

TEXTE

43/2014

# Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle



UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3710 24 207  
UBA-FB 001936

# **Strategien zur Optimierung von Fließgewässer- Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle**

von

**Veronica Dahm, Benjamin Kupillas, Peter Rolauffs, Daniel Hering**  
Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie

**Peter Haase, Heike Kappes, Moritz Leps, Andrea Sundermann**  
Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt,  
Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung

**Sebastian Döbbelt-Grüne, Christian Hartmann, Uwe Koenzen,  
Christian Reuvers, Uwe Zellmer, Claudia Zins**  
Planungsbüro Koenzen, Hilden

**Falko Wagner**  
Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie (IGF), Jena

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

**UMWELTBUNDESAMT**

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter  
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-fliessgewaesser>  
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung  
der Studie: Universität Duisburg-Essen  
Abteilung Aquatische Ökologie  
Universitätsstr. 5  
45141 Essen

Abschlussdatum: Februar 2014

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel.: 0340/2103-0  
Telefax: 0340/2103 2285  
E-Mail: [info@umweltbundesamt.de](mailto:info@umweltbundesamt.de)  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>  
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer  
Stephan Naumann

Dessau-Roßlau, Juni 2014

## Kurzbeschreibung

Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden und werden deutschlandweit eine Vielzahl von Fließgewässern renaturiert. Erste Erfolgskontrollen zeigen positive Effekte der Maßnahmen besonders auf die Artengemeinschaften der Aue; bewertungsrelevante Effekte auf die aquatischen Organismengruppen wurden nur in geringerem Umfang beobachtet. Das Projekt hatte zum Ziel, die Konzeption und Umsetzung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle stufenweise aus hydromorphologischer und biologischer Sicht (Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische) zu verbessern, unter Auswertung umfangreiche Monitoring-Daten der Bundesländer und vorliegende Untersuchungen. Hydromorphologische Effizienzkriterien für den guten und sehr guten ökologischen Zustand wurden ermittelt und in gewässertypspezifische Steckbriefe integriert. Als steuernde Faktoren der biozönotischen Reaktion auf hydromorphologische Renaturierungen wurden das Wiederbesiedlungspotenzial, die Ausbreitungsfähigkeit aquatischer Organismen sowie der Einfluss stofflicher Bedingungen untersucht. Die Ergebnisse fließen in ein Verfahren zur Priorisierung und zur Abschätzung des Erfolgs geplanter oder bereits durchgeföhrter Maßnahmen ein. Weiterhin wird ein Verfahren zur Erfolgskontrolle vorgestellt, das als Ergänzung zum operativen Monitoring fungiert und eine Erfassung erster Effekte von Renaturierungsmaßnahmen ermöglicht.

## Abstract

For implementing the EU Water Framework Directive many river sections are being restored throughout Germany. Monitoring revealed positive effects on riparian biota, while effects on aquatic organism groups were weaker and rarely improving the ecological status. The aim of the project was to revisit the concept and the implementation of river restoration measures targeting structural conditions and biological response of macroinvertebrates, macrophytes and fish, and to provide methods to evaluate restoration success. Comprehensive biotic and environmental monitoring data provided by the German federal states were analyzed and existing reports were assessed. Hydromorphological efficiency criteria for the good and high ecological status were derived and presented in river type-specific fact-sheets. Drivers of the biotic response to restoration, in particular the re-colonization potential, the dispersal capacity of aquatic organisms and physico-chemical conditions, were analysed. The results were integrated in a method to prioritize restoration measures and to predict restoration success. Furthermore, we developed a method to evaluate river restoration success as a supplement of the operational monitoring, targeting early and subtle effects of river restoration.

## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	6
Anhänge .....	8
Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis.....	11
1 Zusammenfassung .....	16
2 Summary .....	25
3 Einleitung.....	34
3.1 Projektziele .....	34
3.2 Projektbearbeiter .....	35
4 Datengrundlagen.....	37
4.1 Datenumfang .....	37
4.2 Datenverarbeitung .....	40
4.3 Integration von Funddaten in das BioFresh Datenportal.....	46
5 Workshop.....	47
6 Ermittlung von typbezogenen hydromorphologischen Effizienzkriterien.....	48
6.1 Hintergrund .....	48
6.2 Auswertung vorliegender Unterlagen .....	51
6.2.1 Zusammenstellung und Ergänzung hydromorphologischer Parameter.....	51
6.2.2 Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands .....	54
6.2.3 Beschreibung des guten ökologischen Zustands (Kernlebensraum).....	61
6.2.4 Beschreibung des guten ökologischen Zustands (Aufwertungsbereich).....	62
6.2.5 Beschreibung von Mindestanforderungen zur funktionalen Verknüpfung von Lebensräumen.....	62
6.2.6 (Teil-)Einzugsgebietsbezogene strukturelle Anforderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes .....	64
6.3 Auswertung der Projektdatenbank .....	65
6.3.1 Hintergrund .....	65
6.3.2 Datengrundlage.....	65
6.3.3 Methoden .....	65
6.3.4 Ergebnisse der Berechnungen .....	70
6.3.5 Interpretation der Ergebnisse als Grundlage für eine Operationalisierung .....	74
7 Einflussfaktoren auf die biozönotische Reaktion.....	78
7.1 Wiederbesiedlungsquellen im Einzugsgebiet.....	78
7.1.1 Hintergrund .....	78

7.1.2	Datengrundlage.....	80
7.1.3	Ermittlung von Besiedlungsquellen.....	82
7.1.4	Prognose von Besiedlungsquellen.....	87
7.1.5	Interpretation der Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial .....	98
7.1.6	Frequenzanalyse .....	103
7.2	Dispersionseigenschaften aquatischer Organismen.....	110
7.2.1	Hintergrund .....	110
7.2.2	Datengrundlage und Methoden.....	110
7.2.3	Ergebnisse.....	112
7.3	Stoffliche Gewässerbelastungen für Biozönosen .....	119
7.3.1	Hintergrund .....	119
7.3.2	Datengrundlage.....	119
7.3.3	Methoden .....	124
7.3.4	Ergebnisse.....	125
7.4	Renaturierungskonzepte der Bundesländer.....	138
8	Integration biozönotisch bedeutender Renaturierungsparameter in ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung .....	141
8.1	Hintergrund .....	141
8.2	Methodik.....	143
8.2.1	Ermittlung der Besiedlungsquellen.....	143
8.2.2	Definition der Ausbreitungsgruppen.....	143
8.2.3	Prinzip der Kostenentfernungsanalyse .....	144
8.2.4	Ableitung des Wiederbesiedlungspotenzials.....	146
8.2.5	Verschneidung mit Daten zur Gewässerstruktur und der Belastungssituation .....	146
8.3	Datengrundlage der exemplarischen Anwendung.....	147
8.4	Ergebnisse und Diskussion .....	148
9	Erfolgskontrolle von Fließgewässerrenaturierungen .....	152
9.1	Hintergrund .....	152
9.2	Ziele.....	153
9.3	Konzept.....	153
9.4	Untersuchungsdesign.....	155
9.5	Struktur des Bewertungssystems.....	156
9.6	Verfahrensbeschreibung.....	157
10	Quellenangaben.....	171

## **Anhänge**

Anhang 1: Hydromorphologische Steckbriefe

Anhang 2: Erläuterungen zu statistischen Methoden

Anhang 3: Kategorisierung der Messstellen

Anhang 4: Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial

Anhang 5: Frequenzanalysen

Anhang 6: Dispersionseigenschaften aquatischer Organismen

Anhang 7: Fragenkataloge zur Priorisierung

Anhang 8: Verfahren zur Erfolgsabschätzung

Anhang 9: Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4.1:	Überblick über die räumliche Verteilung der in der Datenbank enthaltenen Messstellen .....	37
Abbildung 6.1:	Schematische Darstellung der positiven Fernwirkung eines strukturell guten Gewässerabschnitts (Kernlebensraum), dessen Lebensgemeinschaft einen guten ökologischen Zustand aufweist, auf einen benachbarten, strukturell stark beeinträchtigten Gewässerabschnitt (Aufwertungsliebensraum).....	66
Abbildung 6.2:	Schematische Darstellung der genutzten Strukturparameter für die Detektion positiver Fernwirkungen; Distanz ( $E_{first}$ ) und Länge ( $L_{first}$ ) des nächstgelegenen, potenziellen Kernlebensraums (dunkelgrün) sowie die mittlere Entfernung ( $E_{MW}$ ) und die Summe der Streckenlängen ( $L_{sum}$ ) aller nächsten, potenziellen Kernlebensräume (dunkelgrün) im Oberlauf bis zu einer Distanz von 15 km von der Probestelle (blau).....	68
Abbildung 6.3:	Zusammenfassende Darstellung der aus den BRTs abgeleiteten Schwellenwerte für die Abschnittslänge von Kernlebensräumen und die Distanz für eine positive Fernwirkung in den Gewässertypgruppen Mittelgebirgsbach und Mittelgebirgsfluss.....	75
Abbildung 6.4:	Zusammenfassende Darstellung der aus den BRTs abgeleiteten Schwellenwerte für die Abschnittslänge von Kernlebensräumen und die Distanz für eine positive Fernwirkung in der Gewässertypgruppe Tieflandfluss.....	76
Abbildung 7.1:	Die räumliche Verteilung der berücksichtigten Messstellen.....	80
Abbildung 7.2:	Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation. ....	100
Abbildung 7.3:	Wiederbesiedlungspotenzial der Fische in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation.....	101
Abbildung 7.4:	Wiederbesiedlungspotenzial der Makrophyten in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation. ....	102
Abbildung 8.1:	Schema des Kostenprinzips bei Cost Distance und Path Distance-Modellen. Bewegt sich ein Individuum durch das Raster (Pfeile) akkumulieren sich die Kosten von Zelle zu Zelle. Die den Kostenwerten (costx) zugrundeliegenden Kosten betragen 1 (weiße Zellen) und 100 (rote Zelle). ....	145
Abbildung 8.2:	Eingangsdaten für die Kostenentfernungsanalyse des Ruhr-Einzugsgebiets. ....	147

Abbildung 8.3:	Eingangsdaten für die Kostenentfernungsanalyse des Treene-Einzugsgebiets (ohne den Tide-beeinflussten Unterlauf) .....	147
Abbildung 8.4:	Erreichbarkeit der Gewässerabschnitte für die Ausbreitungsgruppen der Fische und des Makrozoobenthos (Tabelle 8.3) im Einzugsgebiet der Ruhr. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden.....	149
Abbildung 8.5:	Erreichbarkeit der Gewässerabschnitte für die Ausbreitungsgruppen der Fische und des Makrozoobenthos (Tabelle 8.3) im Einzugsgebiet der Treene. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden.....	150
Abbildung 8.6:	Exemplarische Ergebniskarten des Verfahrens zur Erfolgsabschätzung in den Modell-Einzugsgebieten. Neben dem Wiederbesiedlungspotenzial und der hydromorphologischen Mindestqualität können Informationen zu Belastungsfaktoren aufgenommen werden. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden. ....	151
Abbildung 9.1:	Untersuchungsaufbau nach dem BACI-Konzept. ....	155
Abbildung 9.2:	Übersicht über die Organisationsstruktur des Bewertungssystems. ....	156
Abbildung 9.3:	Formblatt „Risikoabschätzung“ (Uab = Untersuchungsabschnitt).....	158
Abbildung 9.4:	Formblatt „Gewässerstruktur“ (leere Vorlage). ....	159
Abbildung 9.5:	Ausschnitt aus dem Formblatt „Gewässerstruktur“ (exemplarische Bearbeitung). ....	160
Abbildung 9.6:	Formblatt „Schlüsselhabitante“ (leere Vorlage)....	162
Abbildung 9.7:	Formblatt „Ökologische Bewertung MZB“ (leere Vorlage)....	166
Abbildung 9.8:	Formblatt „Ökologische Bewertung Fische“ (leere Vorlage)....	167
Abbildung 9.9:	Formblatt „Schlüsselindikatoren“ (leere Vorlage). ....	168
Abbildung 9.10:	Formblatt „Zusammenfassung“ (leere Vorlage). ....	170

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Auflistung der am Projekt beteiligten wissenschaftlichen Partner. Zur Beschreibung der Module siehe Kapitel 1 .....	36
Tabelle 4.1:	Zahl der Messstellen (Stammdaten) mit biotischen und abiotischen Informationen in der Projektdatenbank. F = Fische, MP = Makrophyten, MZB=Makrozoobenthos; x = Daten liegen vor; *NRW: Neben den umfangreichen biologischen Daten sind Stammdaten zahlreicher Messstellen vorhanden, zu denen lediglich physikochemische Informationen vorliegen. Die hier angegebene Zahl der Messstellen bezieht sich auf die Messstellen, an denen mindestens eine Organismengruppe beprobt wurde.....	38
Tabelle 4.2:	Übersicht der ausgewerteten Fischdaten. ....	41
Tabelle 4.3:	Gewässertypgruppen für die Trennung der Analysedaten auf Basis des allgemeinen Gewässercharakters. ....	42
Tabelle 4.4:	Übersicht der für die statistischen Analysen aggregierten Struktureinzelparameter, * abweichende Parameter-Nummerierung bei den GSG-Daten aus Nordrhein-Westfalen, da den Daten hier das Kartierverfahren nach LUA (1998) zugrunde liegt. ....	43
Tabelle 4.5:	Übersicht über die in die Datenbank integrierten Oberflächenwasserkörper.....	45
Tabelle 6.1:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Feinsedimentanteil.....	55
Tabelle 6.2:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Grobsedimentanteil“ .....	56
Tabelle 6.3:	Klasseneinteilung des Einzelparameters „dynamische / lagestabile Anteile am dominierenden Substrat“ .....	56
Tabelle 6.4:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Totholzanteil“ .....	57
Tabelle 6.5:	Klasseneinteilung des Einzelparameters „Makrophyten“ .....	57
Tabelle 6.6:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Makrophyten“ .....	58
Tabelle 6.7:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Beschattung“ .....	58
Tabelle 6.8:	Übersicht zur Herleitung des Entwicklungskorridors (nach DWA 2010) .....	59
Tabelle 6.9:	Klasseneinteilung des Einzelparameters Ausuferungsvermögen.....	60
Tabelle 6.10:	Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Ausuferungsvermögen“ .....	60
Tabelle 6.11:	Mindestausstattung für den Einzelparameter „Ausleitung“ .....	63

Tabelle 6.12:	Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos und die Klassentrennung in ökologisch „gute und bessere“ (+) und „mäßige und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 4.110.....	71
Tabelle 6.13:	Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Fischfauna und die Klassentrennung in ökologisch „gute und sehr gute“ (+) und „mäßige und schlechtere“ (-) Probestellen; k.E. = keine Ergebnisse; aufgrund zu geringer Anzahl (n) „guter“ Aufwertungslebensräume war keine zuverlässige Bestimmung wichtiger Strukturkenngrößen (unabhängige Variable) möglich. Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 533. ....	71
Tabelle 6.14:	Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos und die Klassentrennung in ökologisch „mäßige und bessere“ (+) und „unbefriedigende und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 4.110.....	72
Tabelle 6.15:	Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Fischfauna und die Klassentrennung in ökologisch „mäßige und bessere“ (+) und „unbefriedigende und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 533.....	72
Tabelle 6.16:	Aus den Ergebnissen der RF-Analysen abgeleitete Grenzwerte für den Übergang vom mäßigen in den guten (gut) und vom unbefriedigenden in den mäßigen (mäßig) ökologischen Zustand für die Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos und der abgeleitete Gesamtgrenzwert.....	73
Tabelle 7.1:	Einstufung der sensiblen Arten der Organismengruppen.....	79
Tabelle 7.2:	Anzahl der Messstellen mit Daten zur Fischfauna und die Anzahl der Referenzen je Bundesland.....	81
Tabelle 7.3:	Für die Prognose der Besiedlungsquellen berücksichtigte Umweltvariablen und ihre Quellen. ....	81
Tabelle 7.4:	Einstufung der Anzahl der Makrozoobenthos-Gütezeiger in die Kategorien „hoch“, „mäßig“ und „niedrig“. Messstellen die eine hohe Anzahl sensibler Arten aufweisen werden als Besiedlungsquellen definiert. ....	83

Tabelle 7.5:	Ergebnisse der Berechnung des Leitartenindex (Fische) und die Kategoriengrenze für eine „hohe Anzahl Leitarten“ je Referenzgruppe.....	85
Tabelle 7.6:	Kategoriengrenze für eine „hohe Anzahl Gütezeiger“. Für die Makrophyten wurden alle Messstellen mit mindestens einem Gütezeiger als Besiedlungsquelle eingestuft.....	86
Tabelle 7.7:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für das Makrozoobenthos. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.....	88
Tabelle 7.8:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für das Makrozoobenthos. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.....	90
Tabelle 7.9:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für die Fische. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.....	92
Tabelle 7.10:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für die Fische. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.....	93
Tabelle 7.11:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für die Makrophyten. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.....	95
Tabelle 7.12:	Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für die Makrophyten. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar. ....	96
Tabelle 7.13:	Frequenzanalyse des Makrozoobenthos – Gewässertyp 5.....	104
Tabelle 7.14:	Frequenzanalyse der Makrophyten – Makrophyten-Typ MRS. ....	108

Tabelle 7.15:	Kategorisierung der Dispersionsswege nach Medium (Wasser oder Luft) und aktiver oder passiver Ausbreitung. ....	111
Tabelle 7.16:	Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse für ausgewählte Fische. ....	113
Tabelle 7.17:	Umrechnungsfaktor: Fische. Stufe entspricht dem Feld „Rechnerische Werte pro Kategorie“ in Tabelle 7.16. ....	113
Tabelle 7.18:	Angaben zu Flugdistanzen für in Deutschland vorkommende Gattungen und Arten. Es sind nur die Taxa aufgeführt, für die im Rahmen der Literaturstudie Angaben zu Flugdistanzen gefunden wurden. ....	114
Tabelle 7.19:	Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse der Auswertung der Trait-Datenbank des Projekts STAR für ausgewählte Makroinvertebraten; Ganzzahlige Werte der Informationen aus der STAR-Datenbank: 0 = „trifft gar nicht zu“, 3 = „trifft vollständig zu“. ....	115
Tabelle 7.20:	Umfrechnungsfaktor: Makrozoobenthos ....	116
Tabelle 7.21:	Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse für ausgewählte Makrophyten. ....	117
Tabelle 7.22:	Verfügbare Datensätze zur Auswertung des Makrozoobenthos ....	120
Tabelle 7.23:	Verfügbare Datensätze zur Auswertung der Fischfauna. ....	120
Tabelle 7.24:	Verfügbare Datensätze zur Auswertung der Makrophyten. ....	121
Tabelle 7.25:	Klassifizierung der Erosionsgefährdung nach DIN 19708. ....	122
Tabelle 7.26:	Zwei Beispiele mit unterschiedlicher Zusammensetzung der Landnutzungskategorien. Angegeben ist der Deckungsgrad in Prozent. In diesem Beispiel führen beide Fälle zu einem Landnutzungsindex (LUI) von 100. ....	123
Tabelle 7.27:	Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Fische. Für jeden Umweltparameter sind der Grenzwert und die Standardabweichung (SD) angegeben, die zwischen dem „guten“ und „mäßigen“ ökologischen Zustand diskriminieren. *Die Grenzwerte der physikochemischen Parameter werden erst nach Abgleich mit dem LAWA-ACP-Projekt veröffentlicht. Die Umweltparameter sind nach der Einflussstärke sortiert. Fett markiert Parameter wurden für das Synthesemodell ausgewählt. TEZG = Teileinzugsgebiet; EP = Erosionspotenzial; LUI = Land use index; Zahlenangaben EP und LUI = Breite und Länge des Pufferstreifens. ....	126
Tabelle 7.28:	Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Für weitere Erläuterungen siehe Tabelle 7.27. ....	129
Tabelle 7.29:	Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Makrophyten. Für weitere Erläuterungen siehe Tabelle 7.27. ....	134
Tabelle 7.30:	Vereinfachte Übersicht von Konzepten zur Renaturierung einzelner Bundesländer. x = trifft zu; o = trifft teilweise zu; - = trifft nicht zu. ....	139

Tabelle 8.1:	Verwendung der Produkte der Module 1 und 2 (Kapitel 6 und 7) für die Entwicklung des Verfahrens zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen.....	141
Tabelle 8.2:	Modell-Einzugsgebiete.....	143
Tabelle 8.3:	Ausbreitungsgruppen und maximale Ausbreitungsdistanzen der Fische und des Makrozoobenthos. Werte für eine hohe Ausbreitungsfähigkeit: „0“=trifft nicht zu, „0,5“=Ausbreitungsfähigkeit hoch und niedrig treffen gleichermaßen zu, „1“= trifft vollkommen zu. Für die Herleitung dieser Werte siehe Kapitel 7.2. Die Aufwärtswanderung des Makrozoobenthos im Gewässer ist in der Regel gering und wurde daher nicht berücksichtigt.....	144
Tabelle 8.4:	Beispielhafte Zuordnung von Kosten zu Rasterzellen mit und ohne Wanderhindernissen. Der Kostenwert errechnet sich aus der mit den Kosten multiplizierten Zellgröße.....	145
Tabelle 8.5:	Kriterien für die Ableitung des Wiederbesiedlungspotenzials eines Gewässerabschnitts.....	146
Tabelle 9.1:	Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Psammopelal“.....	164
Tabelle 9.2:	Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Akal“.....	164
Tabelle 9.3:	Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Xylal“.....	164
Tabelle 9.4:	Dotierungsschlüssel für den Parameter „CPOM“.....	165
Tabelle 9.5:	Dotierungsschlüssel für den Parameter „Phytal“.....	165

## 1 Zusammenfassung

Im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden und werden deutschlandweit eine Vielzahl von Fließgewässern renaturiert. Die Maßnahmen konzentrierten sich primär auf die Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Wasserkörper und die Verbesserung der (hydro-) morphologischen Bedingungen. Erste Erfolgskontrollen zeigen positive Effekte der Maßnahmen besonders auf die Artengemeinschaften der Aue; bewertungsrelevante Effekte auf die aquatischen Organismengruppen konnten jedoch bisher nur in geringem Umfang nachgewiesen werden.

Das dem Bericht zugrundeliegende Projekt hatte zum Ziel, die Konzeption und Umsetzung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle stufenweise aus hydro-morphologischer und biologischer Sicht (Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische) zu verbessern. Hierzu wurden umfangreiche Daten der Bundesländer und vorhandene Unterlagen ausgewertet; zusätzlich wurde im März 2012 ein Workshop zum Thema „Neue Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern“ durchgeführt.

In Modul 1 wurden hydromorphologische Effizienzkriterien für den guten und sehr guten ökologischen Zustand ermittelt. Modul 2 befasste sich mit der Untersuchung von Einflussfaktoren auf die biozönotische Reaktion: das Wiederbesiedlungspotenzial, die Ausbreitungsfähigkeit aquatischer Organismen sowie der Einfluss stofflicher Bedingungen. Weiterhin wurden Konzepte der Bundesländer zu Lage und Umfang von Renaturierungsmaßnahmen ausgewertet. Aus den Ergebnissen wurde in Modul 3 ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung entwickelt. Es kann zur Abschätzung des Erfolgs geplanter oder bereits durchgeföhrter Maßnahmen eingesetzt werden sowie zur Priorisierung. In Modul 4 wurde als Ergänzung zum operativen Monitoring ein Verfahren zur Erfolgskontrolle entwickelt, das eine feinere Erfassung der Renaturierungseffekte ermöglicht.

Folgende Produkte gingen aus dem Projekt hervor:

- Die Projektdatenbank mit Informationen zu über 12,000 Messstellen in ganz Deutschland (Kapitel 4)
- Die Integration ausgewählter Verbreitungsdaten in das BioFresh Datenportal ([www.freshwaterbiodiversity.eu](http://www.freshwaterbiodiversity.eu))
- Das Positionspapier „Neue Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern“ ([workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de](http://workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de)) aus dem gleichnamigen Workshop, der im März 2012 in Frankfurt durchgeführt wurde.
- Steckbriefe zu hydromorphologischen Kriterien aller deutscher Gewässertypen (Kapitel 6, Anhang 1)
- Karten zur Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials für zahlreiche Bundesländer (Kapitel 7.1, Anhang 4)
- Eine gewässertyp-spezifische Frequenzanalyse zum Vorkommen sensitiver, bewertungsrelevanter Arten des Makrozoobenthos und der Makrophyten (Kapitel 7.1, Anhang 5).
- Eine Kategorisierung der Dispersionseigenschaften von Fischen, Makrozoobenthos und Makrophyten (Kapitel 7.2, Anhang 6)
- Eine Analyse zur Rolle stofflicher Belastungen für den Renaturierungserfolg (Kapitel 7.3)
- Eine Analyse der Renaturierungs-Strategien ausgewählter Bundesländer (Kapitel 7.4)
- Eine methodische Anleitung für ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen (Kapitel 8, Anhang 8)
- Eine Strategie zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen (Kapitel 9, Anhang 9)

## **Modul 1 Typbezogene hydromorphologischen Effizienzkriterien für den sehr guten und für den guten ökologischen Zustand**

### **Fragestellungen**

Modul 1 identifiziert die hydromorphologischen Bedingungen zur Entwicklung einer sich selbst erhaltenden, typspezifischen Lebensgemeinschaft und definiert Mindestausstattungen für die überwiegende Anzahl der deutschen Fließgewässertypen. Folgende Leitfragen wurden bearbeitet:

- Welche strukturelle Mindestqualität muss ein renaturierter Gewässerabschnitt besitzen, damit ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann?
- Welche Mindestlänge muss ein solcher Abschnitt aufweisen?
- Welche Distanz darf zwischen derartigen Abschnitten liegen, damit potenziell vorhandene, positive Fernwirkungen auch in Zwischenbereichen den guten ökologischen Zustand ermöglichen?

### **Modul 1.1 Auswertung vorhandener Unterlagen (Kapitel 6.2)**

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde Literatur zu den hydromorphologischen Leitbildern und zu den Voraussetzungen für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes ausgewertet.

Zur detaillierten Beschreibung der ermittelten hydromorphologischen Zustände wurde eine Parametrisierung erstellt, die auf der aktuellen Gewässerstruktur-Kartieranleitung für kleine bis große Gewässer basiert. Zudem wurden Parameter ergänzt bzw. bestehende erweitert (Lauftyp, Feinsedimentanteil, Grobsedimentanteil, Anteil dynamischer bzw. lage stabiler Substrate, Totholzanteil, Makrophytenbestand, Tiefenerosion, Beschattung, notwendiger Entwicklungskorridor, longitudinale und laterale Durchgängigkeit, Geschiebehaushalt, Wasserführung, Abflussdynamik, flächiger Sohlenverbau, Kolmatierung in Stauräumen, Ausuferungsvermögen).

### **Ergebnisse**

Die Ergebnisse sind in fließgewässertypbezogenen hydromorphologischen Steckbriefen übersichtlich zusammengefasst (Anhang 1). Die Steckbriefe enthalten:

- Sehr guter ökologischer Zustand
  - Kurzbeschreibung
  - Ausprägung aller Einzelparameter
  - Habitatskizzen (Gewässerlauf, Meso- und Mikrohabitatembe)
- Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)
  - Kurzbeschreibung
  - Ausprägung aller Einzelparameter
  - Habitatskizzen (Mesohabitatembe)
- Guter ökologischer Zustand (Aufwertungsliebensraum)
  - Ausprägung relevanter Einzelparameter
- Mindestausstattung zur funktionalen Verknüpfung von Lebensräumen
- Ermittlung des Entwicklungskorridors
- Ausprägung relevanter Einzelparameter

- (Teil-)Einzugsgebietsbezogene strukturelle Anforderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes (Guter ökologischer Zustand – großräumig)
- Vorkommen des Gewässertyps in den Bundesländern (gemäß WRRL-Bestandsaufnahme)
- Literatur (Auswahl)

Die Darstellungen basieren im Wesentlichen auf der Auswertung der vorliegenden Erkenntnisse und auf statistischen Auswertungen. Die Habitatskizzen und textlichen Beschreibungen sind für fast alle Fließgewässertypen abgebildet (ausgenommen Typ 22 „Marschengewässer“ und Typ 23 „Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse“).

