloser Bach mit begleitendem maßnahmenbezogenem Monitoring. – i. A. Hunte-Wasseracht im Rahmen des Projektes Hunte 25, 106 S.
- NLWKN (2011): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil D Strategien und Vorgehensweisen zum Erreichen der Bewirtschaftungsziele an Fließgewässern in Niedersachsen. – Wasserrahmenrichtlinie (Schriftenreihe des NLWKN) 7: 1-76 + Anhang.
- NLWKN (2012): Merkblatt zum Maßnahmen begleitenden Monitoring – Biologische Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern. – Wasserrahmenrichtlinie (Schriftenreihe des NLWKN) 8: 1-21.
- NLWKN (2016): Wasserkörperdatenblätter und Handlungsempfehlungen für prioritäre Wasserkörper in Niedersachsen. – abrufbar via <https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/>, fortlaufend aktualisiert.
- NLWKN (2017): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Ergänzungsband 2017. – Wasserrahmenrichtlinie (Schriftenreihe des NLWKN) 10: 1-100 + Anhang Karte der prioritären Fließgewässer.
- NLWKN (2020): Leitfaden Artenschutz – Gewässerunterhaltung. Eine Arbeitshilfe zur Berücksichtigung artenschutzrechtlicher Belange bei Maßnahmen der Gewässerunterhaltung in Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 39 (Heft 1): 1-48.
- NLWKN (2021a): Jahresbericht 2020/2021: Monitoring des ökologischen Erfolgs von Fließgewässerentwicklungsmaßnahmen. – Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (www.nlwkn.niedersachsen.de).
- NLWKN (2021b): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) - Nährstoffsituation der Binnengewässer in Niedersachsen - Gewässerüberwachung Niedersachsen und landesweite Modellierung. – Oberirdische Gewässer (Schriftenreihe des NLWKN) 44: 1-36 + Anhänge.
- NLWKN (2022a): Leitfaden Artenschutz – Gewässerunterhaltung – Ergänzungsband A: Marschengewässer. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 41 (Heft 1-A): 3-37.
- NLWKN (2022b): Leitfaden Artenschutz – Gewässerunterhaltung – Ergänzungsband B: Berg- und Hügelland – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 41 (Heft 1-B): 51-81.
- Oliveira, P. C., H. G. van der Geest, M. H. S. Kraak, J. J. Westveer, R. C. M. Verdonschot & P. F. M. Verdonschot (2020): Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? – *Journal of Environmental Management* 264: 13 S. (Artikel-Nr.: 110417).
- Reusch, H. (2008): Sand in Bächen des Norddeutschen Tieflandes – Lebensraum oder Lebensgefahr? – *VDSF-Schriftenreihe Fischerei und Gewässerschutz* 3 / 2008: 5-18.
- Seggelke, A. (2017): Effizienz von Kiesbettrenaturierungen und deren Auswirkung auf die Fischfauna in zwei Tieflandbächen. – Edmund-Siemers-Stiftung (Hrsg.), Books on Demand, Norderstedt, 60 S.
- Seidel, M. (2017): Naturnaher Einsatz von Holz zur Entwicklung von Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. – Dissertation TU Cottbus-Senftenberg, 128 S. + Anhang.
- Seidel, M. & S. Nickel (2020): Totholzmanagement in der Entwicklung von Fließgewässern. – *Wasser und Abfall*, Heft 07-08 (2020): 41-46.
- Seidel M., F. Li, U. Langheinrich, R. M. Gersberg & V. Lüderitz (2021): Self-dynamics as a driver for restoration success in a lowland stream reach. – *Limnologica* 88: 10 S. (Artikel-Nr.: 125873).
- Sinclair, J. S., J. A. Mademann, P. J. Haubrock & P. Haase (2023): Primarily neutral effects of river restoration on macroinvertebrates, macrophytes, and fishes after a decade of monitoring. – *Restoration Ecology* 31: 12 S. (Artikel-Nr.: e13840).
- Stiller, G., F. Eggers, A. Holm & M. Trepel (2016): Biologische Erfolgskontrolle Gewässerunterhaltung. – *Wasser und Abfall*, Heft 3 (2016): 48-54.
- Stoewer, N. & G. Kranefoed (2019): Beispielhafter Wandel eines Baches – die Hache. – *Wasser und Abfall*, Heft 5 (2019): 53-58.
- Tent, B. (2014): Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte der Este zwischen Langeloh und Emmen. – Edmund-Siemers-Stiftung (Hrsg.), Books on Demand, Norderstedt, 104 S.

- Tent, L. (2021): Geringer Aufwand – große Wirkung: *in-stream*-Maßnahmen. – Betrifft: Natur (NABU Schleswig-Holstein), 26 (2): 7-9.
- Tonkin, J. D., S. Stoll, A. Sundermann & P. Haase (2014): Dispersal distance and the pool of taxa, but not barriers, determine the colonisation of restored river reaches by benthic invertebrates. – *Freshwater Biology* 59: 1843-1855.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. – UBA Texte 43: 178 S. + Anhänge.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (2021): Renaturierung von Fließgewässern: ein Blick in die Praxis. – UBA Texte 88: 70 S. + Anhänge.
- Verdonschot, P. F. M. & R. C. M. Verdonschot (2024): Ecological functions and management of large wood in fluvial systems. – *Current Forestry Reports* 10: 39-55.
- Vormeier, P., L. Liebmann, O. Weisner & M. Liess (2023): Width of vegetated buffer strips to protect aquatic life from pesticide effects. – *Water Research* 231: 8 S. (Artikel-Nr.: 119627).
- Zhang, X., X. Liu, M. Zhang, R. A. Dahlgren & M. Eitzel (2010): A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing non-point source pollution. – *Journal of Environmental Quality* 39: 76-84.

8 Downloadmöglichkeiten NLWKN-Schriften

- NLWKN Schriftenreihe „Wasserrahmenrichtlinie“ – Downloads unter https://www.nlwkn.niedersachsen.de/service/veroeffentlichungen_webshop/schriften_zum_downloaden/downloads_wasserrahmenrichtlinie/90279.html
- NLWKN Schriftenreihe „Oberirdische Gewässer“ – Downloads unter <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/fliessgewaesser/veroeffentlichungen-zum-thema-fliegewaesser-zum-downloaden-150818.html>
- Wasserkörperdatenblätter mit Handlungsempfehlungen – abrufbar für die einzelnen Wasserkörper über den Umweltkartenserver www.umweltkarten-niedersachsen.de