## **Modul 1.2 Auswertung der Projektdatenbank (Kapitel 6.3)**

Es wurden statistische Auswertungen zur Beantwortung der oben gestellten Fragen durchgeführt. Die Datengrundlage bildeten die ökologischen Zustandsdaten von 1.195 Messstellen zur Fischfauna und 3.588 Messstellen zum Makrozoobenthos aus den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt. Diese Daten sowie Informationen zur Gewässermorphologie bis 15 km stromauf und stromab um die Messstellen wurden mit den statistischen Verfahren „random forest“ und „boosted regression trees“ analysiert. Die Basis bildeten dabei positive Fernwirkungen ökologisch guter Abschnitte auf solche mit beeinträchtigter Gewässerstrukturqualität > 5.

## **Ergebnisse**

Aus den Ergebnissen zu den Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos ließen sich hydromorphologische Grenzwerte zum Erreichen des guten ökologischen Zustands für bis zu vier Gewässertypgruppen ableiten. Die Berechnungen belegen, dass von naturnahen Gewässerabschnitten (Kernlebensräumen) positive Fernwirkungen auf nahegelegene, stärker beeinträchtigte Abschnitte (Aufwertungsliebensräume) ausgehen können.

Es wurden sowohl Grenzwerte für die Ausdehnung als auch für die hydromorphologische Mindestqualität von Kernlebensräumen abgeleitet. Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen überwiegend größere Reichweiten für eine Fernwirkung flussabwärts im Vergleich zu flussaufwärts. Dies bestätigt bisherige Ergebnisse aus vergleichbaren Untersuchungen. Des Weiteren wurde die hydromorphologische Mindestqualität für Aufwertungsliebensräume definiert.

## Modul 2 Einflussfaktoren auf die biozönotische Reaktion

### Modul 2.1 Wiederbesiedlungsquellen im Einzugsgebiet (Kapitel 7.1)

#### Fragestellung

Um Wiederbesiedlungsquellen bei der Konzeption von Renaturierungen verstärkt berücksichtigen zu können, wurden im Rahmen des Moduls folgende Auswertungen durchgeführt:

- Identifizierung von Besiedlungsquellen des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten auf Grundlage der Daten der Projektdatenbank und kartographische Darstellung der Ergebnisse.
- Prognose von Besiedlungsquellen anhand von Umweltvariablen (statistische Auswertung) in Gewässerabschnitten zu denen keine biotischen Daten vorliegen, und kartographische Darstellung der Ergebnisse.
- Fließgewässertyp-spezifische Bestandsaufnahme der im Rahmen des WRRL-Monitorings erfassten sensiblen Taxa der Organismengruppen Makrozoobenthos und Makrophyten anhand von Frequenzanalysen

#### Daten und Methoden

Es wurden 2.584 Messstellen mit Angaben zur Fischfauna in sechs Bundesländern, 5.920 Messstellen mit Angaben zum Makrozoobenthos in zwölf Bundesländern und 2.797 Messstellen zu Makrophyten in zehn Bundesländern berücksichtigt, um Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial zu erstellen. Die Messstellen aller Organismengruppen wurden nach der Anzahl der sensiblen Arten kategorisiert und die Wiederbesiedlungsquellen (Messstellen mit einer typspezifisch hohen Anzahl) in Karten kenntlich gemacht. Für Gewässerabschnitte zu denen keine Daten vorliegen wurden mit Hilfe von Regressionsbäumen (boosted regression trees) Kombinationen von Umweltvariablen ermittelt, die auf ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial schließen lassen. Anhand der Ergebnisse wurden Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial für einen Großteil der Bundesländer erstellt. Zusätzlich wurde für einen Großteil der Gewässertypen die Frequenz der für die Bewertung positiven Arten des Makrozoobenthos und der Makrophyten ermittelt.

#### Ergebnisse

Es wurden Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial für einen Großteil der Bundesländer vorgestellt. Rein visuell können Gewässerabschnitte und Regionen ermittelt werden, in denen Effekte von Renaturierungen voraussichtlich in einem kurzen Zeitraum messbar sein werden. Weitere Ergebnisse sind gewässertypspezifische Grenzwerte der Anzahl sensibler Arten zur Kategorisierung von Messstellen als Besiedlungsquellen sowie Grenzwerte von Umweltvariablen, die ein hohes Besiedlungspotenzial anzeigen.

Die Ergebnisse der Frequenzanalysen (Makrophyten und Makrozoobenthos) wurde für fast alle Gewässertypen dargestellt. Aus den Tabellen wird die Häufigkeit des Vorkommens sensibler, für die Bewertung relevanter Arten ersichtlich.

## Modul 2.2 Dispersionseigenschaften aquatischer Organismen (Kapitel 7.2)

### Fragestellung

Für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung revitalisierter Gewässerabschnitte ist neben der Lokalisierung von Besiedlungsquellen auch die Kenntnis über ihre jeweiligen Dispersionseigenschaften entscheidend. Vor diesem Hintergrund hatte das Teilmodul folgende Aufgabe:

- Zusammenstellung aller Informationen zu den Dispersionseigenschaften der taxonomischen Gruppen Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten.
- Zusammenstellung von Informationen zur Bedeutung verschiedener Dispersionswege und Unterteilung in vier Kategorien (aquatisch aktiv, aquatisch passiv, Luft aktiv, Luft passiv).
- Klassifizierung der Ausbreitungsfähigkeit und Unterscheidung von drei Kategorien (hoch, niedrig, unbekannt).

### Daten und Methoden

Es wurde eine umfangreiche Literaturstudie durchgeführt, um Informationen zu den Dispersionseigenschaften zusammenzutragen. Darüber hinaus wurden bereits bestehende Datenbanken, wie <http://www.freshwaterecology.info> oder LEDA auf entsprechende Inhalte hin geprüft. Beim Makrozoobenthos erfolgte aufgrund der Fülle der Taxa eine Fokussierung auf die bewertungsrelevanten Taxa, die in mindestens einem Gewässertyp eine positive Einstufung im Deutschen Faunaindex aufweisen. Den Taxa wurden Informationen zu den Dispersionswegen und der Ausbreitungsfähigkeit zugeordnet. Da für verschiedene Taxa unterschiedliche Angaben zur Ausbreitungsfähigkeit gefunden wurden, wurden die unter Punkt (3) genannten Kategorien um die Einstufungen „eher hoch“ oder „eher niedrig“ erweitert. Die Einstufung der Makrophyten-Taxa erfolgte durch eine Experteneinschätzung von Dr. Klaus von der Weyer (höhere Pflanzen) und Dr. Carsten Schmidt (Wassermoose).

### Ergebnisse

**Fische:** Es wurden rund 260 Literaturstudien ausgewertet. Hierdurch konnten die Ausbreitungseigenschaften und Dispersionswege für 56 der insgesamt 75 relevanten Taxa abgeschätzt werden.

**Makrozoobenthos:** Es wurden 152 Literaturstudien ausgewertet. Die Angaben in der Literatur waren jedoch heterogen und zum Teil widersprüchlich. Aus diesem Grund wurde auf Informationen in der Datenbank zum EU-Projekt „Standardisation of River Classifications (STAR)“ zurückgegriffen. Durch diese Vorgehensweise konnten fast alle Taxa mit Informationen zur Ausbreitungsfähigkeit hinterlegt werden.

**Makrophyten:** Durch die Experteneinschätzung unter Berücksichtigung verschiedener Literaturquellen durch Klaus von der Weyer und Carsten Schmidt wurden insgesamt 120 Makrophyten-Arten hinsichtlich ihrer Dispersionswege und ihrer Ausbreitungsfähigkeit eingestuft.

## Modul 2.3 Stoffliche Gewässerbelastungen für Biozönosen (Kapitel 7.3)

### Fragestellung

Ist ein renaturiertes Gewässer von einer stofflichen Belastung betroffen, führen auch deutliche hydromorphologische Verbesserungen oftmals nicht zur gewünschten biozönotischen Reaktion. Vor diesem Hintergrund widmet sich das Teilmodul folgenden Fragestellungen:

- Welches sind die bestimmenden Umweltfaktoren, die für die Ausbildung der Biozönosen verantwortlich sind?
- Welches ist der kritische Grenzwert für jede dieser Umweltvariablen, der zwischen den ökologischen Zuständen „gut“/„sehr gut“ und „mäßig“ und schlechter diskriminiert?
- Werden die Lebensgemeinschaften eher durch einzelne Parameter der Wasserqualität (z.B. Nitratgehalt) oder durch integrierende Faktoren (z.B. Erosionspotenzial, Landnutzung) beeinflusst?

### Daten und Methoden

Die Auswertungen für die Fische und das Makrozoobenthos wurden für Fließgewässertypgruppen des Tieflandes und der Mittelgebirge durchgeführt, für die Makrophyten wurden nur Typen der Mittelgebirge berücksichtigt. Folgende Umweltvariablen wurden für die Analysen berücksichtigt: Zehn Parameter zur Wasserqualität, sechs Parameter zum Erosionspotenzial in unterschiedlich breiten und langen Gewässer-begleitenden Streifen oberhalb der Messstelle, vier Parameter zur Landnutzung im Teileinzugsgebiet sowie neun weitere Parameter zur Landnutzung in unterschiedlich breiten und langen Streifen oberhalb der Messstelle. Die Ermittlung der relevanten Umweltvariablen und ihrer Grenzwerte für den „guten“/„sehr guten“ ökologischen Zustand erfolgte mit der Methode „boosted regression trees“.

### Ergebnisse

Die Ergebnisse der Auswertungen für alle Organismengruppen zeigen, dass die Landnutzung in langen Streifen oberhalb der Messstelle und im Teileinzugsgebiet als integrierender Faktor den stärksten Einfluss auf die Lebensgemeinschaften ausübt. Physikochemische Variablen wurden als wichtigste Einflussgrößen auf das Makrozoobenthos in Flüssen des Tieflandes und der Mittelgebirge ermittelt. Für alle relevanten Umweltvariablen wurden Grenzwerte abgeleitet. Die Daten zum Erosionspotenzial sind zum jetzigen Zeitpunkt nicht genau genug um die Effekte des Sedimenteintrags abzubilden.

## Modul 2.4 Renaturierungskonzepte der Bundesländer (Kapitel 7.4)

### Fragestellungen

Der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen hängt neben der Nähe zu Wiederbesiedlungsquellen stark von den stofflichen und strukturellen Bedingungen im Einzugsgebiet ab. Die Entscheidung über Lage und Umfang einer Maßnahme ist somit von großer Bedeutung für ihren Erfolg, sie wird aber gleichzeitig von praktischen Faktoren (Flächenverfügbarkeit, Finanzierung) gesteuert. Dieses Modul konzentrierte sich auf die Auswertung von Konzepten und Erfahrungen zu biozönotisch wirksame Maßnahmenkombinationen.

### Daten und Methoden

Basierend auf den Ergebnissen des Workshops „Neue Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern“ am 15.-16.3.2012 wurden 16 Fragen (teilweise mit spezifischeren Detailfragen) definiert. Die Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern aus fünf Bundesländern (Schleswig-Holstein, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Thüringen) wurden in Bezug auf diese Fragen untersucht. Hierzu dienten veröffentlichte oder unveröffentlichte Konzepte aus den genannten Bundesländern, die im Wesentlichen dem „Wasserblick“ entnommen wurden oder direkt bei den Bundesländern abgefragt wurden.

### Ergebnisse

In allen fünf ausgewerteten Fallbeispielen findet eine Priorisierung von Gewässern, die für eine Renaturierung vorgesehen sind, statt. Alle genannten Bundesländer berücksichtigen hierzu die Landnutzung im Einzugsgebiet sowie (in unterschiedlichem Maße) Wasserqualität und Hydromorphologie. Darüber hinaus spielen in allen Fällen praktische Erwägungen, z.B. die Flächenverfügbarkeit, und Synergien (z.B. mit dem Hochwasserschutz) eine Rolle. Der räumliche Zusammenhang der renaturierten Abschnitte wird in drei der fünf Bundesländer berücksichtigt (z.B. mit dem „Strahlwirkungskonzept“ in Nordrhein-Westfalen), das Wiederbesiedlungspotenzial findet in zwei Bundesländern Berücksichtigung.

## **Modul 3 Integration biozönotisch bedeutender Einflussfaktoren in ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung (Kapitel 8)**

Das Modul beschreibt ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung oder Priorisierung von Renaturierungsmaßnahmen unter Integration von Parametern, die in den Modulen 1 und 2 untersucht wurden. Das methodische Vorgehen des Verfahrens wird exemplarisch in zwei Modelleinzugsgebieten (Tiefland und Mittelgebirge) vorgestellt.

Das Verfahren wird mit Werkzeugen des Programms ArcGIS durchgeführt und ist folgendermaßen aufgebaut:

- Wiederbesiedlungsquellen werden gemäß dem Vorgehen in Modul 2.1 ermittelt.
- Die Ausbreitung wird ausgehend von den Besiedlungsquellen durch eine Kostenentfernungsanalyse berechnet. Es wird für jede Ausbreitungsgruppe (Taxa mit vergleichbaren Ausbreitungsdistanzen, abgeleitet aus Modul 2.2) ermittelt, welche Gewässerabschnitte unter Berücksichtigung von Wanderhindernissen besiedelbar sind.
- Das Wiederbesiedlungspotenzial wird durch eine Verschneidung der Ergebnisse zu den Ausbreitungsgruppen abgeleitet.
- Gewässerabschnitte, die eine hydromorphologische Mindestqualität (Modul 1.2) aufweisen, werden hervorgehoben. Hierdurch wird deutlich, wo Renaturierungen zur Verknüpfung dieser hydromorphologisch hochwertigen Abschnitte sinnvoll wären – zunächst unabhängig davon ob ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial für eine kurzfristige Besiedlung gegeben ist.
- Weitere Belastungsfaktoren, wie die Nährstoffkonzentration oder Salzbelastung können in die Ergebniskarten integriert werden.

Die Verschneidung der Daten ermöglicht die Identifizierung von Gewässerabschnitten, an denen belastende Einflüsse verringert werden bzw. hydromorphologische Verbesserungen durchgeführt werden sollten. Gleichzeitig kann abgeschätzt werden, ob die biozönotische Reaktion schnell oder eher langfristig zu erwarten ist.

## Modul 4 Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen (Kapitel 9)

Es wird ein Verfahren für eine Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen vorgestellt, das sich als Ergänzung zum operativen Monitoring versteht. Es hat folgende Ziele:

- Schnelle und kostengünstige Bewertung der Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen wenige Monate bis wenige Jahre nach Durchführung der Maßnahmen;
- Einsatz unmittelbar „vor Ort“ in einem renaturierten Gewässerabschnitt, unabhängig von der Lage von Messstellen für das operative Monitoring;
- Bewertung der unmittelbaren Wirkung von Maßnahmen und der langfristigen Erfolgsaussichten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potenzials;
- Frühzeitige Identifikation von Faktoren, die einen langfristigen Erfolg im Sinne der Erreichung des guten ökologischen Zustandes behindern, um ggf. Maßnahmen optimieren zu können.

Maßgeblich für das Verfahren ist die Zieldefinition der Renaturierungsmaßnahme im Vorfeld der Umsetzung. Die Erreichung dieser Ziele wird mit dem Verfahren durch einen Vergleich (z. B. Before-After-Control-Impact-Design, BACI) überprüft.

Neben einer einfachen Anwendbarkeit wird Wert darauf gelegt, vorwiegend Variablen bereits bestehender Verfahren zur Bewertung und Gewässerstrukturmöglichkeiten zu integrieren. Das Verfahren ist modular aufgebaut. Die Basis-Module beinhalten lediglich gewässermorphologische Variablen, die Aufbaumodule beinhalten Informationen zum ökologischen Zustand, zu einzelnen Arten, sowie (optional) zu naturschutzfachlichen und sozio-ökonomischen Kriterien.

## 2 Summary

For implementing the EU Water Framework Directive river sections have been - and still are - restored throughout Germany. The measures focus mainly on re-establishing longitudinal connectivity within the river bodies and enhancing structural conditions. Monitoring has revealed positive effects especially on riparian biota, while effects on aquatic organism groups were weak and rarely improving the ecological status.

The aim of the project presented here was to revisit the concept and the implementation of river restoration measures targeting structural conditions and biological response (macroinvertebrates, macrophytes and fish), and to provide methods to evaluate restoration success. We analyzed comprehensive biotic and abiotic data provided by the German federal states and assessed existing reports. In addition, a workshop on “New strategies for river restoration” was held in March 2012.

Module 1 developed hydro-morphological criteria for the “good” and “high” ecological status. Module 2 investigated drivers for the biotic response: the re-colonization potential, the dispersal capacities of aquatic organisms and the impact of physicochemistry. Furthermore, restoration concepts of several federal states were analyzed and compared.

The results were integrated into a method to predict restoration success (Module 3), e.g. for prioritization of measures. In Module 4 a method to evaluate river restoration success is presented as supplement of the operational monitoring, targeting early and subtle effects of river restoration.

The following products were developed:

- A database with information on more than 12,000 sampling sites all over Germany (Chapter 4).
- Integration of selected biotic data into the BioFresh data portal ([www.freshwaterbiodiversity.eu](http://www.freshwaterbiodiversity.eu)).
- The position paper „New Strategies for river restoration“ resulting from the correspondent workshop, which was held in March 2012 in Frankfurt ([workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de](http://workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de)).
- Fact-sheets on hydro-morphological criteria for most of the German river types (Chapter 6, Annex 1).
- Maps of the re-colonization potential for various federal states (Chapter 7.1, Annex 4).
- A river-type specific frequency analysis for sensitive macroinvertebrate and macrophyte species (Chapter 7.1, Annex 5).
- A categorization of the dispersal capacities of fish, macroinvertebrates and macrophytes (Chapter 7.2, Annex 6).
- An analysis of physicochemical impacts on the restoration success (Chapter 7.3)
- A comparative analysis of restoration strategies of selected federal states (Chapter 7.4).
- A method to predict restoration success (Chapter 8, Annex 8).
- A method to evaluate restoration success (Chapter 9, Annex 9).

## **Module 1 River-type specific hydro-morphological efficiency criteria for the high and good ecological status**

### **Aim**

In this module we identified the hydro-morphological conditions relevant for the development of self-sustaining, type-specific assemblages and we defined the minimum hydro-morphological requirements for most of the German river types. The following questions were addressed:

- What is the minimum structural quality of a restored river stretch required to reach the good ecological status?
- What is the minimum length of this river stretch?
- What is the maximum distance between river stretches meeting the minimum requirements enabling dispersal into degraded intermediate stretches?

### **Module 1.1 Assessing existing reports (Chapter 6.2)**

To address these questions, literature on hydro-morphological references and requirements to reach good ecological status was compiled and analyzed.

Hydro-morphological conditions were described for a pre-defined set of parameters, which are based on the guidelines for mapping structural conditions of small to large rivers. Some additional parameters were added or existing parameters were extended (channel type, share of fine sediments, share of coarse sediments, share of dynamic and share of stable substrates, share of deadwood, macrophyte density, scouring, shading, corridor width required for riparian development, longitudinal and lateral connectivity, bed load, flow conditions, discharge dynamics, bed fixation, clogging, overflow capacity)

### **Results**

The results are compiled in river type-specific hydro-morphological fact sheets containing:

- High ecological status
  - Brief description
  - Characterization of all parameters
  - Habitat sketches (watercourse, meso- and microhabitat)
- Good ecological status (core habitat)
  - Brief description
  - Characterization of all parameters
  - Habitat sketches (mesohabitat)
- Good ecological status (sections next to core habitats)
  - Characterization of relevant parameters
- Minimum requirements for functional linking of habitats
- Corridor width required for riparian development
- Structural requirements to reach the good ecological status at the catchment-scale
- Occurrence of the river-type in the federal states (according to the Water Framework Directive monitoring)
- Literature (selection)

The chapter is primarily based on the assessment of existing reports and statistical analysis. The habitat sketches and the textual characterization are presented for almost all German river types (except Type 22 and Type 23).

### **Module 1.2 Data analysis (Chapter 6.3)**

We analysed biotic data of 1.195 sites for fish and of 3.588 sites for macroinvertebrates from the federal states Hesse, North Rhine-Westphalia and Saxony-Anhalt. The impact of the structural conditions 15 km upstream and downstream of the sampling sites on the ecological status was analyzed with “random forest” and “boosted regression trees”. The data was based on sites that may positively influence nearby degraded sites (structural quality class > 5)

We deduced hydro-morphological thresholds for the good ecological status for four river-type clusters (mountain brooks, mountain rivers, lowland brooks, lowland rivers) for the organism groups fish and macroinvertebrates. Near-natural river stretches (core habitats) clearly have positive effects on nearby degraded river stretches.

Thresholds were derived both for the minimum length and the minimum quality of core habitats. Downstream effects are more pronounced than upstream effects, supporting findings of previous studies. Furthermore, a minimum hydro-morphological quality was defined for degraded river stretches benefiting from nearby natural stretches.

## Module 2: Driver of the biotic response

### Module 2.1 Re-colonization sources in the catchment (Chapter 7.1)

#### Aim

To better account for re-colonization potential in restoration planning, we performed the following analyses:

- A data-based identification of re-colonization sources of macroinvertebrates, fish and macrophytes followed by a cartographic visualization.
- A statistical approach to predict re-colonization sources in river stretches, for which no data is available, followed by cartographic visualization.
- A river-type specific frequency analysis to assess the occurrence of sensitive macroinvertebrate and macrophyte taxa monitored for the Water Framework Directive.

#### Data and methods

To create maps reflecting the re-colonization potential we analyzed comprehensive data-sets (2.584 sites in six federal states for fish, 5.920 sites in twelve federal states for macroinvertebrates and 2.797 sites in ten federal states for macrophytes).

The sites were categorized according to the number of sensitive species and the re-colonization sources (sites with a high number of sensitive species) were highlighted in the maps. Boosted regression trees were used to identify combinations of environmental variables indicating re-colonization sources. The river stretches meeting these combinations were detected in the river net and added to the maps.

After adjusting the taxalists, type-specific frequency analyses were run for macroinvertebrate and macrophyte taxa.

#### Results

Maps indicating the re-colonization potential were generated for several federal states. From these maps, river reaches and regions in which positive effects of restoration measures can be expected in a short period of time can be identified visually. Additionally, we provide river-type specific thresholds for categorizing re-colonization sources and thresholds of environmental factors that indicate good conditions for sensitive species.

The results of the frequency analyses are presented in tables for almost all river-types.

## Modul 2.2 Dispersal capacities of aquatic organisms (Chapter 7.2)

### Aim

For a successful re-colonization of restored river stretches re-colonization sources are required, but dispersal capacities need to be considered, too. This module aimed at:

- Compiling information on the dispersal capacities of fish, macroinvertebrates and macrophytes.
- Compiling information on the importance of different dispersal pathways and defining categories (aquatic active, aquatic passive, aerial active, aerial passive).
- Classification of the dispersal capacity in three categories: high, intermediate, unknown.

### Data and methods

A comprehensive literature study was conducted to compile information on dispersal capacities. In addition, databases like <http://www.freshwaterecology.info> and LEDA were checked for available data.

For macroinvertebrates, the study was restricted to taxa relevant for river assessment (positively rated indicator species of the German Fauna Index). Information on dispersal pathways and dispersal capacity was assigned to all these taxa.

Macrophyte taxa were classified by expert opinion of Dr. Klaus von der Weyer (vascular plants) and Dr. Carsten Schmidt (water mosses).

### Results

**Fish:** Around 260 literature studies were analyzed. Information on dispersal pathways and dispersal capacities were estimated for 56 of 75 relevant fish taxa.

**Macroinvertebrates:** 152 literature studies were analyzed. However, the derived information was too heterogenous and in parts contradictory. Therefore, the database of the EU-funded project „Standardisation of River Classifications (STAR)“ was used to derive information on dispersal capacities for almost all taxa.

**Macrophytes:** Klaus von der Weyer and Carsten Schmidt, taking into account various literature sources, classified 120 taxa according to their dispersal pathways and dispersal capacities.

## Modul 2.3 Physico-chemical impacts on aquatic biocoenoses (Chapter 7.3)

### Aim

Physico-chemical impacts often interfere with the positive effects of hydro-morphological restoration and mask the biotic response. Against this background the module addressed the following questions:

- What are the relevant environmental factors driving the biotic response?
- What are the thresholds of these environmental variables that differentiate between „good“ and „moderate“ ecological status?
- What is the role of water quality (e.g. nitrate content) and of integrating factors (e.g. erosion potential, land use) in determining ecological status?

### Data and methods

The analyses were conducted for fish and macroinvertebrates for mountain and lowland rivers (small and medium-sized rivers), while for the macrophytes only mountain rivers were addressed.

We considered ten parameters addressing water quality, six parameters addressing erosion potential in strips of different sizes upstream of the sampling site, four parameters addressing land use in the catchment and nine parameters addressing riparian land use upstream of the sampling site. “Boosted regression trees” were used to rank parameters and to derive thresholds for the good ecological status.

### Results

For almost all combinations of river types and organism groups riparian land use in long strips upstream of the sampling site and in the catchment is most important for ecological status.

Water quality has the strongest impact on macroinvertebrates in lowland and mountain rivers. Thresholds were derived for all relevant parameters. The data on the erosion potential used in this study are apparently not accurate enough to indicate the impact of sediment input.

## Module 2.4 Restoration concepts of the federal states (Chapter 7.4)

### Aim

Besides the proximity to re-colonization sources, restoration effects depend strongly on physico-chemical and structural conditions in the river catchment.

The spatial location and the size of a restoration measure is therefore of high importance, the decision on which river sections to restore, however, often depends on practical factors (availability of space, funding).

In this module, we analyzed and compared existing concepts and experiences to prioritize and design river restoration measures.

### Data and methods

Based on the results of the workshop „New strategies for river restoration“ in March 2012, 16 questions (some with specific sub-questions) were defined. Strategies for river restoration from five federal states (Schleswig-Holstein, Brandenburg, North Rhine-Westphalia, Hesse, Thuringia) were assessed concerning these questions. Published and unpublished concepts were taken into account. The documents were mainly obtained from “Wasserblick” or directly retrieved from the federal states.

### Results

All concepts define criteria for prioritization of rivers to be restored. Criteria used by all five federal states are land use in the catchment and (to a varying extend) water quality and hydro-morphology. Beyond these factors practical considerations, e.g. the availability of space, and synergies (e.g. with flood control) play an important role.

Connecting restored stretches is a factor considered in three federal states (e.g. with the “Strahlwirkungskonzept” in North Rhine-Westphalia); the re-colonization potential is considered in two federal states.

## **Module 3 Integrating important drivers of the biotic response into a concept for the prediction of restoration success (Chapter 8)**

The module describes a concept for the prediction of restoration success. It integrates drivers that were analyzed in the previous chapters. The concept can be used to prioritize restoration measures, to estimate the success of already conducted measures, or to predict the effects of planned restoration measures. The detailed methodology is exemplified for two catchments (lowland and mountain region).

The concept uses tools of the program ArcGIS and has the following design:

- Re-colonization sources in a catchment are identified according to module 2.1.
- The dispersal from the re-colonisation sources is calculated with a cost distance analysis. The river stretches that are accessible for each dispersal group (taxa with comparable dispersal distances, derived from module 2.2) are detected, taking barriers into account.
- The re-colonization potential is derived by combining the results of all dispersal groups.
- River stretches with a minimum hydro-morphological quality (module 1.2) are highlighted. This indicates where restoration measures are necessary to connect stretches with a certain structural quality.
- Further impact factors, e.g. data on nutrient concentration or salt loading, can be integrated into the analysis.

The combination of data allows the identification of river stretches where impacts need to be diminished or habitats need to be created, and to estimate - after the measure was applied - if a short-term or a rather long term success can be expected.

## **Module 4 Evaluation of river restoration success (Chapter 9)**

As an addition to the operational monitoring the module presents a method to evaluate river restoration success. The method aims for:

- fast and cost-efficient assessment of restoration effects a few months until several years after realization;
- application „on site“ in a restored river stretch, irrespective of the location of the sampling sites for operational monitoring;
- assessment of the immediate effects of measures and the long term prospects for reaching the good ecological status or the good ecological potential, respectively;
- early identification of factors that may obstruct the long term prospects to reach the good ecological status, to improve the measures if necessary.

The method is based on a-priori defined goals of the restoration measure and on comparisons (e.g. Before-After- Control-Impact-Design, BACI). It includes mainly variables of already existing hydromorphological survey methods.

The method follows a modular approach: The basic modules combine exclusively hydro-morphological variables, the following modules integrate information on the ecological status, on specific species and (optional) on conservation and socio-economic criteria.

## 3 Einleitung

### 3.1 Projektziele

Im Zuge der Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden derzeit zahlreiche Fließgewässer revitalisiert. Vorrangiges Ziel der Maßnahmen ist die Verbesserung der vielfach defizitären (hydro-) morphologischen Bedingungen der Fließgewässer und ihrer Auen – eine Auswertung der ersten Bewirtschaftungspläne zeigt diesen Schwerpunkt deutlich auf (Kail & Wolter 2011). Entsprechende Renaturierungsmaßnahmen umfassen die Entfesselung des Gewässers, die Anlage von Ufergehölzen und Auengewässern, die Beseitigung von Quer- und Längsbauwerken und andere Maßnahmen, die zur Verzahnung des Gewässers und seiner Aue beitragen.

Daten zum Erfolg hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen wurden in der Vergangenheit nicht systematisch erhoben. Zwar gibt es zahlreiche Untersuchungen zu den Effekten von Habitatverbesserungen auf verschiedene Organismengruppen (Engström et al. 2009, Jähnig & Lorenz 2008, Maloney et al. 2008), eine biologische Erfolgskontrolle mit den Methoden, wie sie zum Monitoring für die WRRL eingesetzt werden, liegt bislang jedoch nur in Einzelfällen vor. Die bislang umfangreichste Studie aus Mitteleuropa wurde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), zudem gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, erstellt und umfasste 37 Renaturierungsmaßnahmen (Januschke et al. 2009). Dabei konnten nur vergleichsweise geringe bewertungsrelevante Effekte auf das Makrozoobenthos und etwas stärkere auf Makrophyten und Fische beobachtet werden. Im Fall des Ausbleibens einer Reaktion aquatischer Organismen auf Renaturierungen werden folgende Faktoren als Ursachen vermutet: das Fehlen von Wiederbesiedlungsquellen im Einzugsgebiet in Verbindung mit geringen Dispersionsdistanzen aquatischer Organismen, der oftmals übergeordnete Effekt stofflicher Belastungen in Gewässern (inklusive des Sedimenteintrages) sowie der notwendige Mindestumfang für Renaturierungsmaßnahmen, insbesondere bzgl. der Schaffung und Verknüpfung von Schlüsselhabitaten (z.B. Totholz, Kies in Tieflandgewässern). Für die Fortschreibung der Pläne ist es aber entscheidend, dass neue Erkenntnisse zur Optimierung von Renaturierungsstrategien aus biozönotischer Sicht einfließen. Zudem kommt der Erfolgskontrolle eine große Bedeutung zu, um künftig Renaturierungsmaßnahmen zielgerichtet optimieren zu können. Vor diesem Hintergrund hat dieses Projekt zum Ziel, die Konzeption und Umsetzung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle stufenweise aus hydromorphologischer und biologischer Sicht (Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische) zu verbessern.

Das Projekt war in vier Module gegliedert und umfasste zusätzlich einen Workshop. Der erste Schritt (Modul 1) beinhaltete die Beschreibung von hydromorphologischen Bedingungen für den sehr guten und den guten ökologischen Zustand. Diese Beschreibungen wurden für alle verbreiteten Gewässertypen deskriptiv erstellt und durch eine umfassende Analyse des Zusammenhangs von ökologischem Zustand und hydromorphologischer Qualität überprüft (Kapitel 6). Kern des Projektes war die Untersuchung von Faktoren, die für eine positive biozönotische Reaktion nach Renaturierungen verantwortlich sind (Modul 2, Kapitel 7). Dies umfasste (1) die Analyse von Wiederbesiedlungsquellen sensibler Arten im Einzugsgebiet, (2) die Zusammenfassung der Kenntnisse zu Dispersionseigenschaften aquatischer Organismen, (3) die Analyse der Rolle stofflichen Gewässerbelastungen für Biozönosen und den Erfolg hydromorphologischer Renaturierungen sowie (4) die Auswertung von Renaturierungsstrategien. Die Analysen basierten im Wesentlichen auf sehr umfangreichen Daten zur Besiedlung, Struktur und Belastung von mehr als 12.000 Gewässerabschnitten in Deutschland, die von den Bundesländern zur Verfügung gestellt wurden. Ein wesentlicher Arbeitsschritt des Projektes war die Zusammenstellung, Aufbereitung und Erweiterung dieses umfangreichen Datensatzes; die Datenbank ist in Kapitel 4 dargestellt.

Abschließend wurden die Faktoren, die für eine positive biozönotische Reaktion nach Renaturierungen verantwortlich sind, in ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung oder Priorisierung integriert (Modul 3, Kapitel 8). Zudem wurde eine Strategie zur Erfolgskontrolle von Renaturie-

rungsmittelmaßnahmen entwickelt (Modul 4, Kapitel 9), die ein gestuftes Vorgehen umfasst und die Fragen beantwortet: (1) Ist bei der Verfehlung des guten ökologischen Zustands nicht dennoch eine Verbesserung eingetreten? (2) Ist bei der Verfehlung des guten ökologischen Zustands nicht dennoch eine hydromorphologische Verbesserung eingetreten? (3) Ist bei Verfehlung des guten ökologischen Zustands nicht dennoch eine biozönotische Verbesserung eingetreten?

### **3.2 Projektbearbeiter**

Das Projekt wurde von Daniel Hering (Universität Duisburg-Essen) geleitet. Die fachliche Betreuung übernahm ein projektbegleitender Beirat, bestehend aus Mechthild Banning (HLUG, Hessen), Eva Bellack (NLWKN, Niedersachsen), Norbert Kirchhoff (LANUV, Nordrhein-Westfalen), Ralf Köhler (LUGV, Brandenburg), Christoph Linnenweber (LUWG, Rheinland-Pfalz) und Karsten Pehlke (TLUG, Thüringen) unter Leitung des Umweltbundesamtes (Andreas Hoffmann und Stephan Naumann). Die weiteren am Projekt beteiligten Partner sind Tabelle 3.1 zu entnehmen.

Tabelle 3.1: Auflistung der am Projekt beteiligten wissenschaftlichen Partner. Zur Beschreibung der Module siehe Kapitel 0.

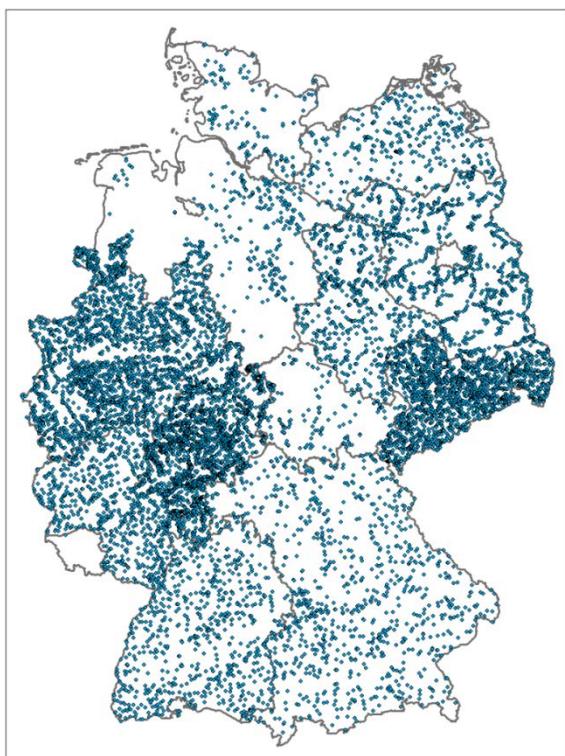
Bearbeiter	Bearbeitete Module	Kontakt
Daniel Hering	Projektleitung	Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie <a href="mailto:daniel.hering@uni-due.de">daniel.hering@uni-due.de</a> , T. 0201183-3084
Veronica Dahm	2.1, 3, Datenaquise, Datenbank	Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie <a href="mailto:veronica.dahm@uni-due.de">veronica.dahm@uni-due.de</a> , T. 0201183-4724
Benjamin Kupilas	2.4	Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie <a href="mailto:benjamin.kupilas@uni-due.de">benjamin.kupilas@uni-due.de</a> , T. 0201183-3113
Peter Rolauffs	4, Datenaquise	Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie <a href="mailto:peter.rolauffs@uni-due.de">peter.rolauffs@uni-due.de</a> , T. 0201183-2893
Peter Haase	2.2, 2.3	Forschungsinstitut Senckenberg, Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung <a href="mailto:peter.haase@senckenberg.de">peter.haase@senckenberg.de</a> , T. 06051 61954-3114
Heike Kappes	2.2	Forschungsinstitut Senckenberg, Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung <a href="mailto:heike.kappes@naturalis.nl">heike.kappes@naturalis.nl</a> , T. 0031-(0)71-5274761
Andrea Sundermann	2.2, 2.3, 3	Forschungsinstitut Senckenberg, Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung <a href="mailto:andrea.sundermann@senckenberg.de">andrea.sundermann@senckenberg.de</a> , T. 06051 61954-3124
Moritz Leps	2.3	Forschungsinstitut Senckenberg, Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung <a href="mailto:Moritz.Leps@senckenberg.de">Moritz.Leps@senckenberg.de</a> , T. 06051 61954-3117
Falko Wagner	1.2, 1.1	Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena (IGF) <a href="mailto:falko.wagner@igf-jena.de">falko.wagner@igf-jena.de</a> , T. 03641 637745
Uwe Koenzen	1.1, 1.2, 4	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:koenzen@planungsbuero-koenzen.de">koenzen@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0
Sebastian Döbbelt-Grüne	1.1, 1.2, 4	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:doebbelt-gruene@planungsbuero-koenzen.de">doebbelt-gruene@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0
Christian Hartmann	1.1, Datenaquise, Datenbank (Fische, HMWB)	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:hartmann@planungsbuero-koenzen.de">hartmann@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0
Christian Reuvers	1.1	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:reuvers@planungsbuero-koenzen.de">reuvers@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0
Uwe Zellmer	1.1	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:zellmer@planungsbuero-koenzen.de">zellmer@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0
Claudia Zins	1.1	Planungsbüro Koenzen <a href="mailto:zins@planungsbuero-koenzen.de">zins@planungsbuero-koenzen.de</a> , T. 02103 90884-0

## 4 Datengrundlagen

### 4.1 Datenumfang

Die Projektdatenbank im MS-Access-Format umfasst 12.938 Messstellen aus 14 Bundesländern (Abbildung 4.1 und Tabelle 4.1) zu denen Taxalisten und Metrics/Bewertungsergebnisse für die Organismengruppen Fische, Makrozoobenthos und/oder Makrophyten vorliegen. Die Probenahmen stammen aus den Jahren 2000 bis 2010 (mit einem Schwerpunkt auf den Jahren 2008 bis 2010). Die Daten zu Umweltvariablen umfassen Gewässerstruktur, Querbauwerke, Mikrohabitatem (in der Regel aus den Feldprotokollen der Probennahmen), Gewässerchemismus und Landnutzung (Corine Land Cover; EEA (2000)), sowie HMWB- Ausweisungsgründe und Angaben zum Oberflächenwasserkörper. Informationen zur Landnutzung sind für alle Bundesländer verfügbar, sowohl für das Teileinzugsgebiet, als auch für Streifen unterschiedlicher Länge und Breite entlang des Gewässers oberhalb der Messstelle. Informationen zur Gewässerstruktur wurden für elf Bundesländer eingearbeitet. Für Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt wurden ausgewählte Einzelparameter über verschiedene Längenintervalle (bis 15 km) oberhalb und unterhalb der Messstelle aggregiert. Während der Gesamtdatensatz vor allem zur Generierung von Verbreitungskarten und der Ermittlung von Wiederbesiedlungsquellen genutzt wurde, wurden die Daten aus fünf Bundesländern sukzessive komplettiert, um einen homogenen Datensatz für einen großen Teil der Auswertungen zu generieren. Diese Bundesländer sind Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Abbildung 4.1: Überblick über die räumliche Verteilung der in der Datenbank enthaltenen Messstellen.



**Tabelle 4.1:** Zahl der Messstellen (Stammdaten) mit biotischen und abiotischen Informationen in der Projektdatenbank. F = Fische, MP = Makrophyten, MZB=Makrozoobenthos; x = Daten liegen vor; \*NRW: Neben den umfangreichen biologischen Daten sind Stammdaten zahlreicher Messstellen vorhanden, zu denen lediglich physikochemische Informationen vorliegen. Die hier angegebene Zahl der Messstellen bezieht sich auf die Messstellen, an denen mindestens eine Organismengruppe beprobt wurde.

Bundesland	Stamm-daten	Taxalisten			Bewertung			Chemie	GSG lokal	GSG aggregiert	Land-nutzung	Mikro-habitat
		MZB	MP	F	MZB	MP	F					
Baden-Württemberg	749	582	290	-	582	218	-	182	641	-	678	x
Bayern	886	736	541	-	736	283	-	647	463	-	859	886
Berlin	56	56	-	-	56	-	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	878	567	-	-	567	-	-	-	-	-	877	x
Hamburg	21	x	-	x	x	-	2	x	x	-	18	21
Hessen	2.937	1.272	150	479	1.272	106	935	359	2.932	2.151	2.767	1.277
Mecklenburg-Vorpommern	376	142	45	142	142	7	142	162	246	-	369	x
Niedersachsen	601	370	286	83	370	232	83	66	349	-	515	x
Nordrhein-Westfalen	2.253*	2.100	1.336	1.121	2.102	758	1.121	2.439	2.351	2.291	3.058	467
Rheinland-Pfalz	932	597	82	237	597		237	510	684	-	714	-
Sachsen	2.374	393	127	1.476	393	109	1.476	x	498	-	995	x
Sachsen-Anhalt	558	422	310	247	422	203	247	500	534	470	551	403
Schleswig-Holstein	125	97	96	71	96	79	71	39	97	-	118	x

Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle

Bundesland	Stamm-daten	Taxalisten			Bewertung			Chemie	GSG lokal	GSG aggregiert	Land-nutzung	Mikro-habitat
		MZB	MP	F	MZB	MP	F					
Thüringen	192	151	136	101	151	110	101	160	157	-	168	127
<b>SUMME</b>	<b>12.938</b>	<b>7.485</b>	<b>3.399</b>	<b>3.957</b>	<b>7.486</b>	<b>2.105</b>	<b>3.959</b>	<b>4.872</b>	<b>8.952</b>	<b>4.912</b>	<b>11.687</b>	<b>3.181</b>

## 4.2 Datenverarbeitung

Die Datenabfrage Ende 2010 erfolgte über ein Excel-Template, das einen Rahmen für den Umfang und das Format der gewünschten Informationen vorgab. Im Kopfbereich der einzelnen Blätter waren kurze Hinweise für eine mögliche, standardisierte Formatierung enthalten. Aus einigen Bundesländern lagen schon Daten aus vorangegangenen Projekten vor, die in die Projektdatenbank mit aufgenommen wurden.

Die Tabellen der Projektdatenbank entsprechen in ihrem Inhalt den Templates der Datenabfrage. Die Verknüpfung der Tabellen erfolgt über die projektinterne ID der Messstellen (ID\_RS). Diese besteht aus einer neunstelligen Ziffer, wobei die ersten drei Ziffern das Bundesland anzeigen (beispielsweise Bezeichnung 101xxxxxx für Brandenburg oder 107xxxxxx für Nordrhein-Westfalen). Die letzten sechs Ziffern geben eine fortlaufende Nummer an und erlauben damit pro Bundesland die Speicherung von 999.999 Messstellen. Im ersten Schritt wurden die Stammdaten zu allen Messstellen erfasst, importiert und mit der ID\_RS versehen. Alle weiteren Detailtabellen wurden in späteren Arbeitsschritten mit dieser abgeglichen und verknüpft. Einige Datenfelder innerhalb der Detailtabellen wurden aus Gründen der Nachvollziehbarkeit redundant belassen (z.B. bundeslandspezifische Proben- bzw. Messstellenbezeichnungen). Die Verknüpfung der Stammdaten mit den Bewertungsergebnissen erfolgte für das Makrozoobenthos und die Makrophyten über das Feld „ID\_Bew“, welches aus der ID\_RS mit dem jeweiligen Probenahme-Code (ID\_PN) generiert wurde, für die Fische über das Feld „ID\_Fisch“.

### Biotische Daten

Die biotischen Daten umfassen Taxalisten und Bewertungsergebnisse zu Makrozoobenthos, Fischen und Makrophyten. Aus einigen Bundesländern liegen Daten zum Phylobenthos vor. Sie wurden in die Datenbank integriert, aber im Projekt nicht ausgewertet. Die Taxalisten aller Organismengruppen wurden auf ihren Inhalt geprüft und falsch zugeordnete Taxa entfernt. Taxacodes (ID\_Art, DV-Nummer) wurden ergänzt und die Taxanamen zwischen den Bundesländern vereinheitlicht. Dies geschah für das Makrozoobenthos auf Grundlage der operationellen Taxaliste (Version Mai 2011):

<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/bestimmung/> [15. August 2013]), für die Fische und Makrophyten auf Grundlage der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde (Bayerisches Landesamt für Umwelt, Stand September 2011: [www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet\\_fluesse/qualitaetssicherung/](http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_fluesse/qualitaetssicherung/) [15. August 2013]).

Die Berechnung der Metrics und Bewertungsergebnisse erfolgte für das Makrozoobenthos mit der Software Asterics 3.3, für die Makrophyten mit der Software Phylib 4.1-DV-Tool. Für die Makrophytentypen TRk, TNm und MRS wurden zusätzlich auf Grundlage von programmierten Abfragen der Datenbank zur Interkalibrierung der Makrophyten-Bewertungsverfahren (Birk & Willby 2011) verschiedene weitere Bewertungsmetriks berechnet. Außerdem wurden verschiedene Abundanz- und Diversitätsmaße für die einzelnen Vegetationsaufnahmen berechnet und Anzahl sowie Häufigkeit von unterschiedlichen Wuchsformen quantifiziert.

Die von den Bundesländern bereitgestellten Daten zur Fischfauna umfassen neben den ca. 750 Referenzzönosen über 4.900 Befischungsdaten (Probenahmen) aus elf Bundesländern mit Angaben von Vorkommen und Individuenzahlen der einzelnen Fischarten sowie die Bewertung der Messstellen nach dem fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS). Nach einem Abgleich der ursprünglich rund 1.000 Referenzzönosen wurden gut 200 redundante Referenzen identifiziert und aus der Datenbank herausgenommen (Tabelle 4.2). Zunächst wurden die Ge-

samtzahlen aller bei einer Probenahme erfassten Individuen berechnet. Anschließend wurden die prozentualen Anteile der Individuenzahlen der einzelnen Arten an diesem Gesamtfang ermittelt. Schließlich wurde diese Anteile je Probenahme und Fischart mit der zugehörigen Referenz abgeglichen und die Differenz von Fang zur Referenzfischfauna berechnet (in Prozentpunkten). Dadurch wurde die Grundlage für eine referenzbezogene Auswertung der relativen Häufigkeiten der Fischarten geschaffen. Darüber hinaus wurden die erfassten Individuenzahlen für jede Fischart je Probenahme auf eine befischte Strecke von 100 m umgerechnet (standardisiert), um auch die Individuendichten an verschiedenen Probestrecken vergleichen zu können.

Tabelle 4.2: Übersicht der ausgewerteten Fischdaten.

Bundesland	Datensätze				
	Befischungsdaten (n Probenahmen)	Bewertung nach fiBS		Fischreferenzen	Bemerkung
		Datensätze gesamt	davon gepoolt		
Baden-Württemberg	-	-	-	19	
Brandenburg	-	-	-	187	
Hessen	495	935	0	83	
Mecklenburg-Vorpommern	260	144	144	68	
Niedersachsen	141	83	51	77	Daten bis auf Einzelfälle nur für HMWB vorliegend
Nordrhein-Westfalen	1.469	1.156	18	33	
Rheinland-Pfalz	266	261	k.A.	21	
Sachsen	1.795	1793	729	21	
Sachsen-Anhalt	300	302	0	188	
Schleswig-Holstein	73	54	k. A.	29	Befischungs- und fiBs-Daten nur für HMWB, Referenzen für alle Fließgewässer vorliegend
Thüringen	102	95	0	21	
<b>SUMME</b>	<b>4.901</b>	<b>4.823</b>	<b>942</b>	<b>747</b>	

Einige Bundesländer lieferten überwiegend (Niedersachsen) bzw. ausschließlich (Schleswig-Holstein) Daten für erheblich veränderte Gewässer (HMWB). Die Befischungs- und Bewertungsergebnisse für natürliche Fließgewässer können in diesen Fällen in der Auswertung nicht berücksichtigt werden.

Die Fließgewässertypen wurden den Messstellen gemäß der Angaben der Bundesländer zugeordnet. Die Auswertungen erfolgten gewässertypspezifisch sofern die Messstellenanzahl ausreichend groß war. Für das Makrozoobenthos und die Fische wurden ansonsten Gewässertypgruppen gebildet (Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: Gewässertypgruppen für die Trennung der Analysedaten auf Basis des allgemeinen Gewässercharakters.

Gewässertypgruppe	Abkürzung	LAWA-Typen
Mittelgebirgsbach	MGB	5, 5.1, 6, 7
Mittelgebirgsfluss	MGF	9, 9.1, 9.2
Tieflandbach	TLB	11, 14, 16, 18, 19
Tieflandfluss	TLF	12, 15, 15g, 17, 20

## Umweltvariablen

Die Umweltvariablen umfassen Angaben zum Gewässerchemismus, zur Gewässerstruktur, zu Querbauwerken, zur Zusammensetzung der Mikrohabitatem sowie zur Landnutzung in Streifen entlang des Gewässers oberhalb der Probstelle und im gesamten flussaufwärts gelegenen Teilinzugsgebiet.

**Physikochemische Daten** werden in den einzelnen Bundesländern in Bezug auf Parameter, Bezeichnungen und Einheiten unterschiedlich erhoben und gespeichert. In einem ersten Schritt wurden die Parameter für die Bundesländer Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen homogenisiert und in zusätzliche Spalten in der Chemie-Tabelle eingetragen.

Informationen zur **Gewässerstruktur** wurden von zwölf Bundesländern entweder in Form des ausgefüllten Templates oder durch Shapefiles zur Verfügung gestellt. Da Kartierverfahren und Datenstruktur zwischen den Bundesländern variieren, wurden die Daten zunächst in einzelnen Tabellen in die Datenbank überführt. Für Nordrhein-Westfalen, Hessen und Sachsen-Anhalt, wurde eine Aggregation der Gesamtstrukturbewertung und ausgewählter Einzelstrukturparametern in 28 Intervallen bis 15 km stromauf und stromab durchgeführt. Die Selektion dieser Parameter erfolgte auf Basis der Ergebnisse von neun Untersuchungen und Experteneinschätzungen aus verschiedenen Bundesländern zu Struktureffekten auf den ökologischen Zustand (Twelbeck 2005, Bunzel-Drücke et al. 2007, Völker & Borchardt 2007, Wagner & Arle 2007, Konzen et al. 2008, Kail & Hering 2009, LUWG 2010, Arle & Wagner 2011, Wagner 2011, HMULV 2008). Neben der Gesamtstrukturbewertung erwiesen sich zehn Einzelstrukturparameter (Tabelle 4.4) als besonders relevant.

**Tabelle 4.4:** Übersicht der für die statistischen Analysen aggregierten Struktureinzelparameter, \* abweichende Parameter-Nummerierung bei den GSG-Daten aus Nordrhein-Westfalen, da den Daten hier das Kartierverfahren nach LUA (1998) zugrunde liegt.

Hauptparameter LAWA (2000)	Einzelparameter LAWA (2000)	Hauptparameter LUA (1998)*	Einzelparameter LUA (1998)*
1. Laufentwicklung	1.1 Laufkrümmung	1. Laufentwicklung	1.1 Laufkrümmung
	1.3 Längsbänke		1.3 Längsbänke
2. Längsprofil	2.1 Querbänke	2. Längsprofil	2.1 Querbänke
	2.5 Strömungsdiversität		2.5 Strömungsdiversität
3. Querprofil	3.4 Breitenvarianz	4. Querprofil	4.4 Breitenvarianz
4. Sohlstruktur	4.3 Substratdiversität	3. Sohlstruktur	3.3 Substratdiversität
	4.4 Besondere Sohlenstrukturen		3.4 Besondere Sohlenstrukturen
5. Uferstruktur	5.1 Uferbewuchs	5. Uferstruktur	5.1 Uferbewuchs
	5.3 Besondere Uferstrukturen		5.3 Besondere Uferstrukturen
6. Gewässerumfeld	6.2 Gewässerrandstreifen	6. Gewässerumfeld	6.2 Gewässerrandstreifen

Jeder Probestelle wurden über Abfrageroutinen in ArcGIS 10 (ESRI) die Strukturinformationen bis zu einer Entfernung von 15 km stromauf und stromab zugeordnet. Stromauf wurden dabei alle im bereitgestellten Gewässernetz enthaltenen Seitengewässer einbezogen. Die Datenaggregation erfolgte ausschließlich für die genannten Bundesländer, da die verwendeten Vor-Ort-Kartierverfahren (LUA 1998, LAWA 2000) vergleichbar sind und die LAWA-Gewässertypen des Tieflands und der Mittelgebirge in diesen Bundesländern vollständig repräsentiert werden.

Daten zur **Landnutzung** (Corine Land Cover) wurden GIS-basiert innerhalb von Streifen unterschiedlicher Länge (500 m bis 15.000 m) und Breite (50 m bis 500 m) entlang des Gewässers flussaufwärts ermittelt. Nebengewässer wurden mit einbezogen. Weiterhin wurden die Teileinzugsgebiete der Messstellen durch Auswertung der Wasserscheiden im DGM-D abgegrenzt. Die Landnutzungsanteile der Streifen entlang der Gewässer und der Teileinzugsgebiete wurden berechnet und tabellarisch als Summe des Flächenanteils je Nutzungstyp gespeichert. Der Nutzungsstatus wurde für die Jahre 1990, 2000 und 2006 abgefragt.

Daten zur **Mikrohabitat-Zusammensetzung** wurden für 3.182 Messstellen integriert. Insgesamt liegen aus zehn Bundesländern Daten vor, diese jedoch zum Teil noch in den original MHS Erfassungsbögen, als Textdokumente, PDF-Dateien oder als Scans der Originale.

In der Datenbank sind Daten zu knapp 5.600 **Oberflächenwasserkörper (OWK)** aus 14 Bundesländern integriert (

Tabelle 4.5). Dabei handelt es sich überwiegend um OWK, zu denen auch Messstellendaten vorliegen. Die Datenbank umfasst somit in der Regel nicht alle OWK eines Bundeslandes. Neben Gewässername und LAWA-Fließgewässertyp enthält die Tabelle u.a. auch Informationen zur Stauregulierung und Angaben zur Vorlandausprägung der Oberflächenwasserkörper. Über die OWK-Nummer kann die Tabelle mit den Stammdaten der Messstellen verknüpft werden.

Tabelle 4.5: Übersicht über die in die Datenbank integrierten Oberflächenwasserkörper.

Bundesland	Status				SUMME
	NWB	HMWB	AWB	keine Angabe	
Baden-Württemberg	349	52	2	4	407
Bayern	612	99	23	7	741
Berlin	-	25	4	-	29
Brandenburg	-	-	-	274	274
Hamburg	-	5	-	-	5
Hessen	399	34	-	32	433
Mecklenburg-Vorpommern	116	123	8	-	247
Niedersachsen	22	241	44	42	349
Nordrhein-Westfalen	759	1.042	97	-	1.898
Rheinland-Pfalz	-	-	-	14	14
Sachsen	387	228	5	3	623
Sachsen-Anhalt	84	163	24	-	271
Schleswig-Holstein	-	206	15	-	221
Thüringen	41	17	1	2	61
SUMME	2.769	2.235	223	378	5.573

### 4.3 Integration von Funddaten in das BioFresh Datenportal

Der heutige umfangreiche Kenntnisstand in Bezug auf Taxonomie, Habitatansprüche und Verbreitung von aquatischen Organismen ist der Jahrzehntelangen Beprobung und Untersuchung von Fließgewässern gedankt. Während viele Erkenntnisse veröffentlicht wurden, bleiben jedoch gerade die zugrundeliegenden Funddaten häufig in Aktenordnern oder auf Festplatten zurück. Auch Funddaten neuerer Projekte werden nicht zentral gesammelt. Zur Verbesserung der Identifizierung von Hot Spots der Biodiversität, die als Besiedlungsquellen fungieren können, und auch vor dem Hintergrund des Schutzes entsprechender Gewässerabschnitte (Stichwort: Verschlechterungsverbot) ist die Zusammentragung und Veröffentlichung von Funddaten erstrebenswert.

Ein Ziel des vorliegenden Projekts war der Aufbau eines Online-Eingabemoduls in das faunistische und floristsche Funddaten eingearbeitet und abgerufen werden können. Es wurde jedoch auf den Aufbau eines projekteigenen Portals verzichtet, da vor wenigen Jahren das Datenportal BioFresh ([data.freshwaterbiodiversity.eu](http://data.freshwaterbiodiversity.eu) [16.12.2014]) ins Leben gerufen wurde. Es wurde im Rahmen des gleichnamigen EU-geförderten Projekts aufgebaut und richtet sich an Wissenschaftler und Anwender. Daten zur Biodiversität aquatischer Systeme werden hier integriert und unterliegen einer strengen Qualitätskontrolle durch die beteiligten Institutionen. Derzeit enthält es alle Daten zu aquatischen Organismengruppen aus GBIF sowie die IUCN Daten zu aquatischen Ökosystemen. Momentan sind Metadaten zu 101 Datenbanken die Fließgewässer betreffen (<http://data.freshwaterbiodiversity.eu/metadb/metaDBQry/>, [16.12.2013]) integriert. Dazu gehören bereits die Datensätze von acht Bundesländern, die im Rahmen des vorliegenden Projekts die Erlaubnis gaben, die zur Verfügung gestellten Monitoring-Daten einer oder mehrerer Organismengruppen über BioFresh zu veröffentlichen. Die Funddaten werden über eine Suchfunktion abrufbar und eine interaktive Karte sichtbar gemacht. Bei jeder Abfrage werden die Datenquellen angezeigt. Die Bundesländer, die der Veröffentlichung zugestimmt haben, sind: Bayern, Berlin, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Sachsen-Anhalt. Ein weiteres Ziel ist es, eine anwenderfreundliche deutschsprachige Suchfunktion zu integrieren.

Zusätzlich wurden aus der Literatur (z.B. Lauterbornia) und anderen Projekten (z.B. Typologieprojekt Nordrhein-Westfalen, LUA 1999) Funddaten zu 500 weiteren Messstellen in Bayern, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt zusammengetragen.

## 5 Workshop

Am 15. und 16. März 2012 fand im Rahmen des Projektes der Workshop „**Neue Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern**“ statt ([workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de](http://workshop2012.fliessgewaesserrenaturierung.de)).

An der Veranstaltung nahmen 106 Vertreter aus Planungsbüros, Forschungsinstituten sowie aus der Wasser- und Umweltverwaltung teil. Veranstaltungsort war das Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum in Frankfurt. Ziel der Veranstaltung war es, durch Vorträge und Workshops einen Austausch zwischen Praktikern und Wissenschaftlern zu aktuellen Fragen der Renaturierungsplanung und des Renaturierungserfolgs zu ermöglichen. Die Vorträge konzentrierten sich am ersten Tag des Workshops auf internationale Ansätze zur Renaturierung, am zweiten Tag berichteten Vertreter der Bundesländer über Strategien und Erfahrungen mit Renaturierungsmaßnahmen. Die Themen der Workshops waren an die Projektmodule angelehnt. Diskussionsleitfäden wurden im Vorfeld an alle Teilnehmer versandt um zielgerichtet relevante Fragen für das Projekt zu erörtern. Die Ergebnisse sind in einem separaten Bericht zusammengefasst (auf der Website des Workshops abrufbar) und gaben wichtige Impulse zur Ausgestaltung der Produkte des Projektes.

## 6 Ermittlung von typbezogenen hydromorphologischen Effizienzkriterien

### 6.1 Hintergrund

Maßnahmen zum Erreichen des guten ökologischen Zustands in Fließgewässern zur Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fokussieren aktuell neben dem Bau von Kläranlagen zur Reduktion punktueller Stoffeinträge vor allem auf die Verbesserung der morphologischen Bedingungen im Gewässer und ihrer Auen. Renaturierungsprojekte beschränken sich bisher meist auf relativ kurze Gewässerabschnitte mit Längen unter einem Kilometer. Aussagekräftige Ergebnisse projektbegleitender Erfolgskontrollen sind noch selten und lassen kaum Ableitungen allgemeingültiger Empfehlungen zu Mindestabschnittslängen und strukturellen Mindestanforderungen von Renaturierungsstrecken zu.

Ergebnisse aus Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen den gewässermorphologischen Bedingungen und dem Zustand der Fließgewässerlebensgemeinschaft belegen eine klare Abhängigkeit von der betrachteten räumlichen Skala (Schmutz et al. 2007, Koenzen et al. 2008, Schütz et al. 2008, Arle & Wagner 2011, LANUV NRW 2011), obgleich Struktureffekte häufig durch andere Einflussfaktoren wie Landnutzung oder stoffliche Belastung überlagert werden. Deutliche Effekte der Gewässermorphologie und der Landnutzung sind auf Skalen bis 1 km (Schattmann 2008, Schütz et al. 2008), 2,5 km (Kail & Hering 2009), 5 km (Koenzen et al. 2008), 10 km (Schmutz et al. 2007) und 15 km (Arle & Wagner 2011) um die Probestellen sowie durch die Ausprägung dieser Parameter im gesamten Einzugsgebiet der Probestellen (z.B. Koenzen et al. 2008) von Fisch- oder Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften gefunden worden.

Weitgehend unklar ist, ob in diesen großkaligen Beziehungen biologische Interaktionen (z.B. Individuenaustausch) zwischen nahen Gewässerabschnitten unterschiedlicher Strukturgüte oder tatsächlich der Raumbedarf einer eigenständigen, naturraumtypischen Lebensgemeinschaft zum Ausdruck kommen.

Grenz- bzw. Empfehlungswerte für die mittlere Gewässerstruktur (inklusive Struktureinzelparameter) von Gewässerabschnitten, bezogen auf unterschiedliche räumliche Skalen, konnten für einzelne Gewässertypen bzw. Gewässertypgruppen ermittelt werden.

Bezogen auf die Bewertung von Einzel- oder Hauptstrukturparametern nach LAWA (2000, 2002) wurden Schwellenwerte zwischen den Güteklassen 3 und 5 als Voraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustands ermittelt (Richter 2006, Koenzen et al. 2008, Rolauffs et al. 2010, Arle & Wagner 2011, LANUV NRW 2011).

Trotz Hinweisen aus einzelnen Gewässertypen (z. B. Schattmann 2008) fehlen verallgemeinerbare Erkenntnisse zu kleinskaligen Wechselwirkungen zwischen Gewässerabschnitten unterschiedlicher morphologischer Qualität auf der Ebene der biologischen Komponenten. Dies betrifft auch die Bedeutung räumlicher Verteilungsmuster von Teilabschnitten unterschiedlicher Gewässerstrukturgüte (hydromorphologischer Qualität) für den ökologischen Zustand in einem Teilabschnitt, aber auch einem Teileinzugsgebiet. Damit fehlen wichtige Grundlagen für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen.

Ziel von Renaturierungen ist die Schaffung der hydromorphologischen Voraussetzungen für das Erreichen des guten ökologischen Zustands. Für die praktische Planung entscheidend sind daher die strukturelle Mindestqualität und die räumlichen Voraussetzungen für die Entwicklung einer sich selbst erhaltenden, typspezifischen Lebensgemeinschaft.

Folgende Fragen stehen dabei im Mittelpunkt:

1. Welche strukturelle Mindestqualität muss ein Renaturierungsabschnitt als Basis für eine Lebensgemeinschaft im guten ökologischen Zustand erreichen?
2. Welche Mindestlänge muss ein solcher Abschnitt aufweisen?
3. Welche Distanz darf zwischen derartigen Abschnitten liegen, damit potenziell vorhandene, positive Fernwirkungen auch in Zwischenbereichen den guten ökologischen Zustand ermöglichen?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden zunächst vorliegende Erkenntnisse zusammengetragen und ausgewertet (Kapitel 6.2). Diese beziehen sich zum einen auf Beschreibungen des sehr guten ökologischen Zustands, die im Wesentlichen auf den vorliegenden hydromorphologischen Leitbildern der Fließgewässertypen basieren. Zum anderen wurden vorliegende Ergebnisse zu hydromorphologischen Voraussetzungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands ausgewertet.

Durch statistische Analysen der ökologischen Zustandsdaten aus dem WRRL-Monitoring sowie v.a. Daten zur Gewässerstruktur der Probestellen und angrenzender Abschnitte sollen darüber hinaus vorhandene Wissensdefizite verringert und die o.g. Fragen detaillierter beantworten werden (Kapitel 6.3).

Die Ergebnisse dieser beiden Teilarbeitsschritte bilden die Grundlage der typspezifischen Beschreibungen der hydromorphologischen Voraussetzungen für die Erreichung des guten ökologischen Zustands. Diese werden zusammen mit dem sehr guten ökologischen Zustand in Form von Habitatskizzen, Ausprägungen einzelner hydromorphologischer Parameter sowie textlichen Beschreibungen in **gewässertypspezifischen Steckbriefen** aufbereitet (Anhang 1). Die Steckbriefe enthalten im Einzelnen:

- Sehr guter ökologischer Zustand
  - Kurzbeschreibung
  - Ausprägung aller Einzelparameter
  - Habitatskizzen (Gewässerlauf, Meso- und Mikrohabitatemebene)
- Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)
  - Kurzbeschreibung
  - Ausprägung aller Einzelparameter
  - Habitatskizzen (Mesohabitatemebene)
- Guter ökologischer Zustand (Aufwertungslebensraum)
  - Ausprägung relevanter Einzelparameter
- Mindestausstattung zur funktionalen Verknüpfung von Lebensräumen
  - Ausprägung relevanter Einzelparameter
- Ermittlung des Entwicklungskorridors (Teil-)Einzugsgebietsbezogene strukturelle Anforderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes (Guter ökologischer Zustand – großräumig)
- Vorkommen des Gewässertyps in den Bundesländern (gemäß WRRL-Bestandsaufnahme)
- Literatur (Auswahl)

Die Darstellungen basieren im Wesentlichen auf der Auswertung der vorliegenden Erkenntnisse und den statistischen Auswertungen. Die Habitatskizzen und textlichen Beschreibungen sind für fast alle Fließgewässertypen abgebildet (ausgenommen Typ 22 „Marschengewässer“ und Typ 23 „Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse“).

## 6.2 Auswertung vorliegender Unterlagen

### 6.2.1 Zusammenstellung und Ergänzung hydromorphologischer Parameter

Angelehnt an die überarbeitete Fassung der biozönotischen Fließgewässertypen Deutschlands (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) wurden zahlreiche hydromorphologische Parameter zur Beschreibung der Zustände zusammengetragen. Die Parameter wurden zum einen der aktuellen Gewässerstruktur-Kartieranleitung des LANUV NRW für kleine bis große Gewässer entnommen (LANUV NRW 2012a). Diese enthält im Vergleich zur vorherigen Version der Kartieranleitung für kleine bis mittelgroße Gewässer (LAWA 2000) neue Einzelpараметer (z.B. die Verockerung), die im Rahmen des vorliegenden Projektes herangezogen wurden. Daneben gibt es Parameter – z.B. zur Charakterisierung des IST-Zustandes eines Kartierabschnitts – die nicht berücksichtigt wurden (Abschnittslänge, Mittlwassertiefe, Sonderfälle, Strömungsbilder u.a.), da diese für die Beschreibung der Gewässerstrukturqualität keine direkte Relevanz haben.

Ferner wurden Parameter ergänzt, die auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes (erheblichen) Einfluss auf die Besiedlung der Fließgewässer ausüben können. Zusammengefasst handelt es sich dabei um Parameter, die detaillierte Angaben zur Beschaffenheit der Sohlsubstrate, zu Überschwemmungsgebieten, zur Intensität dynamischer Prozesse im Gewässer, zur ökologischen Durchgängigkeit sowie zum Wasserhaushalt liefern. Diese „zusätzlichen Parameter“ werden im Folgenden genannt und ihre Bedeutung kurz erläutert. Einige dieser Parameter sind in dem Spektrum der Gewässerstruktur-Kartieranleitung bereits enthalten; jedoch mit abweichendem Detaillierungsgrad.

Zur Beschreibung der **Gewässerstruktur (Morphologie)** wurden folgende Parameter aufgenommen:

Die **Verockerung** ist ein chemischer Prozess bei dem Eisen oder Mangan im Gewässer ausfällt. Dies kann ein natürlicher Prozess sein, der aber keinem speziellen Gewässertyp zugeordnet werden kann. Daher wird die Verockerung hier als reiner Schadparameter erfasst, der auf anthropogene Eingriffe wie die Drainage anmooriger Böden, zurückzuführen ist.

Anhand des **Lauftyps** können die Fließgewässer zunächst in eine von zwei großen Gruppen sortiert werden, den Einbettgerinnen und den Mehrbettgerinnen. Anschließend können Untergruppen zugewiesen werden (nebengerinnereich, anastomosierend u.a.). Mittels dieser Einstufung erhält man schnell eine orientierende Vorstellung von dem jeweiligen Gewässertyp, den dominanten Prozessen und den daraus entstehenden Formen auf der Sohle, an den Ufern und in der Aue.

Der **Feinsedimentanteil** auf bzw. in der Gewässersohle ist aufgrund negativer Auswirkungen durch anthropogenen Feinsedimenteintrag von Bedeutung. Ein erhöhter Eintrag von Sand, Ton, Schluff, Lehm oder Schlamm kann zur Verstopfung des Interstitials und somit zum Verlust von bedeutenden (Teil-)Habitaten führen. Die Problematik der Feinsedimente spielt vor allem in den kies- bis schottergeprägten Gewässern eine wichtige Rolle, da dort die Feinsedimentanteile natürlicherweise vergleichsweise gering sind. Erhöhte Belastungen treten v.a. in staueprägten Bereichen, bei gewässernahen intensiven Nutzungen und Einleitungen von belastetem Oberflächenwasser auf. Der **Feinsedimentanteil (%)** gibt an, welche Anteile an Feinsedimenten (v.a. Sand, Ton, Schluff) in der Sohle eines Gewässers nicht überschritten werden sollten bzw. ob es dominante Feinsedimentanteile im Gewässer gibt.

Demgegenüber gibt der **Grobsedimentanteil** den Anteil an Kiesen oder gröberen Substraten an, der u.a. als Laichsubstrat für typspezifische Fischarten notwendig ist, bzw. ob es für den jeweiligen Zielzustand dominante Anteile an groben Sedimenten im Gewässer geben muss.

Die Angaben zu Feinsediment- und Grobsedimentanteilen im Fließgewässer sind – wie die Angaben zum Sohlsubstrat allgemein – oft auch für die funktionale Verknüpfung typspezifisch besiedelter Gewässerabschnitte von besonderer Relevanz.

Der **Anteil dynamischer bzw. lagestabiler Substrate** (z.B. Sand oder Kies) am dominierenden Substrat hat immensen Einfluss auf die Besiedlung eines Fließgewässers. Zu geringe Anteile von lagestabilen Substraten können die Besiedlung mit typischen Arten der Fauna und Flora erschweren oder sogar verhindern (z.B. in sandgeprägten Bächen). Demgegenüber sind für zahlreiche meist spezialisierte Arten wiederum Anteile dynamischer, regelmäßig umgelagerter Substrate von elementarer Bedeutung (z.B. dynamische, lockere Sandbänke für den Steinbeißer).

Der **Totholzanteil** gibt den sichtbaren Anteil von Totholz im Gewässerbett an. Totholz bietet Lebensraum für zahlreiche (spezialisierte) Arten und initiiert naturnahe Strömungs- und Tiefenverhältnisse. Die absolute Totholzmenge im potenziell natürlichen Zustand hängt hauptsächlich von der Gewässer- und Auengröße ab. Je größer das Gewässer ist, desto größer ist sein potenzielles Überschwemmungsgebiet und somit sein potenzielles Reservoir an Totholz. Dagegen sinkt der prozentuale Holzanteil am Sohlsubstrat mit zunehmender Gewässergröße, da größere Gewässer tendenziell mehr Schleppkraft haben als kleinere, sodass hier selbst große Stämme transportiert werden.

**Makrophyten** bieten Lebensraum, Deckung und Nahrung z.B. für Fische und Organismen des Makrozoobenthos. Insbesondere in kleineren Gewässern nehmen sie auch Einfluss auf die Strömungs- und Tiefenvarianz. Art und Menge der potenziell auftretenden Makrophyten können auch innerhalb eines Fließgewässertyps relativ stark variieren. Daher werden die Deckungsgrade des Makrophytenbewuchses in vergleichsweise groben Klassen (prozentual) eingeschätzt.

Die **Tiefenerosion** oder **Sohlenerosion** kann einen natürlichen Prozess anzeigen. Sie gehört bei einigen Fließgewässertypen zum potenziell natürlichen Zustand. Hingegen weist starke Tiefenerosion oft auf hydraulische Belastungen (z.B. durch Einleitungen) oder auf begradigte Gewässerläufe mit befestigten Ufern hin. Sie führt dazu, dass sich das Profil eintieft, sodass die Aue von der Überflutungsdynamik des Gewässers zunehmend abgekoppelt wird. Dadurch wird insbesondere auch die potenziell in der Aue vorkommende Fauna und Flora stark beeinträchtigt. Andauernde Tiefenerosion kann ein starkes Defizit für Organismen darstellen, die auf eine stabile Lagerung oder bestimmte Zusammensetzung des Sohlmaterials angewiesen sind. Insgesamt gilt die Tiefenerosion daher als wichtiger Summenparameter und Zeiger sowohl von natürlichen als auch von anthropogenen bedingten Prozessen. Um die verschiedenen natürlichen Ausprägungen zu erfassen wird die Tiefenerosion als „zusätzlicher Parameter“ geführt und mithilfe nominaler Klassen (keine, schwach, mäßig, stark) beschrieben. Zudem ist dieser Parameter in der neuen Gewässerstruktur-Kartieranleitung (LANUV NRW 2012a) im Parameter „3.01 Besondere Sohlbelastungen“ als „übermäßige Tiefenerosion“ enthalten.

Die **Beschattung** der Gewässer (i.d.R. durch Gehölzbewuchs) ist insbesondere bedeutend für das Mikroklima und verhindert eine übermäßige Verkrautung. Auch bestimmte Arten nutzen bevorzugt beschattete Uferbereiche und ins Wasser ragende Wurzelflächen. Die Wasserläufe von Bächen und kleinen Flüssen können streckenweise komplett beschattet sein, wohingegen bei größeren Flüssen nur die Ufer stärker beschattet sind. Ein naturnaher Bestand an großen lebensraumtypischen Gehölzen wirkt darüber hinaus dem Aufkommen bestimmter Neophyten entgegen (z.B. Drüsiges Springkraut, *Impatiens glandulifera*).

Der für eine gewässertypkonforme Entwicklung notwendige Entwicklungskorridor gibt an, wie viel Raum das Gewässer mindestens für eine Entwicklung leitbildtypischer Strukturelemente benötigt. So kann einerseits das Gewässer innerhalb dieses Korridors alle leitbildtypischen Strukturen ausbilden und andererseits ein Teil der Aue z.B. landwirtschaftlich genutzt werden, solange das Gewässer diesen Teil nicht in Anspruch nimmt.

Zur Beschreibung der **Durchgängigkeit** wurden folgende Parameter aufgenommen:

Für eine Bewertung der **longitudinalen und lateralen Durchgängigkeit** eines Gewässers reicht es nicht aus, nur die Art der Bauwerke zu berücksichtigen. Wichtiger ist eine valide Beurteilung der Passierbarkeit dieser Hindernisse. Neben der Passierbarkeit des Gewässerlaufs sind vor allem bei den größeren Gewässern auch die Anbindung der Aue – insbesondere bei unterjährlichen Hochwasserabflüssen – sowie die Vernetzung von Gewässerlauf und Auengewässern von hoher Bedeutung. Daher wurde auch die laterale Durchgängigkeit als Einzelparameter aufgenommen.

Der **Geschiebehaushalt** der Sohle ist bei vielen Gewässern von der Dynamik zwischen flussabwärts gerichtetem Transport und Sedimentation geprägt. Dieser zusätzliche Parameter wird unter dem Hauptparameter „Durchgängigkeit“ ergänzend betrachtet. Beeinträchtigungen können z.B. durch Querbauwerke, Uferverbau, Landnutzung oder Geschiebeentnahmen bzw. -zugaben erfolgen.

Zur Beschreibung des **Wasserhaushaltes** wurden folgende Parameter aufgenommen:

Die **Wassermenge** gibt Aufschluss über die Wasserführung der Gewässer. Mögliche Besonderheiten wie (temporäres) Trockenfallen wurden aufgenommen. Anthropogene Veränderungen der Wassermenge können zu einer erheblichen Überprägung eines Fließgewässers führen.

Die **Abflussdynamik** beschreibt die Schwankungen der Abflussmengen der Gewässer. Mittels dieser Angabe kann das hydraulische Potenzial eines Gewässers eingeschätzt werden. Bei hoher Dynamik variieren die hydraulischen Kräfte im Gewässerbett sehr stark, sodass es vermehrt zu Erosionsereignissen und Verlagerungen kommen kann. Bei geringerer Dynamik sind die Auswirkungen der Abflussverhältnisse auf die Morphologie geringer. Auch die Ausprägung der Grundwasserverhältnisse kann großen Einfluss auf die Abflussdynamik haben.

Die **Flächiger Sohlenverbau** wurde als Schadparameter aufgenommen. Dieser unterbindet den natürlichen Wasseraustausch zwischen Fluss, Aue und Boden, sodass vom Fließgewässer aus weniger oder gar kein Wasser in den Untergrund sickern kann und umgekehrt. Eine **Kolmatierung in Stauräumen** kann zudem dazu führen, dass der Wasser- und Stoffaustausch zwischen Fließgewässer und Grundwasser beeinträchtigt wird. Ferner kann das Interstitial in kolmatierten Gewässerabschnitten nicht mehr oder nur eingeschränkt als Lebensraum genutzt werden. Der Parameter wird hier ausschließlich hinsichtlich seiner Wirkung auf den Wasserhaushalt betrachtet. Über die aktuelle Gewässerstruktur-Kartieranleitung (LANUV NRW 2012a) fließt der Schadparameter „Kolmatierung“ zudem als Parameter „3.01 Besondere Sohlbelastungen“ ein.

Das **Ausuferungsvermögen** verdeutlicht die Verzahnung von Fließgewässer und Aue. Es gibt an, wie oft das Fließgewässer aufgrund der Aufnahmekapazität des Flussbettes und der zeitlichen Verteilung und Menge des Abflusses seine Ufer übertritt (LUA NRW 2001a, 129). Dieser „Auenparameter“ ist eine wesentliche Steuergröße und beeinflusst unmittelbar Formenschatz und Besiedlung der Aue.

Zusammenfassend ergibt sich eine Parametrisierung, die eine wichtige Grundlage zur Bewertung der besiedlungsrelevanten Sohl-, Ufer- und Umfeldstrukturen der bundesdeutschen Fließgewässertypen bildet.

## 6.2.2 Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands

Zur Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands wurden zunächst die Leitbilder für alle relevanten Parameter unter Zuhilfenahme der vorliegenden Steckbriefe der biozönotischen Fließgewässertypen (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) sowie der vorliegenden Literatur für jeden Fließgewässertyp ausgewertet. Da die meisten Gewässertypen in mehreren Bundesländern und dort in unterschiedlicher Ausprägung vorkommen können, wurde möglichst für jeden Typ Literatur aus unterschiedlichen Regionen ausgewertet. Dementsprechend finden sich oft größere Spannweiten für einige Einzelparameter, die teilweise aggregiert worden sind. Auftretenden Spannen (z.B. „mehrere“ bis „viele“) wurden nach Möglichkeit konkrete strukturelle Ausprägungen und Formen (z.B. viele Gleitverbänke, seltener Mitten- oder Diagonalbänke) zugeordnet. Bei den Parametern Uferbewuchs und Flächennutzung (enthält auch Auenbewuchs) wurden möglichst die konkreten Pflanzenarten bzw. -gesellschaften benannt. Die in der Gewässerstruktur-Kartieranleitung verwendeten Mengenangaben „eine“ und „zwei“ wurden in der Klasse „wenige“ zusammengefasst.

Die Darstellung der hydromorphologischen Ausprägung zur Erreichung des sehr guten ökologischen Zustands wird nur **kleinräumig (abschnittsbezogen)** vorgenommen. Die **großräumige Ausprägung** ergibt sich aus der kleinräumigen, indem diese Ausprägung auf das gesamte (Teil-)Einzugsgebiet (mit dem gleichen Fließgewässertyp) übertragen wird. Das Einzugsgebiet im sehr guten ökologischen Zustand ist durch sehr geringe Belastungen gekennzeichnet.

Um die **Ausprägungen der zusätzlichen Parameter** zu definieren wurden weitere Literaturangaben ausgewertet. Dabei wurden deutliche Wissenslücken sichtbar, vor allem bezüglich einer möglichen Differenzierung der Parameter nach Gewässertypen. Daher wurden für einige der zusätzlichen Parameter Matrizes erstellt, die im Folgenden erläutert werden. Die Gewässertypen werden darin nach Gewässergröße und Großlandschaft in Gruppen aggregiert (Ausnahmen werden angezeigt). Die Einschätzungen für die Ökoregion unabhängigen Typen wurden in Anlehnung an die Matrizes vorgenommen.

Die **Verockerung** verändert zum einen den Chemismus im Gewässer und kann dadurch zahlreiche Schädigungen z.B. bei Fischen und Organismen des Makrozoobenthos verursachen. Zum anderen werden Hartsubstrate mit dem Ausfällungsprodukt überzogen und Zwischenräume im Interstitial verschlossen, wodurch bedeutende (Teil-)Lebensräume zahlreicher Arten erheblich beeinträchtigt werden. Aufgrund dieser Zusammenhänge kann davon ausgegangen werden, dass die Erreichung des sehr guten ökologischen Zustandes (sowie die Erreichung des guten ökologischen Zustandes und eine funktionale Verknüpfung von Lebensräumen) nur möglich ist, sofern keine (erhebliche) Verockerung auftritt. Für diesen Parameter wurde keine Matrix erstellt.

Bei der Einschätzung der leitbildtypischen **Feinsedimentanteile** ist v.a. ein Faktor von besonderer Relevanz. Ein Fließgewässertyp, dessen Referenz-Artenspektrum relevante Anteile lithophiler Arten (z.B. kieslaichende Fischarten) umfasst, muss für diese Arten auch ausreichend (Teil-) Habitate aufweisen. Für viele Salmoniden zeigt sich, dass ein Feinsedimentanteil von weniger als 10 % im grobmaterialreichen Laichsubstrat günstige Reproduktionsbedingungen widerspiegelt (z.B. MUNLV NRW 2006). Darauf aufbauend wurde ein Wert von <10 % für alle grobmaterialreichen Typen sowie Typen mit relevanten Grobmaterialanteilen im Leitbild (für grobmaterialreiche Bereiche) angesetzt (s. Tabelle 6.1).

Tabelle 6.1: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Feinsedimentanteil“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	Dominant Ausnahme Typ 16: <10% in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen; in strömungsberuhigten Bereichen auch dominant	dominant Ausnahme Typ 17: <10 % in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen; in strömungsberuhigten Bereichen auch dominant	dominant (subdominant am Niederrhein und in Übergangsbereichen vom Mittelgebirge zum Tiefland)
Mittelgebirge	Grobmaterialreich (Typ 5, 7): <10 %	<10 % in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen, in strömungsberuhigten Bereichen auch dominant	<10% in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen; kleinräumig auch dominant
	Feinmaterialreich (Typ 5.1): Sand kann dominieren; Feinmaterialreich (Typ 6): dominant	9.1: kleinräumig auch dominant Subtyp 9.1_K: dominant	
Alpen	<10 % Ausnahme Typ 2.1: <10 % in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen, Sand kann abschnittsweise dominieren	<10 % bei Typ 2.2, 4: <10 % in durchströmten, grobmaterialeichen Bereichen; Sand kann abschnittsweise dominieren	nicht relevant

Die minimalen **Grobsedimentanteile** sind vor allem für feinsedimentgeprägte Fließgewässertypen relevant, insbesondere für Tieflandgewässer. Einige Tieflandgewässer müssen Mindestanteile von Kies aufweisen, damit eine gewässertypspezifische Besiedlung möglich ist. Für die Mittelgebirgsgewässer sind prozentuale Angaben nur für die Feinmaterialreichen Typen relevant (s. Tabelle 6.2).

Tabelle 6.2: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Grobsedimentanteil“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	Kiesanteil >10 % Ausnahme: Typ 16: dominant Ausnahme Typ 18: höchstens gering	Kiesanteil >10 % Ausnahme: Typ 17: dominant	Kiesanteil >10 %, abschnittsweise auch dominant; Kies dominiert am Niederrhein und in Übergangsbereichen vom Mittelgebirge zum Tiefland
Mittelgebirge	Grobmaterialreich (Typ 5,7): dominant	dominant Ausnahme: Subtyp 9.1_K: höchstens gering	dominant
	Feinmaterialreich: Typ 5.1: Kies kann dominieren, Mindestanteil >20 % Typ 6: höchstens gering		
Alpen	meist dominant	meist dominant	nicht relevant

Die **dynamischen und lagestabilen Anteile** am dominierenden Sohlsubstrat sind je nach Fließgewässertyp sehr unterschiedlich. Eine Sortierung in die bisher verwendete Matrix wäre zu unübersichtlich, weshalb auf eine solche Darstellung verzichtet wird. Zur Beschreibung der mengenmäßigen Anteile wurden nominale Klassen vergeben. Die Angaben in den Steckbriefen beruhen auf der Verknüpfung der Habitatansprüche der typspezifischen Organismen mit den morphologischen Substratverhältnissen (s. Tabelle 6.3).

Tabelle 6.3: Klasseneinteilung des Einzelparameters „dynamische / lagestabile Anteile am dominierenden Substrat“

Anteil am dominierenden Sohlsubstrat (%)	Klasse
0-25	gering
25-50	mäßig
>50-75	groß
>75-100	sehr groß

Zur Ermittlung der Totholzanteile wurden zahlreiche Literaturangaben ausgewertet. So gibt z.B. Ahrens (2007) konkrete prozentuale Spannen für einige schleswig-holsteinische Fließgewässertypen an. Zudem wurden auch Angaben zu Totholzmengen aus nordamerikanischen Gewässern zur Orientierung herangezogen (z.B. Gurnell et al. 1995, Bisson & Wondzell 2003), da die bundesdeutschen Gewässer meist keine leitbildtypischen Mengen aufweisen (vgl. z.B. Sommerhäuser & Schuhmacher 2003).

Für die Alpen wurden aus zwei Gründen höhere Totholzmengen angegeben. Zum einen erhöhen Mure und Hangrutschungen den lokalen Totholzeintrag teilweise sehr stark. Zudem ist der Eintrag bei Nadelholzwäldern, die im Alpenraum bereichsweise die potenziell natürliche Vegetation prägen, deutlich höher als bei Laubwäldern (vgl. Benda & Miller 2003, Gurnell et al. 1995). Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.4 dargestellt.

Tabelle 6.4: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Totholzanteil“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	groß, >10-25 %	mäßig, >5-10 %	gering, >2-5 %
Mittelgebirge	groß, >10-25 %	mäßig, >5-10 %	gering, >2-5 %
Alpen	Gewässerbreite 1-5 m: sehr groß, >25 % Gewässerbreite 5-10 m: groß, >10-25 %	kleine Flüsse (EZG <1000 km <sup>2</sup> ): mäßig bis groß, >5-25 % große Flüsse (EZG: 1000-10.000 km <sup>2</sup> ): mäßig, >5-10 %	nicht relevant

**Makrophyten** haben neben ihrer Funktion als biologische Qualitätskomponente der WRRL auch eine hohe Bedeutung als Strukturelement und als Habitat für andere Organismen in Fließgewässern.

Anhand der Leitbildbeschreibungen und weiterer Literaturangaben (z. B. Van De Weyer 2008a) wurden die Deckungsgrade der Makrophyten in nominale Klassen eingestuft (s. Tabelle 6.5), da die Deckungsgrade oft stark von den lokalen Bedingungen abhängen und daher stark schwanken können.

Tabelle 6.5: Klasseneinteilung des Einzelparameters „Makrophyten“

Deckungsgrad (%)	Klasse
<1	makrophytenfrei (zumeist durch starke Beschattung)
>1-10	gering
>10-25	mäßig
>25-50	groß
>50	Sehr groß

Es zeigte sich, dass sich diese Klassifizierung gut in die Matrix aus Großlandschaft und Gewässergröße einordnen lässt (s. Tabelle 6.6). Dabei nimmt der Deckungsgrad der Wasserpflanzen mit zunehmender Beschattung durch Ufergehölze vor allem bei kleineren Gewässern tendenziell deutlich ab (Madsen & Tent 2000). Ab einer Beschattung von mehr als 75 % der Gewässerfläche nimmt die Pflanzenmenge der Makrophyten stark ab. Bei unter 75 % Beschattung kompensieren wahrscheinlich schattentolerantere Makrophytenarten die angenommene Mengenabnahme (Jäger 2005).

In den Steckbriefen werden zudem beispielhaft typische Wuchsformen und/oder Pflanzengesellschaften für den jeweiligen Gewässertyp benannt.

Tabelle 6.6: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Makrophyten“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	überwiegend gering bis groß, im Jungmoränenland gering bis mäßig, bei starker Beschattung makrophytenfrei, Ausnahme Typ 18: max. gering Ausnahme Typ 18: max. gering	groß bis sehr groß, im Jungmoränenland auch makrophytenfrei	gering bis mäßig im Fließgewässer, groß bis sehr groß in Auengewässern
Mittelgebirge	überwiegend gering bis mäßig, abschnittsweise groß, bei starker Beschattung makrophytenfrei	groß bis sehr groß, selten mäßig	mäßig bis groß im Fließgewässer, groß bis sehr groß in Auengewässern
Alpen	gering bis mäßig, bei starker Beschattung makrophytenfrei	gering bis mäßig	nicht relevant

Die Beschattung hängt überwiegend von der Gewässerbreite und weniger vom Gewässertyp ab. Ausnahmen ergeben sich nur z.B. bei größeren Röhricht- oder Moorflächen im Tiefland und bei organisch geprägten Gewässern. Die prozentualen Angaben zur Beschattung dienen der Orientierung; die tatsächlichen Ausprägungen können stellenweise von diesen Angaben abweichen. Daher wurden z.B. die Angaben für die Beschattung der Bäche mit einer vergleichsweise großen Spanne versehen. Bei kleinen Fließgewässern können die Ufergehölze im potenziell natürlichen Zustand Kronenschlüsse bilden (s. Tabelle 6.7).

Tabelle 6.7: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Beschattung“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	überwiegend schattig bis schattig, >50 %; in Abschnitten mit offenen Röhrichtflächen oder lichten Moorflächen: sonnig bis halbschattig, 0-50 %	kleine Flüsse (EZG: 100-1.000 km <sup>2</sup> ): halbschattig >25-50 %; in Abschnitten mit offenen Röhrichtflächen oder lichten Moorflächen: sonnig, <25 % große Flüsse (EZG: 1.000-10.000 km <sup>2</sup> ): sonnig, <25 %	sonnig, <25 %
Mittelgebirge	überwiegend schattig bis schattig, >50 %	kleine Flüsse (EZG: 100-1.000 km <sup>2</sup> ): halbschattig >25-50 % große Flüsse (EZG: 1.000-10.000 km <sup>2</sup> ): zumeist sonnig, <25 %	sonnig, <25 %
Alpen	überwiegend schattig bis schattig, >50 %	kleine Flüsse (EZG: 100-1.000 km <sup>2</sup> ): halbschattig >25-50 % große Flüsse (EZG: 1.000-10.000 km <sup>2</sup> ): sonnig, <25 %	nicht relevant

Des Weiteren wurde der Einzelparameter „6.01 Besondere Umfeldstrukturen“ der Gewässerstruktur-Kartieranleitung inhaltlich weitergehend unterstellt. Es wurden Klassen gebildet, um die Strukturen zu quantifizieren (keine, Ansätze, wenige etc.). Zur Erfassung und Darstellung der Formenvielfalt der Auen und ihrer Lebensräume wurden die Ausprägungen des EP

6.01, z.B. durch Auengewässer wie Altarme, Randsenken, Gießen oder temporäre Stillgewässer, weitere Hohlformen wie Hochfluttrinnen, verlandete Altmäander und Vollformen der Aue, z.B. Rehnen, Schwemmfächer, Flugsandfelder und anderen der Fachliteratur (Koenzen 2005, LUA NRW 2001, LUA Brandenburg 2001, LFU Baden-Württemberg 2005 u.v.m.) entnommenen Formen ergänzt.

Der notwendige Anteil des Entwicklungskorridors liegt im sehr guten Zustand bei 100 % und entspricht der Ausdehnung der potenziell natürlichen Aue des jeweiligen Gewässers. Die Ermittlung des Entwicklungskorridors kann dem jeweiligen Steckbrief entnommen werden. Die Angaben zur Herleitung basieren auf dem DWA-Merkblatt 610 (DWA 2010, s. Tabelle 6.8).

Tabelle 6.8: Übersicht zur Herleitung des Entwicklungskorridors (nach DWA 2010)

	potenziell natürliche Sohlbreite in m*	minimaler Entwicklungskorridor in m	maximaler Entwicklungskorridor in m
Fließgewässer in Kerbtälern	Ausbauohlbreite x 2	pot. nat. Sohlbreite x 1	pot. nat. Sohlbreite x 3
Unverzweigte lehmgeprägte Fließgewässer	Ausbauohlbreite x 2	pot. nat. Sohlbreite x 3	pot. nat. Sohlbreite x 10
		Ausnahme Typ 18: x 5	
Unverzweigte Fließgewässer mit sand-, kies-, schotter- oder steingeprägter Sohle	Ausbauohlbreite x 3	pot. nat. Sohlbreite x 3	pot. nat. Sohlbreite x 10
	Ausnahme Typ 19: x 5	Ausnahme Typ 7: x 1,5	Ausnahme Typ 7, Typ 9.1, Typ 19: x 5
		Ausnahme Typ 9.1: x 2	
Gewässer mit Nebengerinnen / anastomosierende / verflochtene Gewässer	Ausbauohlbreite x 5	pot. nat. Sohlbreite x 3	pot. nat. Sohlbreite x 10
		Ausnahme Typ 2.1: x 2	Ausnahme Typ 2.2: x 5

\* Die dargestellte Formel zur Berechnung der pot. nat. Sohlbreite dient als Orientierung. Sofern bereits konkrete Werte zur pot. nat. Sohlbreite eines Gewässers vorliegen, sollten diese herangezogen werden. Insbesondere in Tieflandgewässern ist die Sohle im ausgebauten Zustand teilweise breiter als die pot. nat. Sohlbreite. In solchen Fällen ist die pot. nat. Sohlbreite individuell zu ermitteln.

Bei der Ermittlung des Entwicklungskorridors muss darauf geachtet werden, dass die grundlegende Annahme – die potenziell natürliche Sohlbreite des Gewässers – korrekt eingestuft wird. So kann es zum Beispiel im Tiefland sein, dass ein Gewässer im ausgebauten Zustand eine breitere Sohle aufweist als im potenziell natürlichen Zustand. In solchen Fällen ist die potenziell natürliche Sohlbreite individuell zu ermitteln. Aufbauend auf der korrekten Einschätzung der potenziell natürlichen Sohlbreite gelangt man zu einer realistischen Breite des Entwicklungskorridors.

Die **longitudinale und laterale Passierbarkeit** der Fließgewässer ist im potenziell natürlichen Zustand i.d.R. nicht eingeschränkt. Entsprechend weist der **Geschiebehaushalt** keine Defizite auf. Es gibt keinen flächigen Sohlverbau und keine anthropogenen Stauräume.

Die Angaben für die Einzelparameter Wassermenge/Wasserführung, Dynamik und Ausuferungsvermögen wurden den Leitbildangaben der Literatur entnommen und zusammengefasst. Für den Einzelparameter Ausuferungsvermögen wurden Klassen gebildet, die sich an die Klassen der Überflutungszeiträume nach Koenzen (2005) anlehnen (s. Tabelle 6.9).

Tabelle 6.9: Klasseneinteilung des Einzelparameters Ausuferungsvermögen

Klasse	Überflutungszeitraum in Tagen
keine	0
gering	< 50
mittel	50-150
hoch	> 150

Darauf basierend wurden die in Tabelle 6.10 gezeigten Ausprägungen für den sehr guten ökologischen Zustand der Fließgewässertypen eingestuft.

Tabelle 6.10: Sehr guter ökologischer Zustand für den Einzelparameter „Ausuferungsvermögen“

	Bäche	Flüsse	Ströme
Tiefland	gering und/oder mittel;	mittel	mittel bis hoch
	kein*		
Mittelgebirge	zumeist gering, teilweise mittel; kein*	mittel, bei höheren Talstufen gering	mittel bis hoch
	Ausnahme Typ 7: gering bis mittel; kein*		
Alpen	Typ 1.1: kein bis gering*	gering bis mittel	nicht relevant
	Typ 2.1 und Typ 3: kein bis mittel*	Ausnahme Typ 4: mittel bis hoch	

\* kein Ausuferungsvermögen bei Kerbtalbächen

Darüber hinaus wurden Einzelparameter mit den potenziell stärksten Effekten auf den Zustand der biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) identifiziert. Diese wurden in den Tabellen der sehr guten Zustände und der Kernlebensräume blau hinterlegt. Es sei darauf hingewiesen, dass diese Zuweisung der Parameter weitergehend nach den Ansprüchen des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten sowie fließgewässertyp-spezifisch differenziert werden kann.

### 6.2.3 Beschreibung des guten ökologischen Zustands (Kernlebensraum)

Zur Ermittlung des guten ökologischen Zustands auf der Abschnittsebene wurde zunächst die Annahme getroffen, dass die hydromorphologischen Parameter typunabhängig im Vergleich zum Leitbild höchstens mäßig verändert sein dürfen. Diese **Annahme (Strukturklasse 3 und besser)** wurde für alle Strukturparameter gesetzt, wodurch konkrete Spannen für die Einzelparameter in einem Kernlebensraum definiert werden konnten. Sie basiert auf zahlreichen vorliegenden Erkenntnissen (nach Kail 2009, Kail & Hering 2009, Koenzen et al. 2008, LANUV NRW 2012b, Podraza 2008, Schattmann 2008, Schmutz et al. 2007, Schütz et al. 2008, Wagner & Arle 2007) und konnte anhand der Analysen bestätigt werden (vgl. Kap. 6.3).

Eine besondere Bedeutung kommt in Kernlebensräumen auch Querbauwerken und Sohlenverbau zu. Diese dürfen allenfalls geringe Auswirkungen auf einen Gewässerabschnitt ausüben, um die Erreichung des guten ökologischen Zustands nicht zu gefährden. Zudem sollte es keine anthropogenen Rückstaueffekte geben (vgl. LANUV NRW 2011), da diese die Erreichung des guten ökologischen Zustands nahezu unmöglich machen (vgl. Koenzen et al. 2008).

Die Grundlage zur Erreichung des guten ökologischen Zustands bilden gewässertypspezifische Habitatstrukturen, die bei einer Breite von 25 bis 50 % des Entwicklungskorridors entwickelt werden können.

Für die Parameter des **Wasserhaushalts** wurden als Maximum geringe Abweichungen vom Leitbild angegeben, da ein naturnaher bis allenfalls gering veränderter Wasserhaushalt eine wichtige Grundvoraussetzung für die Ausbildung einer stabilen, lebensraumtypischen Biozönose darstellt (Wupperverband 2008, LANUV NRW 2011).

Bei einigen der **zusätzlichen Parameter** wurden die Ausprägungen des sehr guten ökologischen Zustandes um eine Klasse heruntergestuft, um den Zustand im Kernlebensraum zu beschreiben (z.B. beim Totholzanteil, dynamische / lagestabile Anteile am dominierenden Substrat, Tiefenerosion). Die Abstufungen ergeben sich zum Einen aus konkreten Angaben in der Literatur (bei Totholz z.B. aus Ahrens 2007) und zum Anderen als Analogieschluss aus der grundsätzlichen biozönotischen Definition des guten ökologischen Zustands gemäß WRRL, der geringfügig vom sehr guten Zustand abweicht. Für andere zusätzliche Parameter wurden die Angaben aus den sehr guten Zuständen unverändert übernommen (z.B. bei Grob- und Feinsedimentanteilen, Makrophyten), da eine Reduzierung aufgrund der Spannweite der Klassen nicht erforderlich ist oder in der immensen negativen Wirkung des Parameters begründet ist (z. B. Feinsedimentanteil).

Die zusätzlichen Schadparameter (Ausnahme Tiefenerosion, s.o.) sind zumeist durch gleiche Angaben wie im sehr guten Zustand charakterisiert (z.B. flächiger Sohlenverbau), da diese ebenfalls erhebliche negative Auswirkungen auf die Besiedlung ausüben. Beim Parameter „Geschiebehaushalt“ sind im Kernlebensraum geringe bis mäßige Abweichungen vom Leitbildzustand möglich. Fließgewässertypen mit eher lagestabilen Sohlnsubstraten können eher Beeinträchtigungen des Geschiebehaushaltes „verkraften“ als Gewässer mit größeren dynamischen Anteilen am Sohlnsubstrat im potenziell natürlichen Zustand.

#### **6.2.4 Beschreibung des guten ökologischen Zustands (Aufwertungslebensraum)**

Zur Ermittlung der Mindestanforderungen an einen Aufwertungslebensraum wurde zunächst eine Auswahl an Einzelparametern getroffen, die zur Beschreibung der Mindestanforderungen notwendig ist. Für die ausgewählten Strukturparameter wurde die Annahme getroffen, dass diese typunabhängig höchstens stark verändert sein dürfen (Strukturklasse 5 und besser), um mit hoher Wahrscheinlichkeit den guten ökologischen Zustand unter Berücksichtigung von Fernwirkungen zu erreichen. Diese Annahme beruht auf mehreren Grundlagen (Kail 2009, Kail & Hering 2009, Koenzen et al. 2008, LANUV NRW 2011, Schattmann 2008).

Eine besondere Bedeutung kommt auch hier den Querbauwerken und dem Sohlverbau zu. Diese dürfen wie in den Kernlebensräumen maximal geringe Auswirkungen auf einen solchen Gewässerabschnitt ausüben. Die laterale und longitudinale Durchgängigkeit muss gegeben sein. Zudem darf es keine anthropogenen Rückstause geben. Für alle nicht definierten Einzelparameter gibt es keine Anforderungen bezüglich ihrer Ausprägungen.

In den Aufwertungslebensräumen sind die Ausprägungen der Sohlstrukturen, hier vor allem der Substrat- und Strömungsdiversität sowie der Tiefenvarianz, besonders wichtig. Diese Einzelparameter sollten in der Regel zumindest mäßig ausgeprägt sein. Ansatzweise müssen auch Uferstrukturen vorhanden sein und überwiegend sollte zumindest ein Saumstreifen ausgebildet sein. Dabei benötigen jedoch nicht alle Fließgewässertypen durchgehend Gehölze am Ufer, da sie auch im Leitbild auf dynamischen Schotterfluren oder sumpfigen Randbereichen streckenweise gehölzfreie Bereiche beinhalten (z.B. Typ 4 und Typ 19). Im Umfeld der Fließgewässer sind an Flüssen einzelne besondere Strukturen erforderlich (Auengewässer für die Fischfauna).

Die Strukturqualität in Aufwertungslebensräumen kann durch eine laterale Ausdehnung von bis zu 25 % der Breite des Entwicklungskorridors erreicht werden. Die Anforderungen an den Wasserhaushalt erlauben maximal mäßige Veränderungen der Abflussdynamik, wobei die Wassermenge keine signifikante Verminderung bzw. Erhöhung der natürlichen mittleren Fließgeschwindigkeit der dominierenden Abflussverhältnisse aufzeigen sollte (Wupperverband 2008, LANUV NRW 2011).

#### **6.2.5 Beschreibung von Mindestanforderungen zur funktionalen Verknüpfung von Lebensräumen**

Die Mindestausstattung beschreibt die Strukturen und Ausprägungen im Fließgewässer, die notwendig sind, um die longitudinale Vernetzung von Lebensräumen (insbesondere Wanderbewegungen aquatischer Organismen) innerhalb eines Gewässersystems sicherzustellen. Durch diese Mindestausstattung können auch Gewässerabschnitte mit sehr stark bis vollständig veränderten strukturellen Zuständen (Strukturklasse 6 bis 7) von Organismen durchwandert werden. Dadurch können mäßige, gute oder sehr gute Abschnitte, die von schlechten Gewässerstrecken separiert werden, miteinander vernetzt werden. Dies gilt insbesondere für naturnahe oder renaturierte Gewässerabschnitte, die bereits einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand aufweisen (Kernlebensräume).

Die meisten der folgenden Parameter sind Schadparameter, die den maximalen Grad der Veränderung des Gewässers als Mindestausstattung beschreiben. So sollte die Durchwanderbarkeit des Gewässers nach Möglichkeit nicht durch massiven Sohlverbau und die Durchgängigkeit nicht durch unpassierbare oder nur eingeschränkt passierbare Querbauwerke verhindert werden. Die aufgenommenen Wertparameter beziehen sich allesamt auf die Ausprägung der Ge-

wässersohle, die insbesondere für zahlreiche bodenlebende Arten eine Mindestqualität aufweisen muss, um diesen die Durchwanderung zu ermöglichen.

Folgende Parameter können für die Mindestausstattung von Bedeutung sein:

- Morphologie (Zuordnung teilweise verfahrensbedingt, z.B. Ausleitung)
- Rückstau
- Ausleitung
- Sohlsubstrat
- Sohlverbau (fest/flächig)
- Besondere Sohlbelastungen
- Feinsedimentanteil
- Grobsedimentanteil
- Totholzanteil
- Makrophyten
- Besondere Uferbelastungen
- Notwendiger Anteil des Entwicklungskorridors

Für den Einzelparameter „Ausleitung“ wird die Annahme getroffen, dass bis zu 10 % der Länge eines Kartierabschnittes durch eine Ausleitungsstrecke geprägt sein kann, ohne dass die Durchwanderbarkeit des Gewässers zu stark beeinträchtigt wird. Verknüpft man diese Annahme mit den Erfassungsoptionen der verwendeten Kartieranleitung (LANUV NRW 2012a), ergibt sich nachfolgend abgebildete Mindestausstattung (s. Tabelle 6.11). Diese Angaben dienen als grobe Orientierung. Im Einzelfall können die notwendigen Rahmenbedingungen, die die Durchwanderbarkeit einer Ausleitungsstrecke ermöglichen, mehr oder weniger stark von diesen Angaben abweichen. Die tatsächliche Durchwanderbarkeit einer Ausleitungsstrecke kann nur im Einzelfall ermittelt werden.

Tabelle 6.11: Mindestausstattung für den Einzelparameter „Ausleitung“

	Bäche	kleine Flüsse (EZG: 100-1000 km <sup>2</sup> )	große Flüsse (EZG: 1.000-10.000 km <sup>2</sup> )	Ströme
Mindestausstattung	Keine Ausleitung mit Barrierefunktion	Keine Ausleitung mit Barrierefunktion	<50 m	>50-100 m

#### Durchgängigkeit

- Durchgängigkeitsdefizite (betrifft die Parameter: longitudinale Passierbarkeit, Querbauwerke, Verrohrung/Überbauung, Durchlass/Brücke)
- Geschiebehaushalt

#### Wasserhaushalt

- Wasserführung
- Dynamik
- flächiger Sohlenverbau

- Kolmatierung (in Stauräumen)

### **6.2.6 (Teil-)Einzugsgebietsbezogene strukturelle Anforderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes**

Die Ermittlung der großräumig notwendigen Strukturqualität zur Erreichung eines insgesamt guten ökologischen Zustands in einem Gewässer oder Wasserkörper basiert auf zahlreichen vorliegenden Untersuchungen, die in LANUV NRW (2011) zusammengeführt sind. Die Angaben liegen nach Gewässertypgruppen zusammengefasst vor (z.B. für Mittelgebirgsbäche), sodass sich die Ergebnisse bei den einzelnen Typen einer Gruppe entsprechen. Die Angaben beziehen sich immer auf eine (Teil-)Einzugsgebietsbezogene Betrachtung.

## 6.3 Auswertung der Projektdatenbank

### 6.3.1 Hintergrund

Dieses Kapitel geht folgenden Fragen nach:

1. Welche strukturelle Mindestqualität muss ein renaturierter Gewässerabschnitt besitzen, damit ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann?
2. Welche Mindestlänge muss ein solcher Abschnitt aufweisen?
3. Welche Distanz darf zwischen derartigen Abschnitten liegen, damit potenziell vorhandene, positive Fernwirkungen auch in Zwischenbereichen den guten ökologischen Zustand ermöglichen?

Für die Beantwortung dieser Fragen stehen aus begleitenden Untersuchungen zu Renaturierungsmaßnahmen noch keine ausreichenden Daten zur Verfügung. Aussagen zu Mindestvoraussetzungen für das Erreichen des guten ökologischen Zustands lassen sich jedoch indirekt ableiten, indem gewässermorphologische Bedingungen und ökologischer Zustand in Beziehung gesetzt werden. Durch Analyse der Daten der Projektdatenbank ist eine Annäherung an Grenzwerte bzw. Empfehlungswerte für die Gewässerstrukturgüte und die Mindestlänge qualitativ geeigneter Abschnitte zum Erreichen des guten ökologischen Zustands möglich. Messbare positive Fern- und Nachbarschaftswirkungen von Gewässerabschnitten im guten ökologischen Zustand, im Folgenden als Kernlebensräume bezeichnet, können Anhaltspunkte für Maximaldistanzen zwischen ökologisch guten Teilabschnitten liefern. Auf Grundlage dieser Erkenntnisse kann eine typspezifische Konkretisierung der gewässermorphologischen Voraussetzungen für die Ausprägung des guten ökologischen Zustands erfolgen.

### 6.3.2 Datengrundlage

Die Analysen wurden für das Makrozoobenthos (1.195 Messstellen) und die Fischfauna (3.588 Messstellen) in den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt vorgenommen. Es erfolgte eine Trennung der Daten anhand der Gewässertypgruppen Mittelgebirgsbach, Mittelgebirgsfluss, Tieflandbach und Tieflandfluss. Die ursprünglich geplante Differenzierung von einzelnen LAWA-Typen war trotz des großen Ausgangsdatensatzes nicht möglich, da der resultierende Stichprobenumfang nicht ausreichte. Voraussetzung für die Auswahl der Messstellen war eine exakte räumliche Zuordnung von Daten zur Gewässerstruktur und zum ökologischen Zustand. Berücksichtigt wurden Parameter der Gewässerstruktur bis 15 km stromauf und stromab der Probestelle (siehe Kapitel 4.2). Daten zur Landnutzung und zur chemischen Wasserqualität wurden einbezogen, um Überlagerungseffekte dieser Einflussfaktoren zu erkennen und zu reduzieren.

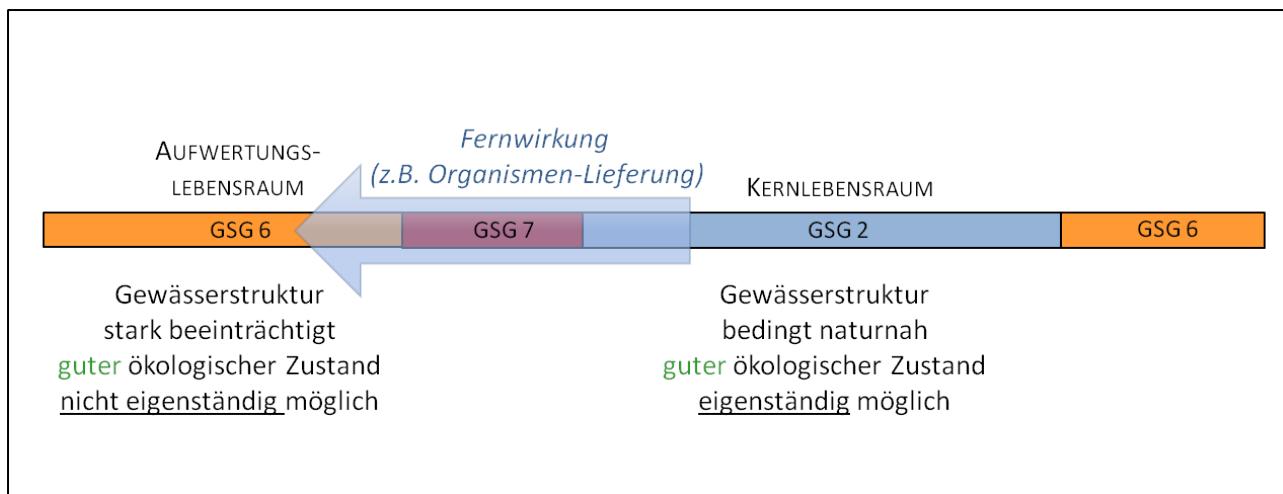
### 6.3.3 Methoden

#### 6.3.3.1 Konzept

Der ökologische Zustand eines Gewässerabschnittes wird nicht allein von den lokalen Habitatbedingungen bestimmt. Abiotische Prozesse und die Lebensgemeinschaften benachbarter Gewässerstrecken beeinflussen die lokale Zönose in starkem Maße. Ein entscheidender Faktor ist dabei die passive und aktive Mobilität vieler aquatischer Organismen: Drift sowie Wanderungen gegen die Fließrichtung führen zu einem permanenten Individuenaustausch im Längsver-

lauf des Gewässers. Ein Fließgewässerabschnitt, dem ein guter ökologischer Zustand attestiert wurde, muss daher nicht zwangsläufig allen erforderlichen Referenzarten ausreichende Habitatbedingungen bieten. Die Präsenz von Einzelindividuen oder großen Individuengruppen kann beispielsweise auf einer „Organismen-Lieferung“ aus der unmittelbaren oder entfernten Nachbarschaft beruhen (positive Fernwirkung, Abbildung 6.1).

Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der positiven Fernwirkung eines strukturell guten Gewässerabschnitts (Kernlebensraum), dessen Lebensgemeinschaft einen guten ökologischen Zustand aufweist, auf einen benachbarten, strukturell stark beeinträchtigten Gewässerabschnitt (Aufwertungslebensraum).



Ebenso gibt es negative Fernwirkungen von Nachbarabschnitten mit ungünstigen Habitatbedingungen. Diese können sowohl biotischer Natur sein, z.B. fehlendes Wiederbesiedlungspotenzial, als auch abiotischer Natur (z.B. Eintrag von Feinsedimenten, veränderte Wassertemperatur). Vor diesem Hintergrund ist die alleinige Analyse der Beziehung zwischen Gewässerstruktur und ökologischem Zustand auf lokaler Ebene nicht zielführend, um Orientierungswerte für das Erreichen des guten ökologischen Zustands abzuleiten. In welchem Maße der in einer einzelnen Messstrecke festgestellte ökologische Zustand durch denjenigen der angrenzenden Gewässerstrecken beeinflusst wird, ist schwer abschätzbar, da infolge der spärlichen Anzahl von Untersuchungsstrecken innerhalb eines Wasserkörpers der ökologische Zustand der Nachbarabschnitte in der Regel unbekannt ist.

Die im Folgenden beschriebene Auswertung beruht daher auf einem indirekten Ansatz, in dem die potentiell positive Fernwirkung strukturell guter Teilabschnitte auf Bereiche geringer gewässermorphologischer Qualität abgeschätzt wurde. Folgende Hypothesen liegen diesem Ansatz zugrunde:

- Liegt in einem strukturell stark veränderten Gewässerabschnitt ( $GSG > 5$ ) ein guter oder sehr guter ökologischer Zustand vor (Aufwertungslebensraum), ist dies auf eine positive Fernwirkung mindestens eines benachbarten Abschnitts (Kernlebensraum) zurückzuführen (Abbildung 6.1).
- Ein Aufwertungslebensraum kann nur dann in einen guten Zustand aufgewertet werden, wenn ein benachbarter Kernlebensraum selbst einen guten Zustand aufweist.
- Ein Abschnitt mit einer positiven Fernwirkung ist ausreichend lang, um eine leitbildnahe Lebensgemeinschaft aufzuweisen und wird durch „Individuenverlust“ an schlechteren Nachbarabschnitten nicht beeinträchtigt.

- Die Distanz zwischen Aufwertungs- und Kernlebensraum ist nicht zu groß, um eine positive Fernwirkung zu ermöglichen.

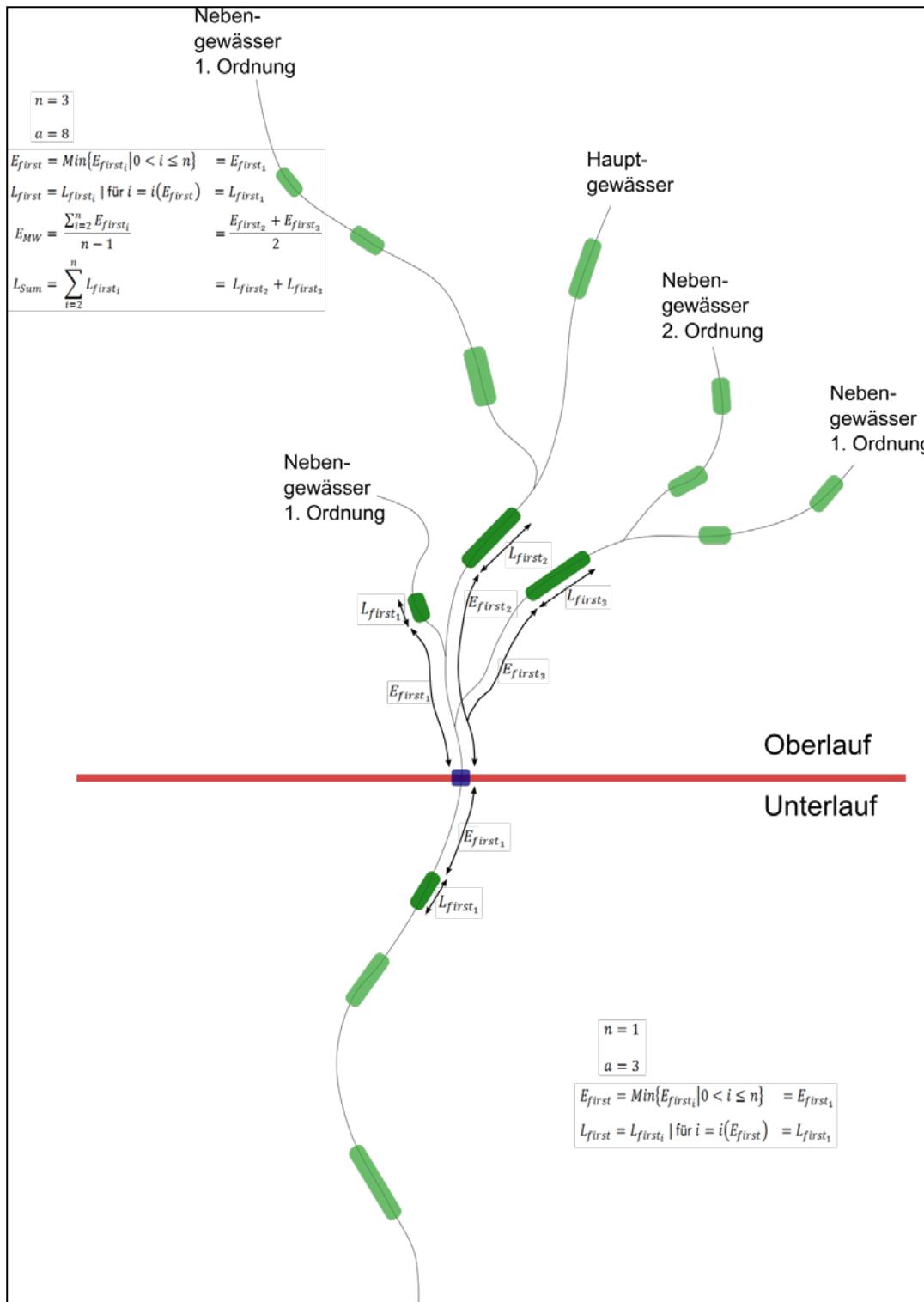
Ausgehend von diesen Hypothesen lassen sich aus der Analyse der Daten der Projektdatenbank Orientierungswerte für die Gewässerstrukturgüte, die Mindestlänge und die maximalen Abstände von Gewässerstrecken mit gutem ökologischem Zustand (Kernlebensräume) ableiten.

Hierzu wurden für jede Messstelle im Rahmen der Zuordnung der Strukturparameter sekundäre Strukturkenngrößen ermittelt. Dies geschah über Abfrageroutinen bis zu einer Entfernung von 15 km stromauf und stromab (Abbildung 6.2). Folgende Kenngrößen wurden berücksichtigt.

- Distanz des nächstgelegenen Teilabschnitts mit einer Gewässerstrukturgüte von 5 oder besser ( $E_{\text{first}}$ )
- Der Mittelwert der Distanzen aller benachbarten Teilabschnitte mit einer Gewässerstrukturgüte von 5 oder besser ( $E_{\text{MW}}$ )
- Abschnittslänge des nächstgelegenen Teilabschnitts mit einer Gewässerstrukturgüte von 5 oder besser ( $L_{\text{first}}$ )
- Summe der Abschnittslängen aller nächstgelegenen Teilabschnitte mit einer Gewässerstrukturgüte von 5 oder besser

Mit Hilfe dieser Strukturkenngrößen werden die Ausdehnung und die räumliche Verteilung aller Gewässerstrecken mit einer Gewässerstrukturgüte der Kategorien GSG  $\leq 2$ ,  $\leq 3$ ,  $\leq 4$  und  $\leq 5$  im Umkreis von 15 km stromauf und stromab um eine Probestelle mit bekanntem ökologischem Zustand quantitativ beschrieben.

Abbildung 6.2: Schematische Darstellung der genutzten Strukturparameter für die Detektion positiver Fernwirkungen; Distanz ( $E_{first}$ ) und Länge ( $L_{first}$ ) des nächstgelegenen, potenziellen Kernlebensraums (dunkelgrün) sowie die mittlere Entfernung ( $E_{MW}$ ) und die Summe der Streckenlängen ( $L_{sum}$ ) aller nächsten, potenziellen Kernlebensräume (dunkelgrün) im Oberlauf bis zu einer Distanz von 15 km von der Probestelle (blau).



### 6.3.3.2 Ermittlung von Grenzwerten für den guten ökologischen Zustand

Für die Abschätzung des Grenzwertes der Gewässerstrukturgüte zum Erreichen des guten ökologischen Zustands wurden „random forest“-Analysen (RF, siehe Erläuterungen zu den Methoden in Anhang 2) durchgeführt. Die Effekte der Strukturkenngrößen der Nachbarabschnitte, der Landnutzungsparameter sowie der physikalisch-chemischen Parameter (unabhängige Variablen) auf den ökologischen Zustand (abhängige Variable) wurden untersucht. Als relatives Ausschlusskriterium für die Relevanz einer Variable wurde eine sprunghafte Reduktion des Maßes „Mean decrease Gini“ im entsprechenden RF-Plot genutzt (vgl. Abbildung 2 in Anhang 2).

Die Anzahl der Probestellen, in deren Umkreis sich Abschnitte mit einer Strukturgüte von zwei und besser befanden, war so gering, dass die Strukturkenngrößen für die beiden Strukturqualitätsklassen „gut“ und „sehr gut“ nicht in die Analysen einbezogen werden konnten.

Die Festlegung des Strukturgüte-Grenzwertes erfolgte auf Basis folgender Konventionen:

- Befindet sich in den RF-Ergebnissen unter den unabhängigen Variablen mit hoher Bedeutung eine Gesamtstrukturgüte-Kenngröße, bestimmt die von ihr repräsentierte schlechteste Strukturgütekasse den Grenzwert.
- Befinden sich in den RF-Ergebnissen unter den unabhängigen Variablen mit hoher Bedeutung nur Einzelstrukturparameter-Kenngrößen, bestimmt die jeweils beste Strukturgütekasse aller relevanten Parameter den Grenzwert.
- Befinden sich in den RF-Ergebnissen unter den unabhängigen Variablen mit hoher Wichtigkeit mehrere Einzelstrukturparameter-Kenngrößen, die den gleichen Einzelstrukturparameter beschreiben (z.B. Bewertung Querbänke), sich aber auf unterschiedliche Strukturgüteklassen beziehen, bestimmt die jeweils schlechteste Strukturgütekasse den Grenzwert für diesen Einzelstrukturparameter.

### 6.3.3.3 Grenzwerte für die erforderliche Streckenlänge ökologisch guter Abschnitte und der Distanzen einer positiven Fernwirkung

Die Grenzwerte der Gewässerstrukturgütekasse bildeten die Grundlage für die folgende Ableitung von Grenzwerten für die Mindeststreckenlänge ökologisch guter Abschnitte und deren maximalen Abstand für eine positive Fernwirkung. Hierbei kamen „Boosted Regression Tree“-Analysen (BRT, siehe Anhang 2) zum Einsatz. Als abhängige Variable fungierten die zwei ökologischen Zustandsklassen:

- Ökologisch gute Abschnitte (ökologischer Zustand  $\leq 2$ ) und
- Ökologisch mäßige bis schlechte Abschnitte (ökologischer Zustand  $\geq 3$ ).

Nach Identifikation der Variablen, die einen relativen Einfluss von mindestens einem Prozent auf die erklärte Gesamtvarianz des BRT-Modells aufwiesen, wurden deren Schwellenwerte bestimmt.

Die Mindeststreckenlänge für einen Kernlebensraum ist unabhängig von der Richtung seiner Fernwirkung. Die Grenzwerte repräsentieren daher die minimale Streckenlänge pro Gewässertyp und Qualitätskomponente, bei der eine positive Fernwirkung feststellbar war.

Die Entfernung, über die eine positive Fernwirkung erfolgt, ist aufgrund der natürlichen Ausbreitungsmöglichkeiten der Organismen (z.B. Drift, aktive Wanderung) als richtungsabhängig einzuschätzen. Bei der Schwellenwertableitung wurde daher in diesem Fall zwischen der Wir-

kung stromab und stromauf unterschieden. Dem jeweiligen typspezifischen Schwellenwert liegt der jeweils strengere Wert der beiden Qualitätskomponenten zugrunde.

### 6.3.4 Ergebnisse der Berechnungen

#### 6.3.4.1 Ermittlung von Grenzwerten für den guten ökologischen Zustand

Die RF-Analysen zeigten, dass in den meisten Fällen strukturelle Kenngrößen, trotz vereinzelt starker Effekte insbesondere der Landnutzung auf den ökologischen Zustand, eine Trennung ökologisch besserer und schlechterer Probestellen ermöglichten. Aus diesem Grund wurden im weiteren Verlauf ausschließlich die für unsere Fragestellungen wichtigen, strukturellen Kenngrößen einbezogen.

Die Ergebnisse der RF-Analysen (Tabelle 6.12 und Tabelle 6.13), basierend auf einer Klassentrennung in ökologisch „gute und bessere“ und „mäßige und schlechtere“ Probestellen, liefern bei der Qualitätskomponente Makrozoobenthos für alle vier (Tabelle 6.12), bei den Fischen für eine Gewässertypgruppe (Tabelle 6.13) aussagekräftige Ergebnisse. Für die Gewässertypgruppen Mittelgebirgsfluss (MGF), Tieflandbach (TLB) und Tieflandfluss (TLF) waren für eine valide RF-Analyse zu wenige Probestellen mit einem guten oder besseren ökologischen Zustand der Fischfauna verfügbar.

Unter Berücksichtigung der oben genannten Kriterien resultierten aus den Ergebnissen der RF-Analysen die in Tabelle 6.12 und Tabelle 6.13 aufgelisteten Grenzwerte für das Erreichen des guten ökologischen Zustands, bezogen auf die jeweilige Qualitätskomponente.

Analog der vorherigen RF-Analyse erfolgte eine zweite Analyse, die auf der Klassentrennung in ökologisch „mäßige und bessere“ und „unbefriedigende und schlechtere“ Probestellen beruhte (Tabelle 6.14 und Tabelle 6.15). In diesem Fall waren auch für die Fischfauna wichtige Strukturkenngrößen für die Gewässertypgruppen Mittelgebirgsfluss (MGF), Tieflandbach (TLB) und Tieflandfluss (TLF) ableitbar. Der Vergleich der Ergebnisse für das Makrozoobenthos mit denen der ersten RF-Analyse zeigte allerdings, dass der davon abzuleitende Grenzwert für das Erreichen des guten ökologischen Zustands mindestens eine Klasse niedriger anzusetzen ist als der für das Erreichen des mäßigen Zustands. Diese strengeren Qualitätsanforderungen an die Gewässermorphologie für den Übergang vom mäßigen in den guten im Vergleich zum Übergang vom unbefriedigenden in den mäßigen Zustand sind ökologisch plausibel.

Für die Ableitung des Gesamtgrenzwertes pro Gewässertypgruppe ist von den Werten der beiden Qualitätskomponenten der strengere zu Grunde zu legen, da nach WRRL die schlechteste Komponente den ökologischen Gesamtzustand bestimmt. Auf lokaler Betrachtungsebene resultiert für einzelne zusammenhängende Gewässerabschnitte in Fließgewässern der Mittelgebirge (Bäche und Flüsse) ein Gesamtgrenzwert von 3 und in Tieflandgewässern (Bäche und Flüsse) von 4 (Tabelle 6.16). Unter Berücksichtigung der Schwellenwerte für die mittlere Gewässerstruktur ganzer (Teil-) Einzugsgebiete zwischen Güteklaasse 3 und 5 (Richter 2006, Koenzen et al. 2008, Rolauffs et al. 2010, Arle & Wagner 2011, LANUV NRW 2011) sind im aktuellen Projekt abgeleiteten Grenzwerte für einzelne Teilabschnitte sehr plausibel.

Tabelle 6.12: Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos und die Klassentrennung in ökologisch „gute und bessere“ (+) und „mäßige und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 4.110.

Typ-gruppe	n Messstellen	n „+“	n „-“	Richtung	Paramater	Kenn-größe	GSG	Grenzwert
MGB	570	452	118	Oberlauf	Laufkrümmung	L_first	5	3
				Oberlauf	Querbänke	E_first	3	
MGF	232	179	53	Oberlauf	Längsbänke	E_first	3	3
TLB	699	611	88	Oberlauf	Laufkrümmung	L_first	4	4
				Oberlauf	Breitenvarianz	L_first	4	
				Oberlauf	Breitenvarianz	L_first	5	
				Oberlauf	Längsbänke	L_first	4	
TLF	164	137	27	Oberlauf	Strömungsdiversität	E_first	3	4
				Unterlauf	Strömungsdiversität	E_first	3	
				Oberlauf	Strömungsdiversität	E_first	4	
				Unterlauf	Strömungsdiversität	E_first	4	

Tabelle 6.13: Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Fischfauna und die Klassentrennung in ökologisch „gute und sehr gute“ (+) und „mäßige und schlechtere“ (-) Probestellen; k.E. = keine Ergebnisse; aufgrund zu geringer Anzahl (n) „guter“ Aufwertungslebensräume war keine zuverlässige Bestimmung wichtiger Strukturkenngrößen (unabhängige Variable) möglich. Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 533.

Typ-gruppe	n Messstellen	n „+“	n „-“	Richtung	Paramater	Kenn-größe	GSG	Grenzwert
MGB	150	105	45	Oberlauf	Gewässerstrukturgüte	E_first	3	3
				Oberlauf	Längsbänke	E_first	4	
MGF	78	70	8				k. E.	
TLB	231	223	8				k. E.	
TLF	74	61	13				k. E.	

Tabelle 6.14: Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos und die Klassentrennung in ökologisch „mäßige und bessere“ (+) und „unbefriedigende und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 4.110.

Typ- gruppe	n Messstellen	n „+“	n „-“	Richtung	Parameter	Kenn- größe	GSG	Grenzwert
MGB	570	302	268	Oberlauf	Querbänke	E_first	3	3
MGF	232	138	94	Oberlauf	Querbänke	E_first	5	5
TLB	699	423	276	Oberlauf	Längsbänke	L_first	5	5
				Oberlauf	Besondere Sohl- strukturen	L_first	5	
				Oberlauf	Querbänke	L_first	5	
				Oberlauf	Längsbänke	L_first	4	
TLF	164	101	63	Unterlauf	Strömungsdiversität	E_first	3	5
				Oberlauf	Besondere Ufer- strukturen	L_first	5	
				Unterlauf	Strömungsdiversität	L_first	5	

Tabelle 6.15: Strukturklassenbezug der mithilfe der RF-Analysen ermittelten, wichtigen Strukturkenngrößen und die davon abgeleiteten Grenzwerte für die Qualitätskomponente Fischfauna und die Klassentrennung in ökologisch „mäßige und bessere“ (+) und „unbefriedigende und schlechtere“ (-) Probestellen; Anzahl der in die Analyse eingeflossenen Probestellen mit lokaler GSG > 5: n = 533.

Typ- gruppe	n Messstellen	n „+“	n „-“	Richtung	Parameter	Kenn- größe	GSG	Grenzwert
MGB	150	67	83	Oberlauf	Querbänke	E_first	3	3
				Oberlauf	Längsbänke	E_first	4	
MGF	78	50	28	Unterlauf	Uferbewuchs	L_first	4	4
TLB	231	189	42	Oberlauf	Breitenvarianz	L_first	5	5
				Oberlauf	Breitenvarianz	L_first	4	
				Unterlauf	Besondere Sohl- strukturen	L_first	5	
TLF	74	35	39	Oberlauf	Strömungsdiversität	L_first	5	5

**Tabelle 6.16:** Aus den Ergebnissen der RF-Analysen abgeleitete Grenzwerte für den Übergang vom mäßigen in den guten (gut) und vom unbefriedigenden in den mäßigen (mäßig) ökologischen Zustand für die Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos und der abgeleitete Gesamtgrenzwert.

		Grenzwerte			
		Qualitätskomponenten/Gewässerkategorie		Gewässerkategorie	
		mäßig	gut	mäßig	gut
MGB	Fische	3	3	3	3
	MZB	3	3		
MGF	Fische	4		4	3
	MZB	5	3		
TLB	Fische	5		5	4
	MZB	5	4		
TLF	Fische	5		5	4
	MZB	5	4		

### 6.3.4.2 Grenzwerte für die erforderliche Streckenlänge ökologisch guter Abschnitte und für die maximalen Distanzen einer positiven Fernwirkung

Mithilfe der BRT-Analysen ließen sich für fast alle Gewässertypgruppen Hinweise für Grenzwerte der maximalen Entfernung für eine positive Fernwirkung auf strukturell stark beeinträchtigte Gewässerabschnitte ( $GSG > 5$ ) als auch Mindestlängen für ökologisch gute Abschnitte ableiten. Die operationalisierbaren Ergebnisse sind in Kapitel 6.3.5 dargestellt. Nachfolgend werden zunächst die berechneten Ergebnisse aufgeführt.

Berechnete positive Fernwirkungen sind abhängig von der Gewässertypgruppe stromab bis 225 m (Mittelgebirgsflüsse, maßgebend Makrozoobenthos), 283 m (Mittelgebirgsbäche, maßgebend Fischfauna) und 763 m (Tieflandflüsse, maßgebend Fischfauna) sowie stromauf bis 124 m (Mittelgebirgsbäche, maßgebend Fischfauna) bzw. 284 m (Tieflandflüsse, maßgebend Fischfauna) vom potenziellen, benachbarten Kernlebensraum feststellbar. Im Mittelgebirgsbach und im Tieflandfluss sind die berechneten Fernwirkungen stromab größer als stromauf. Für Mittelgebirgsflüsse konnte die Fernwirkung stromauf nicht quantifiziert werden. Für Tieflandbäche konnten insgesamt keine belastbaren Ergebnisse erzielt werden. Systematische Unterschiede zwischen Fischen und Makrozoobenthos waren nicht festzustellen.

Als Mindestlängen für das Erreichen des guten ökologischen Zustands wurden mit 707 m in Mittelgebirgsbächen und 648 m in Mittelgebirgsflüssen sehr ähnliche Werte berechnet. In Tieflandflüssen wurde mit 1.047 m eine etwas höhere Mindestlänge ermittelt. Für Tieflandbäche konnte auch für diesen Parameter aufgrund des Datensatzes kein belastbares Ergebnis erzielt werden.

### 6.3.5 Interpretation der Ergebnisse als Grundlage für eine Operationalisierung

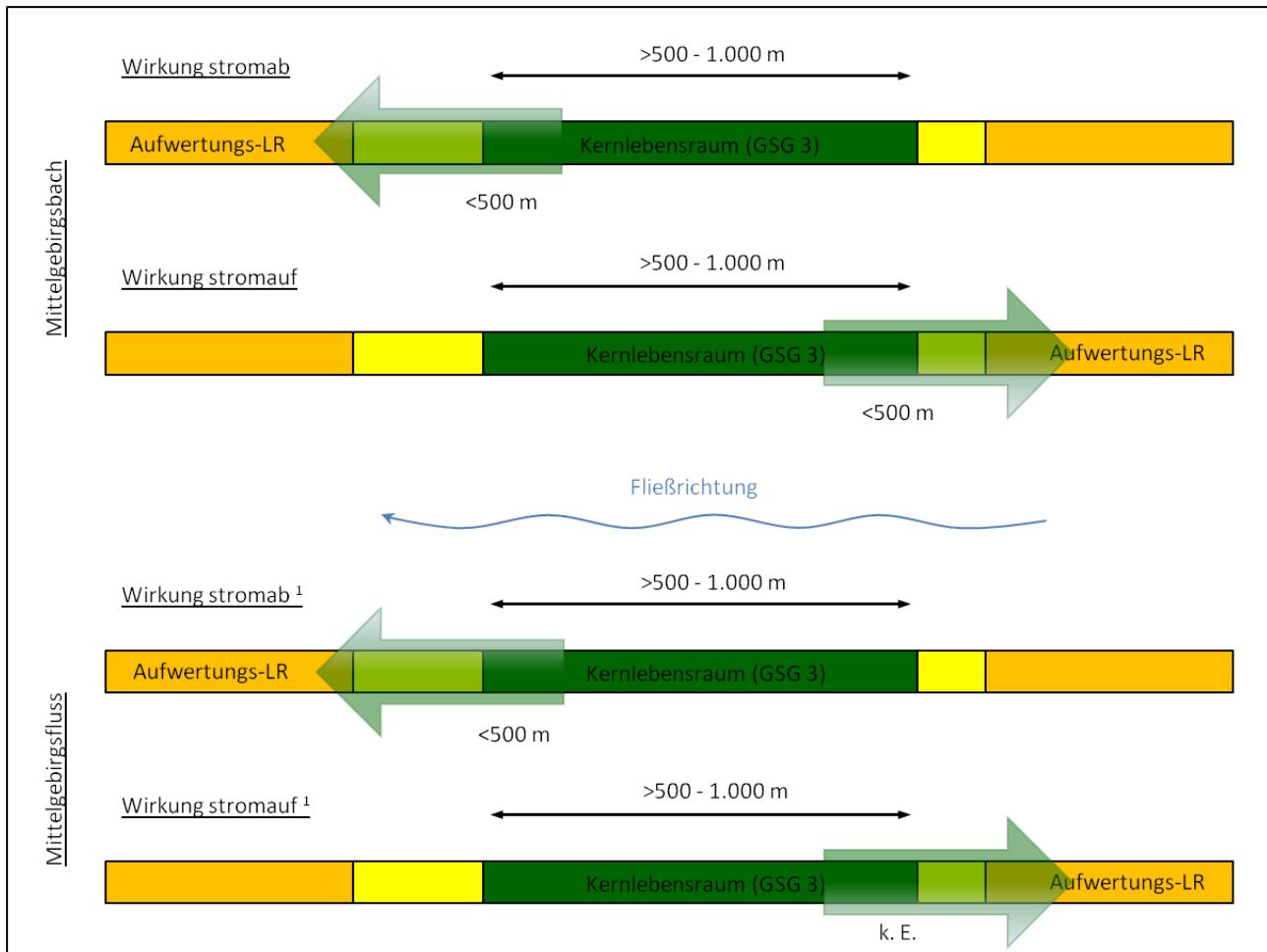
Die Berechnungen liefern eindeutige Indizien dafür, dass von naturnahen Gewässerabschnitten (Kernlebensräumen) positive Fernwirkungen auf nahegelegene, stärker beeinträchtigte Abschnitte (Aufwertungsliebensräume) ausgehen können. Nachfolgende Abbildungen zeigen im Überblick die konkreten Ergebnisse, die sich aus den Berechnungen für Mittelgebirgsbäche und -flüsse (Abbildung 6.3) sowie für Tieflandflüsse (Abbildung 6.4) für die Anwendung ableiten lassen. Während für Tieflandbäche ebenfalls ähnliche Effekte ermittelt wurden, konnten für diese Gewässertypgruppe keine konkreten Kenngrößen hergeleitet werden.

Im Mittelgebirge kann als Mindestlänge für einen Kernlebensraum eine Ausdehnung von etwa 500 bis 1.000 m hergeleitet werden. Entsprechend der in der Regel höheren Windungsgrade im Tiefland, die zur Ausbildung von gewässertypkonformen Habitatstrukturen eine größere Lauflänge bedingen, zeigen Kernlebensräume in Tieflandflüssen eine höhere Mindestlänge. Zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes sind für diese Gewässertypgruppe mindestens 1.000 m anzusetzen. Es ist davon auszugehen, dass auch in größeren Mittelgebirgsflüssen mit entsprechendem Windungsgrad vergleichbare Lauflängen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes erforderlich sind.

Der gute ökologische Zustand kann nur erzielt werden, wenn Kernlebensräume neben einer entsprechenden Ausdehnung auch eine hydromorphologische Mindestqualität erreichen. Für Gewässer des Mittelgebirges wurde diesbezüglich die Gewässerstrukturklasse 3 für ausgewählte Parameter ermittelt. Dies entspricht einer maximal mäßigen Abweichung vom Leitbild des jeweiligen Fließgewässertyps. Das berechnete Ergebnis zeigt für die Tieflandgewässer die Klasse 4 als Mindestqualität. Vor dem Hintergrund der insgesamt deutlich stärker anthropogen überprägten Tieflandgewässer ist dieses Ergebnis jedoch zu relativieren. Denn die stärkere Belastungssituation spiegelt sich auch in den biozönotischen Bewertungsverfahren wider, die im Tiefland „weniger streng“ sind als im Mittelgebirge. Dies ist nicht zuletzt bedingt durch fehlende oder nur vereinzelt vorkommende Referenzbedingungen im Tiefland. Ferner basiert der berechnete Wert nur auf der Bewertung des Makrozoobenthos. Vor diesem Hintergrund muss insgesamt davon ausgegangen werden, dass auch in Tieflandgewässern zum Erzielen des guten ökologischen Zustandes sowie zum Erreichen einer Fernwirkung hydromorphologische Verhältnisse erforderlich sind, die maximal mäßige Abweichungen vom Leitbild aufweisen. Entsprechend sollte auch für Tieflandgewässer als Mindestqualität für einen Kernlebensraum die Gewässerstrukturklasse 3 angesetzt werden.

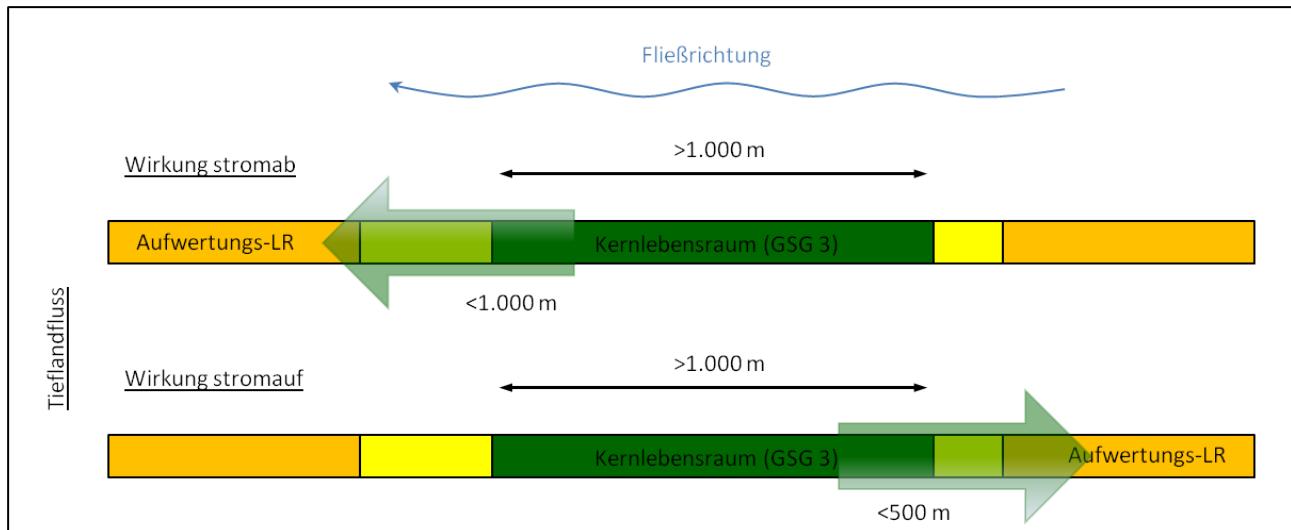
Der lokale ökologische Zustand ist neben der Gewässerstruktur im individuellen Gewässerabschnitt abhängig von den Verhältnissen im gesamten angrenzenden Gewässersystem. So zeigten frühere Studien, dass eine mittlere Gewässerstrukturgüte auf Einzugsgebietsebene von 3 bis 5 Voraussetzung ist für das Erreichen des guten ökologischen Zustands (Richter 2006, Koenzen et al. 2008, Rolauffs et al. 2010, Arle & Wagner 2011, LANUV NRW 2011). Demzufolge ist die Berücksichtigung der im aktuellen Projekt abgeleiteten Schwellenwerte für Einzelabschnitte und die der hydromorphologischen Mindestqualität auf großer räumlicher Skala entscheidend für den Renaturierungserfolg.

Abbildung 6.3: Zusammenfassende Darstellung der aus den BRTs abgeleiteten Schwellenwerte für die Abschnittslänge von Kernlebensräumen und die Distanz für eine positive Fernwirkung in den Gewässertypgruppen Mittelgebirgsbach und Mittelgebirgsfluss.



<sup>1</sup> nur auf Ergebnissen zum Makrozoobenthos beruhend, da aus Fischdaten für einbezogene unabhängige Variablen kein BRT-Modell ableitbar war

Abbildung 6.4: Zusammenfassende Darstellung der aus den BRTs abgeleiteten Schwellenwerte für die Abschnittslänge von Kernlebensräumen und die Distanz für eine positive Fernwirkung in der Gewässertypgruppe Tieflandfluss.



Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen überwiegend größere Reichweiten für eine Fernwirkung flussabwärts im Vergleich zu flussaufwärts. Dies deutet darauf hin, dass ein positiver Effekt in Fließrichtung über eine weitere Distanz wirksam ist als flussaufwärts. Aufgrund der leichteren Wanderung mit der Strömung, der Möglichkeit des passiven Eindriften von Organismen aus einem Kernlebensraum in einen Aufwertungslebensraum sowie der Verschleppung von positiven abiotischen Effekten mit der fließenden Welle ist dies plausibel. Im Mittelgebirgsfluss war der Vergleich zwischen der Distanz der Fernwirkung stromauf und stromab nicht möglich, da eine Quantifizierung nur für die flussabwärts gerichtete Fernwirkung möglich war. Die Reichweiten der Fernwirkung liegen nach den vorliegenden Ergebnissen im Mittelgebirge bei unter 500 m (sofern ermittelbar), in Tieflandflüssen flussabwärts unter 1.000 m sowie flussaufwärts unter 500 m. In der vorliegenden Analyse wurden nur Gewässerabschnitte mit vergleichsweise schlechter hydromorphologischer Qualität als Aufwertungslebensräume betrachtet (GSG > 5). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Reichweite der Fernwirkung maßgeblich von der Qualität des Aufwertungslebensraumes abhängig ist. Entsprechend würden die Reichweiten bei entsprechend höherer Qualität der Aufwertungslebensräume (GSG 4 und 5) mit hoher Wahrscheinlichkeit deutlich größer ausfallen. Dies konnte im Rahmen des vorliegenden Projektes jedoch nicht überprüft werden.

Die Analysen haben darüber hinaus ergeben, dass der gute ökologische Zustand bei entsprechender Fernwirkung auch in stark beeinträchtigten Gewässerabschnitten (GSG = 6) erreicht werden kann. Dies funktioniert jedoch nur in vergleichsweise wenigen Fällen sowie sehr wahrscheinlich nur bei geringen Distanzen zu benachbarten Kernlebensräumen, wie die geringen Distanzen der Fernwirkung aufzeigen. Als Mindestvoraussetzung für einen Aufwertungslebensraum wird daher die Gewässerstrukturklasse 5 angesetzt, sodass bei entsprechender Ausprägung und vorhandener Fernwirkung der gute ökologische Zustand mit hoher Wahrscheinlichkeit erreicht werden kann.

Nicht explizit untersucht wurde der mögliche Einfluss stofflicher Belastungen. Die Ergebnisse beruhen jedoch ausschließlich auf der Analyse von Gewässerteilsystemen mit Teilabschnitten im guten ökologischen Zustand. Unter dieser Voraussetzung kann ein deutlicher Einfluss stofflicher Faktoren auf die Lebensgemeinschaft und somit ein Effekt auf die abgeleiteten Schwellenwerte weitgehend ausgeschlossen werden.

Weiterer Forschungsbedarf besteht insbesondere hinsichtlich einer weiteren Differenzierung von möglichen Fernwirkungen in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen (z. B. Länge von Kernlebensräumen, Qualität der Aufwertungslebensräume) und zwischen den biologischen Qualitätskomponenten, bezüglich der Quantifizierung möglicher Fernwirkungen entgegen der Fließrichtung sowie speziell in Bezug auf Tieflandgewässer, v.a. Bäche. Begleitende Untersuchungen von umgesetzten Maßnahmen im Sinne eines Maßnahmen-Verbund-Monitorings könnten wesentlich zur weiteren Klärung dieser und anderer Aspekte beitragen.

## 7 Einflussfaktoren auf die biozönotische Reaktion

### 7.1 Wiederbesiedlungsquellen im Einzugsgebiet

#### 7.1.1 Hintergrund

Nach Umsetzung einer Renaturierungsmaßnahme benötigen Arten eine gewisse Zeit zur Wiederbesiedlung der neu geschaffenen Habitate. Der Zeitraum, der für die Besiedlung von Gewässerabschnitten notwendig ist, hängt von den Dispersionseigenschaften der jeweiligen Art sowie von Eignung und Erreichbarkeit des renaturierten Gewässerabschnitts ab; dies muss bei der Bewertung der Effekte von Renaturierungsmaßnahmen berücksichtigt werden und idealerweise bereits bei der Maßnahmenplanung.

In vielen Einzugsgebieten sind sensitive Organismen, die für ein positives Bewertungsergebnis relevant sind, ausgestorben oder auf Reliktvorkommen begrenzt. Wanderungs- und Ausbreitungswege sind häufig unterbrochen. Die Wahrscheinlichkeit, den guten ökologischen Zustand zu erreichen, ist an solchen Gewässerabschnitten gering, sofern keine Anstrengungen zur Anbindung oder Wiederansiedlung unternommen werden. In der terrestrischen Ökologie sind Biotopverbund-Konzepte seit langem bekannt und auch für die Entwicklung von Fließgewässern wird beispielsweise mit dem Strahlwirkungskonzept (DLR 2008, LANUV 2011) eine effektive Vernetzung von Strahlursprüngen und Trittsteinen auf Wasserkörperebene angestrebt. Eine wichtige Voraussetzung für die Konzeption von Gewässerentwicklungen – mit oder ohne Anwendung des Strahlwirkungskonzeptes – ist die Kenntnis von Besiedlungsquellen sensibler Arten in dem betrachteten Einzugsgebiet.

Im Rahmen dieses Moduls wurden die Daten der Projektdatenbank auf vielfältige Weise ausgewertet.

- Anhand einer **Frequenzanalyse** wurde eine fließgewässertyp-spezifische Bestandsaufnahme der im operativen Monitoring erfassten sensiblen Arten (für Makrozoobenthos und Makrophyten) erstellt (Kapitel 7.1.6).
- Kern des Moduls war die deutschlandweite **Ermittlung von Besiedlungsquellen** der Fische, des Makrozoobenthos und der Makrophyten auf Grundlage der Daten der Projektdatenbank (Kapitel 7.1.3).
- Zusätzlich wurde eine **Prognose des Vorkommens weiterer Besiedlungsquellen** anhand statistischer Auswertungen durchgeführt (Kapitel 7.1.4).

Es wurden erstmals großräumige Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial erstellt. Die Karten können unter Berücksichtigung verschiedener Punkte als Argumentationshilfe bei der räumlichen Planung von Renaturierungsmaßnahmen herangezogen werden. Die Karten und die zugrunde liegenden Shapefiles wurden den jeweiligen Bundesländern zur Verfügung gestellt. Das methodische Konzept kann zur Verfeinerung auf Bundesland- oder Einzugsgebietsebene mit detaillierter Datengrundlage angewendet werden.

### Definition „Besiedlungsquelle“

Im Folgenden bezeichnet der Begriff „Besiedlungsquelle“ einen Gewässerabschnitt mit Populationen typ-spezifischer sensibler Arten, die renaturierte Gewässerabschnitte besiedeln könnten. Die Fähigkeit zur Besiedlung ist von den Ausbreitungseigenschaften der jeweiligen Art abhängig; dieser Aspekt wurde für die folgenden Auswertungen zunächst außer Acht gelassen. Als Besiedlungsquelle wurden solche Gewässerabschnitte definiert, die eine **hohe Anzahl sensibler Arten** aufweisen. So ist eine artübergreifende Auswertung möglich.

Als „sensitiv“ wurden die Arten eingestuft, deren Vorkommen naturnahe Bedingungen anzeigt und die bewertungsrelevant sind. Hierzu wurden Indices der deutschlandweit gängigen Bewertungssysteme herangezogen. Die Einstufung erfolgte für das Makrozoobenthos auf Grundlage des Deutschen Faunaindex und für die Makrophyten auf Grundlage des Indikatorensystems nach Phylib (ABC-System). Bei den Fischen wurden die referenzspezifischen Leitarten berücksichtigt (Tabelle 7.1).

Tabelle 7.1: Einstufung der sensiblen Arten der Organismengruppen.

Organismengruppe	Einstufung sensitive Art	Bewertungssystem	Literatur	Bezeichnung
Makrozoobenthos	Deutscher Faunaindex: Indikatorwerte +1 oder +2	PERLODES	Meier et. al (2006); Operative Taxaliste (Mai 2011)	Gütezeiger
Fische	Referenzspezifische Leitarten	fiBS	Dussling (2009)	Leitart
Makrophyten	ABC-System: Indikatorengruppe A	PHYLIB	Schaumburg et al. (2012); Indikationsliste Version 4.1	Gütezeiger

### Definition „Wiederbesiedlungspotenzial“

Das „Wiederbesiedlungspotenzial“ gibt an, ob die Besiedlung eines renaturierten Gewässerabschnitts in einem kurzen Zeitraum oder erst auf längere Sicht zu erwarten ist. Der Begriff wurde erstmals im Rahmen des Strahlwirkungsprojekts in Nordrhein-Westfalen entwickelt und auf die Organismengruppen angewendet (DLR 2008, LANUV 2011). Im Folgenden wird zwischen einem „hohen“ bzw. „niedrigen“ Wiederbesiedlungspotenzial unterschieden. Das Potenzial hängt vom Zusammenspiel verschiedener Faktoren ab:

- Vorkommen von Besiedlungsquellen im Umfeld
- Erreichbarkeit des renaturierten Abschnitts durch den Wasserkörper bzw. über Land
- Ausbreitungseigenschaften der Arten

Die Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials unter Berücksichtigung aller Faktoren ist ein komplexer Vorgang. In diesem Modul wird das Wiederbesiedlungspotenzials in Abhängigkeit des Vorkommens von Besiedlungsquellen im Umfeld abgeschätzt. In Modul 3 (Kapitel 8) wird auf Einzugsgebietsebene eine Abschätzung unter Berücksichtigung weiterer Faktoren vorgenommen.

### 7.1.2 Datengrundlage

Abbildung 7.1 zeigt die räumliche Verteilung der Messstellen der Projektdatenbank, die für die Auswertungen im Modul berücksichtigt wurden. Verwertbare Daten zum Makrozoobenthos lagen an 5.920 Messstellen vor, zu den Makrophyten an 2.797 Messstellen. Die Auswertung der Fischdaten beruhte auf 2.584 Messstellen, für die insgesamt 367, teilweise bundeslandspezifische Referenzen, vorliegen (Tabelle 7.2). Es wurde eine Probenahme je Messstelle ausgewählt, die nach Standardprotokoll durchgeführt wurde und in einem verfahrenskonformen Beprobungszeitraum (Meier et. al 2006, Dussling 2009, Schaumburg et al. 2012) stattfand. Alle Taxalisten wurden im Vorfeld der Analysen auf Redundanz geprüft und bereinigt.

Für die Prognose der Besiedlungsquellen wurden Informationen zur Landnutzung, der Gewässerstruktur, der Höhenlage und der Quellentfernung mit den biotischen Daten in Beziehung gesetzt (Tabelle 7.3). Die Auswertungen erfolgten für das Makrozoobenthos und die Makrophyten größtenteils gewässertyp-spezifisch. Da sich durch die Verschneidung mit den Umweltvariablen die Anzahl der Messstellen verringerte, wurden Gewässertypen zusammengefasst. Die Fischmessstellen wurden nach Gewässertypgruppen getrennt.

Abbildung 7.1: Die räumliche Verteilung der berücksichtigten Messstellen.

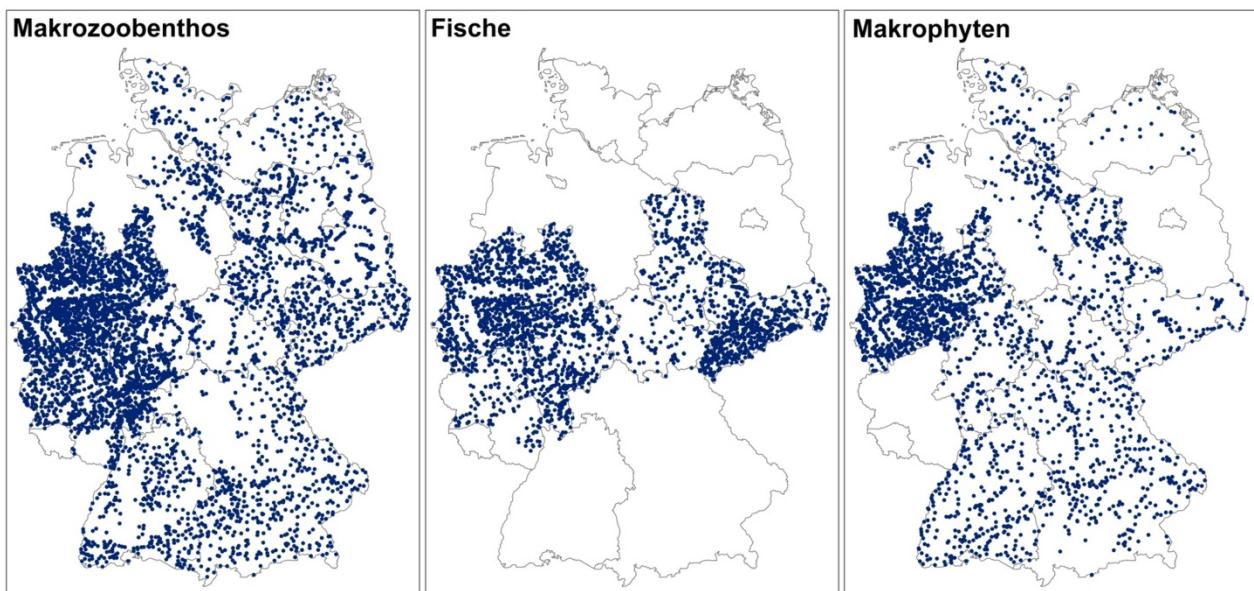


Tabelle 7.2: Anzahl der Messstellen mit Daten zur Fischfauna und die Anzahl der Referenzen je Bundesland.

Bundesland	Fischreferenzen	Anzahl Messstellen
Hessen	83	477
Nordrhein-Westfalen	33	975
Rheinland-Pfalz	21	127
Sachsen	21	680
Sachsen-Anhalt	188	230
Thüringen	21	96
<b>GESAMT</b>	<b>367</b>	<b>2.585</b>

Tabelle 7.3: Für die Prognose der Besiedlungsquellen berücksichtigte Umweltvariablen und ihre Quellen.

Umweltvariable	Quelle
Landnutzung [%] entlang des Gewässers (100 m zu beiden Seiten) oberhalb der Messstelle (Länge 500 - 5.000 m)	Corine Land Cover (EEA 2000)
Gewässerstruktur nach LAWA Vor-Ort-Kartierung an der Messstelle	GSG-Shapefiles der Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt
Quellentfernung	DLM 1000 (routenfähig)
Höhe	DGM-Deutschland (25x25 m)

### 7.1.3 Ermittlung von Besiedlungsquellen

#### 7.1.3.1 Makrozoobenthos

Zur Ermittlung der Besiedlungsquellen wurden die Makrozoobenthos-Messstellen nach der Anzahl der Gütezeiger des Deutschen Faunaindex kategorisiert. Messstellen mit einer hohen Anzahl von Gütezeigern wurden als Besiedlungsquellen definiert. Die Anzahl der Gütezeiger je ökologischer Zustandsklasse wurde in Boxplots dargestellt (Anhang 3). Nur Probenahmen mit einem gesicherten Bewertungsergebnis wurden berücksichtigt. Das 25 %-Perzentil der ökologischen Zustands- klasse „gut“ (= 2) wurde als unterer Grenzwert für die Kategorie „hohe Anzahl Gütezeiger“ festgelegt. Als unterer Grenzwert für die Kategorie „mäßige Anzahl Gütezeiger“ wurde der Grenzwert für „gut“ halbiert. Die Ergebnisse sind für alle berücksichtigten Fließgewässertypen in Tabelle 7.4 dargestellt. Die Ableitung erfolgte für einige Fließgewässertypen (z.B. Fließgewässer der Alpen, große und kleine Flüsse des Alpenvorlandes) auf Grundlage weniger Messstellen. Die Kategoriengrenzen dieser Typen sind daher mit Unsicherheit belastet.

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) führte im Rahmen des Projekts „Strahlwirkung zum Ausgleich morphologischer Defizite in Fließgewässern“ eine ähnliche Erhebung des „typspezifischen Arteninventars“ auf Bundesland- ebene durch, ebenfalls mit dem Ziel einer räumlich-zeitlichen Priorisierung von Renaturierungsmaßnahmen (LANUV 2011, interner Projektbericht). Die hier vorgestellten Bundesland- übergreifenden Ergebnisse stimmen mit den ermittelten Kategoriengrenzen bis auf geringfügige Unterschiede ( $\pm$  eine Art) überein. Größere Abweichungen gibt es bei den Tieflandtypen 14 und 17. Hier liegen die Kategoriengrenzen zwischen „hoch“ und „mäßig“ in der vorliegenden Auswertung um vier bzw. sechs Arten höher. Die Unterschiede resultieren zum einen aus der abweichenden Datengrundlage, zum anderen wurden in die aktuelle Version 2011 der Indikatorenliste des Faunaindex weitreichende Änderungen eingearbeitet, die gerade die Taxa im Tiefland betreffen.

Die Messstellen wurden in ArcGIS Desktop 10.0 nach den Kategorien „hoch“, „mäßig“ und „niedrig“ klassifiziert. Des Weiteren wurde kenntlich gemacht wenn kein Gütezeiger gefunden wurde. Die Ergebnisse sind mit den Ergebnissen der Prognose (Kapitel 7.1.4) in den Karten der Bundesländer visualisiert (Abbildung 7.2, Anhang 4). Regionen, in denen viele Messstellen mit einer hohen Anzahl Gütezeiger liegen, haben voraussichtlich ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial.

**Tabelle 7.4:** Einstufung der Anzahl der Makrozoobenthos-Gütezeiger in die Kategorien „hoch“, „mäßig“ und „niedrig“. Messstellen die eine hohe Anzahl sensitiver Arten aufweisen werden als Besiedlungsquellen definiert.

Fließgewässertyp (LAWA)	Typnummer	Anzahl Gütezeiger Fauna Index			Gesamtzahl eingestufte Gütezeiger	Anzahl Messstellen
		hoch	mäßig	niedrig		
<b>Fließgewässer der Alpen</b>						
Bäche und kleine Flüsse der Kalkalpen	1.1	> 7	4-7	< 4	79	20
Große Flüsse der Kalkalpen	1.2	> 9	5-9	< 5	95	21
<b>Fließgewässer des Alpenvorlandes</b>						
Bäche des Alpenvorlandes	2.1	> 10	5-10	< 5	110	201
Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	2.2	> 10	5-10	< 5	146	34
<b>Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes</b>						
Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes	3.1	> 10	5-10	< 5	125	60
Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes	3.2				125	1
Große Flüsse des Alpenvorlandes	4	> 5	3-5	< 3	68	30
<b>Fließgewässer des Mittelgebirges</b>						
Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche	5	> 13	7-13	< 7	134	1.645
Feinmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche	6	> 9	5-9	< 5	134	437
Grobmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche	7	> 9	5-9	< 5	134	290
Silikatische fein- grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9	> 14	7-14	< 7	182	516
Karbonatische fein- grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9.1	> 9	5-9	< 5	187	125
Große Flüsse des Mittelgebirges	9.2	> 12	6-12	< 6	163	198
<b>Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes</b>						
Sandgeprägte Tieflandbäche	14	> 11	6-11	< 6	215	491
Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	15	> 13	7-13	< 7	236	198
Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	15_g	> 10	5-10	< 5	161	61
Kiesgeprägte Tieflandbäche	16	> 14	7-14	< 7	215	369
Kiesgeprägte Tieflandflüsse	17	> 15	8-15	< 8	236	114
Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	18	> 10	5-10	< 5	215	140
<b>Ökoregion unabhängige Typen</b>						
Organisch geprägte Bäche	11	> 8	4-8	< 4	144	153
Organisch geprägte Flüsse	12	> 7	4-7	< 4	144	90
Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	19	> 10	5-10	< 5	51	726
<b>Gesamtzahl Messstellen</b>						<b>5.920</b>

### 7.1.3.2 Fische

Wie beim Makrozoobenthos wurde vorausgesetzt, dass Gewässerabschnitte mit einer hohen Anzahl sensibler Arten (Leitarten) als Besiedlungsquellen fungieren können. Aufgrund der Vielzahl der Fischreferenzen und der unterschiedlichen Herleitung zwischen den Bundesländern (Tabelle 7.2) war eine Zusammenfassung der Fischreferenzen bzw. eine Einzelauswertung für jede Referenz nicht möglich. Um dieses Problem zu umgehen, wurden die Messstellen zunächst nach der Gesamtzahl der Leitarten im Referenzzustand zusammengefasst. Im nächsten Schritt wurde der Leitarten-Index aus fiBS (LAI; Dussling 2009) berechnet. Der LAI bezieht die Anzahl der in einer Probenahme gefundenen Leitarten auf die Gesamtzahl der in der Leitarten der Referenz:

$$\text{LAI} = \frac{\text{Zahl Leitarten Probenahme}}{\text{Zahl Leitarten Referenz}}$$

Sind in einer Probenahme alle referenzspezifischen Leitarten vertreten ( $\text{LAI} = 1$ ), weist der Gewässerabschnitt den sehr guten Zustand (Referenzzustand) auf. Darunterliegende Werte werden in fiBS folgendermaßen klassifiziert:

- 5       $\text{LAI} = 1$
- 3       $\text{LAI} \geq 0.7$
- 1       $\text{LAI} < 0.7$

Messstellen mit  $\text{LAI} \geq 0.7$  wurden als Besiedlungsquellen definiert. Die Ergebnisse für die Referenzgruppen sind in Tabelle 7.5 zu finden.

Die Kategoriegrenzen zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den Ergebnissen zum typspezifischen Arteninventar des LANUV NRW (LANUV 2011, interner Projektbericht). Hier wurde die Auswertung in Abhängigkeit von der fiBS-Gesamtbewertung durchgeführt.

Die Messstellen wurden in ArcGIS nach den Kategorien „hoch“ und „niedrig“ klassifiziert. Des Weiteren wurde kenntlich gemacht wenn Leitarten komplett fehlen. Die Ergebnisse sind mit den Ergebnissen der Prognose (Kapitel 7.1.4) in den Karten der Bundesländer visualisiert (Abbildung 7.3, Anhang 4). Regionen, in denen viele Messstellen mit einer hohen Anzahl von Leitarten liegen, haben voraussichtlich ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial.

Tabelle 7.5: Ergebnisse der Berechnung des Leitartenindex (Fische) und die Kategoriengrenze für eine „hohe Anzahl Leitarten“ je Referenzgruppe.

Gesamtzahl der Leitarten in der Referenz	Anzahl der Leitarten in Probenahme											Anzahl Leitarten hoch	Anzahl Messstellen
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
1	0	<b>1.00</b>										1	89
	0	0.50	<b>1.00</b>									2	903
	0	0.33	0.67	<b>1.00</b>								3	102
	0	0.25	0.50	<b>0.75</b>	<b>1.00</b>							≥ 3	227
	0	0.20	0.40	0.60	<b>0.80</b>	<b>1.00</b>						≥ 4	251
	0	0.17	0.33	0.50	0.67	<b>0.83</b>	<b>1.00</b>					≥ 5	590
	0	0.14	0.29	0.43	0.57	0.71	<b>0.86</b>	<b>1.00</b>				≥ 5	174
	0	0.13	0.25	0.38	0.50	0.63	<b>0.75</b>	<b>0.88</b>	<b>1.00</b>			≥ 6	151
	0	0.11	0.22	0.33	0.44	0.56	0.67	<b>0.78</b>	<b>0.89</b>	<b>1.00</b>		≥ 7	81
	0	0.10	0.20	0.30	0.40	0.50	0.60	0.70	<b>0.80</b>	<b>0.90</b>	<b>1.00</b>	≥ 7	17
												Gesamtzahl Messstellen	2.585

### 7.1.3.3 Makrophyten

Die Ermittlung der Besiedlungsquellen der Makrophyten analog zum Makrozoobenthos in Abhängigkeit vom ökologischen Zustand ist nicht unbedingt zielführend, da ein Gewässerabschnitt im guten oder sehr guten Zustand in der Regel nicht durch ein hohes Makrophytenvorkommen gekennzeichnet ist. Ausschlaggebend für die Berechnung des typspezifischen multi-metrischen Referenzindex (RI) nach Phylib ist das Verhältnis von Gütezeigern zu Störzeigern an der Messstelle. Um einen Überblick über die Häufigkeit der Gütezeiger zu schaffen, wurde die Anzahl der Gütezeiger dennoch zunächst gegen den Referenzindex aufgetragen (Anhang 3). Hierfür wurde der RI im Vorfeld mit der Phylib-Version 4.1 berechnet. Je nach Gewässertyp traten an den Messstellen maximal zwischen zwei und sieben Gütezeiger auf. Je nach Anzahl der Störzeiger kann der Referenzindex bereits beim Vorkommen eines Gütezigers den Höchstwert von RI = 1 erreichen und unter Berücksichtigung der weiteren Teilkomponenten des Bewertungssystem den guten oder sehr guten ökologischen Zustand anzeigen. Vor diesem Hintergrund und weil an vielen Messstellen keine Gütezeiger vorkommen, wurden alle Messstellen mit mindestens einem Güteziger als Besiedlungsquellen eingestuft (Tabelle 7.6).

Die Messstellen wurden in ArcGIS nach den Kategorien „Gütezeiger vorhanden“ und „Gütezeiger nicht vorhanden“ klassifiziert. Die Ergebnisse sind mit den Ergebnissen der Prognose (Kapitel 7.1.4) in den Karten der Bundesländer visualisiert (Abbildung 7.4, Anhang 4). Regionen, in denen viele Messstellen mit einer hohen Anzahl Leitarten liegen, haben voraussichtlich ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial.

**Tabelle 7.6:** Kategoriengrenze für eine „hohe Anzahl Gütezeiger“. Für die Makrophyten wurden alle Messstellen mit mindestens einem Güteziger als Besiedlungsquelle eingestuft.

Makrophyten-Typ	Typ	Anzahl Gütezeiger hoch	Gesamtzahl eingestufter Gütezeiger (A)	Anzahl Messstellen
<b>Mittelgebirge / (Vor-)Alpen</b>				
Potamal geprägte Fließgewässer	MP	≥ 1	54	262
Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer	MRS	≥ 1	89	800
Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer	MRK	≥ 1	66	532
<b>Norddeutsches Tiefland</b>				
Kleine Niederungsfließgewässer	TNk	≥ 1	77	404
Mittelgroße Niederungsfließgewässer	TNm	≥ 1	77	274
Kleine rhithral geprägte Fließgewässer	TRk	≥ 1	70	284
Mittelgroße rhithral geprägte Fließgewässer	TRm	≥ 1	70	213
<b>Gesamtzahl Messstellen</b>				<b>2.797</b>

### 7.1.4 Prognose von Besiedlungsquellen

Aus den Projektdaten lassen sich punktuelle Aussagen über Besiedlungsquellen ableiten, jedoch keine flächendeckenden Verbreitungskarten generieren. Eine Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials ist rein anhand der vorliegenden Daten nur für solche Abschnitte möglich, in denen Nachbarschaft sich untersuchte Gewässerabschnitte befinden. Um eine Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials auch für Gewässer ohne Messstellen in unmittelbarer Nachbarschaft zu ermöglichen, wurden Umweltvariablen und ihre Grenzwerte ermittelt, die das Vorkommen von Besiedlungsquellen anzeigen können. Gewässerabschnitte mit entsprechenden Bedingungen wurden flächendeckend für alle Bundesländer, zu denen Daten vorliegen, ermittelt.

Die Auswertung umfasste zwei Schritte:

1. Zunächst wurden Umweltvariablen und Grenzwerte ermittelt, die das Vorkommen von Besiedlungsquellen anzeigen können und damit das Wiederbesiedlungspotenzial beeinflussen; dieser Schritt wurde unter Verwendung der statistischen Methode „boosted regression trees“ (BRTs, Anhang 2) durchgeführt.
2. Flächendeckend wurden Gewässerabschnitte identifiziert, die Bedingungen (Kombination von Umweltvariablen) aufweisen, die das Vorkommen von Besiedlungsquellen wahrscheinlich machen. Dieser Schritt wurde in ArcGIS (ESRI) durchgeführt.

Zusammen mit den Ergebnissen aus Kapitel 7.1.3 wurden flächendeckende Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial erstellt.

Die Umweltvariablen und Grenzwerte wurden für das Makrozoobenthos und die Makrophyten fließgewässertyp-spezifisch ermittelt, sofern die Anzahl der Messstellen je Gewässertyp ausreichend groß war. Andernfalls wurden Typen zusammengefasst. Die Auswertung für die Fische erfolgte für die Gewässertypgruppen Mittelgebirgsbäche (MGB), Mittelgebirgsflüsse (MGF), Tieflandbäche (TLB) und Tieflandflüsse (TLF).

Als abhängige Variable fungierten in den BRTs die im Rahmen der Ermittlung der Besiedlungsquellen (Kapitel 7.1.3) erstellten Kategorien:

- Messstellen mit einer hohen Anzahl Gütezeiger/Leitarten (Besiedlungsquellen)
- Übrige Messstellen mit weniger bzw. keinen Gütezeigern/Leitarten

Die berücksichtigten Umweltvariablen und die Quellen, aus denen sie erhoben wurden, sind in Tabelle 7.3 aufgeführt.

Da die Gewässerstrukturparameter nicht in allen Bundesländern nach der LAWA Vor-Ort-Kartierung (LAWA 2000, LUA 1998) erhoben wird, wurde die Auswertung in zwei Schritten durchgeführt: zunächst für alle Bundesländer unter Einbezug der Landnutzung, der Quellentfernung und der Höhe, anschließend für die Länder mit GSG Vor-Ort-Kartierung (Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt) unter zusätzlicher Berücksichtigung der Gewässerstruktur. Gewässerchemische Variablen wurden nicht mit einbezogen, da diese Daten nicht flächendeckend zur Verfügung stehen. Messstellen, zu denen Makrozoobenthosdaten vorlagen und eine Belastung im PERLODES-Modul „Versauerung“ („mäßig“ und schlechter) aufweisen, wurden aus den Datensätzen entfernt.

Die prozentualen Landnutzungsanteile entlang der Gewässer wurden in Intervallen von 500 – 5.000 Meter Länge erhoben, da für aquatische Organismen nicht nur die Bedingungen am untersuchten Gewässerabschnitt relevant sind, sondern die Bedingungen im Oberlauf sowohl einen positiven als auch einen negativen Einfluss ausüben können. Testläufe zeigten, dass bei

Berücksichtigung des längsten Landnutzungsstreifen die Qualität der BRT-Modelle (ROC-Wert und erklärte Varianz [%]) am höchsten ist. Für die weiteren Analysen wurden daher nur Landnutzungsintervalle von 5.000 m oberhalb der Messstelle berücksichtigt. Messstellen, die näher als 5 km an der Quelle liegen, wurden jedoch nicht aus der Analyse ausgeschlossen, da gerade in den Oberläufen Besiedlungsquellen zu erwarten sind.

Anhand von Spearman Rangkorrelationen und Hauptkomponentenanalysen wurden hochkorrelierte und damit redundante Parameter der Umweltvariablen im Vorfeld der BRT-Analyse entfernt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der BRTs für die drei Organismengruppen dargestellt. Im Anschluss wird das Vorgehen zur Übertragung der Ergebnisse auf das deutsche Gewässernetz beschrieben.

### **Einfluss von Umweltvariablen auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen**

#### Makrozoobenthos

Tabelle 7.7 zeigt die Ergebnisse der BRT-Auswertung für alle Bundesländer, Tabelle 7.8 die Ergebnisse für die Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt unter Berücksichtigung der Gewässerstruktur. Es sind nur Gewässertypen mit ausreichend großer Messstellenanzahl aufgeführt. Es ist jeweils dargestellt, welche Umweltvariablen das Vorkommen von Besiedlungsquellen am besten erklären.

Die Qualität der Modelle ist im Mittelgebirge höher als im Tiefland. Grund dafür ist die kürzere Gradientenlänge im Tiefland, wo Gewässer einem stärkeren Nutzungsdruck unterliegen. Wie zu erwarten ist die erklärte Varianz in den Modellen mit Berücksichtigung der Gewässerstruktur höher, wobei auch hier Landnutzungsvariablen und die Höhenlage den höchsten Einfluss auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Gemeinschaften ausüben. Konnte aus den partial dependence plots (siehe Beschreibung der BRTs in Anhang 2) einer Umweltvariable kein eindeutiger Grenzwert abgelesen werden, wurden die Grenzwerte als „unklar“ klassifiziert und bei der Prognose der Besiedlungsquellen nicht berücksichtigt.

**Tabelle 7.7: Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für das Makrozoobenthos.**  
Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.

Alle Bundesländer		Boosted Regression Trees			
LAWA-Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert
2.1 2.2	179	0.71	0.25	Höhe [49.9]	> 500 m
				Acker [22.2 ]	< 20 %
				Grünland [9.6]	< 40 %
				Wald [9.6 ]	> 30 %
5 5.1	1.452	0.79	0.3	Wald [43.1 ]	> 50 %
				Höhe [27.2 ]	> 200 m
				Acker [15.1 ]	< 20 %
				Grünland [14.7 ]	unklar
6	381	0.81	0.4	Wald [37.3 ]	> 30 %
				Höhe [26.1 ]	> 200 m
				Städtische Nutzung [14.5 ]	< 35 %
				Acker [11.9 ]	unklar

Alle Bundesländer		Boosted Regression Trees			
LAWA-Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert
				Grünland [10.2 ]	unklar
7	259	0.69	0.23	Höhe [29.7 ]	> 200 m
				Wald [26.0 ]	> 30 %
				Grünland [18.3 ]	unklar
				Acker [14.6 ]	< 30 %
				Extensive Landwirtschaft [11.3 ]	< 40 %
9	501	0.73	0.26	Höhe [36.1]	> 150 m
				Wald [19.75]	> 50 %
				Acker [17.6]	< 15 %
				Quellentfernung [17.5]	unklar
				Grünland [8.9]	unklar
9.1	120	0.67	0.16	Höhe [43.9]	> 150 m
				Wald [24.7]	> 50 %
				Acker [18.4]	< 20 %
				Grünland [13.1]	unklar
9.2	194	0.67	0.22	Quellentfernung [48.0]	< 175 km
				Acker [24.9]	unklar
				Wald [16.2]	> 20 %
				Grünland [10.9]	20-55 %
11 12	209	0.63	0.14	Höhe [36.8]	> 50 m
				Acker [24.3]	< 30 m
				Grünland [31.2]	unklar
				Wald [17.7]	> 50 %
14	384	Kein Ergebnis			
15 17	228	0.66	0.23	Wald [30.7]	> 30 %
				Acker [23.0]	< 30 %
				Quellentfernung [19.6]	< 50 km
				Grünland [18.7]	10-60 %
				Extensive Landwirtschaft [7.9]	unklar
16 18	394	0.66	0.15	Höhe [35.1]	> 75 m
				Acker [26.8]	< 40 %
				Wald [22.5]	> 50 %
				Grünland [15.6]	30 - 50 %
19	670	0.65	0.14	Quellentfernung [33.1]	> 20 km
				Städtische Nutzung [29.8]	< 20 %
				Acker [16.8]	unklar
				Wald [13.2]	unklar
				Grünland [7.0]	unklar

**Tabelle 7.8:** Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für das Makrozoobenthos. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.

Bundesländer HE, NW, RP, ST		Boosted Regression Trees			
LAWA-Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert
5 5.1	1153	0.80	0.37	Höhe [29.5]	> 200 m
				Wald [26.8]	> 50 %
				Städtische Nutzung [18.5]	< 30 %
				Acker [14.9]	< 20 %
				Laufkrümmung [4.3]	unklar
				Strömungsdiversität [3.3]	unklar
				Uferstreifen [2.6]	unklar
6 7	379	0.80	0.38	Höhe [31.8]	> 200 m
				Wald [27.5]	> 50 %
				Grünland [17.3]	< 60 %
				Acker [10.4]	unklar
				Querbänke [9.5]	< 4
				Strömungsdiversität [3.6]	unklar
9	423	0.78	0.36	Höhe [30.8]	> 200 m
				Städtische Nutzung [19.4]	< 10 %
				Querbänke [15.9]	< 4.5
				Acker [14.1]	< 15 %
				Wald [10.0]	unklar
				Längsbänke [6.0]	< 1.5
				Sohlsubstrat [3.7]	unklar
9.1 9.2	224	0.69	0.27	Höhe [26.4]	> 300 m
				Städtische Nutzung [23.5]	< 10 %
				Querbänke [14.4]	< 4
				Acker [13.8]	< 60 %
				Wald [12.8]	> 60 %
				Längsbänke [6.1]	unklar
				Sohlsubstrat [3.2]	unklar
14 16 18	374	0.71	0.28	Höhe [26.1]	> 125 m
				Wald [19.2]	> 40 %
				Acker [13.3]	< 40 %
				Grünland [11.4]	> 20 %
				Gewässerrandstreifen [10.0]	< 3
				Breitenvarianz [7.9]	unklar
				Sohlsubstrat [7.1]	unklar
				Strömungsdiversität [5.2]	unklar
				Extensives Grünland [0]	unklar

Bundesländer HE, NW, RP, ST		Boosted Regression Trees			
LAWA-Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert
19	493	0.68	0.2	Höhe [27.3]	> 100 m
				Wald [22.4]	> 40 %
				Acker [16.4]	< 30 %
				Breitenvarianz [12.8]	< 4
				Gewässerrandstreifen [12.6]	< 3
				Städtische Nutzung [4.0]	unklar
				Extensive Landwirtschaft [2.9]	unklar
				Substratdiversität [1.6]	unklar

## Fische

Die Ermittlung der Umweltvariablen für die Prognose der Besiedlungsquellen der Fische war nicht für alle Gewässertypgruppen erfolgreich. Unter Einbeziehung der Gewässerstruktur konnten jedoch mit Ausnahme der Tieflandflüsse für alle Gewässertypgruppen Grenzwerte abgeleitet werden (Tabelle 7.10); ohne Einbezug der Gewässerstruktur lediglich für die Mittelgebirgsbäche (Tabelle 7.9). Die berücksichtigten Umweltvariablen können zwischen den Messstellen mit einer „hohen Anzahl Leitarten“ und einer „niedrigen Anzahl bzw. keinen Leitarten“ nicht so gut trennen; dies liegt vor allem daran, dass die Fischmessstellen in Gewässertypgruppen zusammengefasst wurden, welche wiederum verschiedene Referenzen aggregieren. Die im Bezug auf das Makrozoobenthos sehr aussagekräftigen Variablen „Höhe über NN“ und „Quellentfernung“ spielen eine geringere Rolle. Es wird deutlich, dass die strukturellen Parameter für die Beschreibung der Ansprüche der Fische von großer Bedeutung sind.

**Tabelle 7.9: Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für die Fische. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.**

Alle Bundesländer		Boosted Regression Trees				
Typgruppe	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert	
MGB	1317	0.732	0.22	Acker [43.8]	< 20 %	
				Höhe [18.8]	> 425 m	
				Städtische Nutzung [15.4]	< 15 %	
				Grünland [11.4]	unklar	
				Wald [10.6]	> 20 %	
MGF	392	Kein Ergebnis				
TLB	301	Kein Ergebnis				
TLF	144	Kein Ergebnis				

Tabelle 7.10: Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für die Fische. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.

Bundesländer HE, NW, RP, ST		Boosted Regression Trees			
Typgruppe	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert
MGB	493	0.715	0.23	Acker [38.7]	< 20 %
				Höhe [14.6]	unklar
				Querbänke [14.2]	< 3
				Wald [12.7]	> 20
				Uferbewuchs [12.7]	< 4
				Grünland [7.1]	unklar
MGF	189	0.631	0.16	Grünland [27.0]	< 10
				Wald [21.9]	> 30
				Acker [20.2]	< 20
				Substratdiversität [17.6]	unklar
				Gewässerrandstreifen [13.3]	< 5
TLB	213	0.603	0.2	Quellentfernung [38.3]	> 20 km
				Uferbewuchs [16.7]	< 4
				Längsbänke [11.2]	unklar
				Grünland [9.9]	unklar
				Wald [8.7]	> 20 %
				Acker [6.3]	unklar
				Uferstreifen [5.3]	unklar
				Extensive Landwirtschaft [3.5]	unklar
				Querbänke [0.2]	unklar
TLF	69	zu wenige Messstellen			

### Makrophyten

Für die Makrophyten konnten für die Mittelgebirgstypen MRK und MRS und die rhithral geprägten Fließgewässer Grenzwerte abgeleitet werden. Die relevanten Umweltvariablen sortiert nach dem relativen Einfluss und die Grenzwerte sind in den Tabelle 7.11 und Tabelle 7.12 aufgelistet. Wie bei den anderen Organismengruppen differenzieren im Mittelgebirge der Acker- bzw. Waldanteil entlang des Gewässers besonders gut zwischen Gewässerabschnitten mit unterschiedlichem Besiedlungspotenzial. Im Tiefland spielen, bedingt durch den stärkeren Nutzungsdruck, extensiv bewirtschaftete und städtisch geprägte Flächen eine größere Rolle.

Da kein deutsches Gewässernetz mit Angabe der Makrophytentypen existiert, wurden für die Prognose die Makrophyten-Typen auf das LAWA-Gewässernetz übertragen. Hierzu wurde der Vorschlag von Klaus van der Weyer zur Anpassung der Fließgewässer-Typologie von Schaumburg et al. (2006) an die LAWA-Fließgewässertypen herangezogen (Schaumburg et al. 2012). Eine flächendeckende Ermittlung von rhithralen und potamalen Gewässerstrecken war im Rahmen des Projekts nicht leistbar. Die Typen MRK und MRS können ohne Unterscheidung von rhithral bzw. potamal geprägten Gewässerstrecken auf die LAWA-Typologie übertragen werden. Daher wurde die Prognose der Besiedlungsquellen auf die Mittelgebirgsbäche und Mittelgebirgsflüsse, die auch die höchste Qualität in den BRTs aufweisen, begrenzt.

Tabelle 7.11: Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten aller Bundesländer für die Makrophyten. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.

Alle Bundesländer		Boosted Regression Trees				
Makrophyten-Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert	
MP	249	Kein Ergebnis				
MRK	490	0.693	0.24	Acker [33.7]	< 30 %	
				Höhe [20.0]	> 500 m	
				Wald [13.1]	> 40 %	
				Extensive Landwirtschaft [12.4]	unklar	
				Städtische Nutzung [11.8]	unklar	
				Grünland [8.9]	unklar	
MRS	757	0.737	0.26	Wald [32.7]	> 40 %	
				Höhe [26.3]	> 400 m	
				Acker [22.1]	< 10 %	
				Grünland [19.0]	unklar	
TNk	365	kein Ergebnis				
TNm	258	kein Ergebnis				
TRk	246	0.662	0.24	Quellentfernung [34.6]	5-15 km	
				Extensive Landwirtschaft [25.4]	15-30 %	
				Grünland [18.4]	> 25 %	
				Städtische Nutzung [10.8]	< 10 %	
				Acker [10.8]	< 20 %	
TRm	190	0.681	0.31	Acker [22.9]	< 25-55 %	
				Städtische Nutzung [22.1]	< 10 %	
				Quellentfernung [19.6]	< 30 km	
				Grünland [19.6]	30-70 %	
				Extensive Landwirtschaft [14.6]	> 30 %	

**Tabelle 7.12:** Ergebnisse der Boosted Regression Trees (BRTs) mit Daten der Bundesländer mit GSG Vor-Ort- Kartierung für die Makrophyten. Die Umweltvariablen sind sortiert nach ihrem realtiven Einfluss auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen. Grenzwert = „unklar“: es war kein eindeutiger Grenzwert aus den „partial dependence plots“ (Anhang 2) ableitbar.

Bundesländer HE, NW, RP, ST		Boosted Regression Trees				
Typ	Anzahl Messstellen	ROC	Erklärte Varianz [%]	Relativer Einfluss [%]	Grenzwert	
MP	36	zu wenige Messstellen				
MRK	138	0.672	0.26	Wald [24.4]	> 40 %	
				Sohlsubstrat [18.2]	< 3	
				Acker [14.2]	< 10 %	
				Städtische Nutzung [10.2]	< 15 %	
				Gewässerrandstreifen [7.9]	unklar	
				Uferbewuchs [7.6]	< 3.5	
				Grünland [7.0]	< 40 %	
				Höhe [6.3]	> 200 m	
				Längsbänke [4.3]	unklar	
MRS	453	0.71	0.26	Wald [32.3]	> 40 %	
				Acker [21.7]	< 10 %	
				Höhe [14.6]	unklar	
				Grünland [12.1]	unklar	
				Städtische Nutzung [9.6]	unklar	
				Längsbänke [5.2]	unklar	
				Uferbewuchs [4.5]	unklar	
TNk	235	kein Ergebnis				
TNm	115	kein Ergebnis				
TRk	218	0.657	0.13	Quellentfernung [43.6]	< 15 km	
				Grünland [29.1]	> 25 %	
				Uferbewuchs [16.3]	< 2	
				Acker [11]	< 20 %	
TRm	78	kein Ergebnis				

## **Identifizierung von Gewässerabschnitten mit den im Vorfeld ermittelten Bedingungen**

Um die Ergebnisse der BRTs zu den drei Organismengruppen auf das deutsche Gewässernetz DLM 1000 zu übertragen, wurde dieses zunächst in ArcGIS in 500 m lange Gewässerabschnitte geteilt. Die Abschnitte wurden mit einem 100 m breiten Streifen (auch „Puffer“) umgeben.

Im nächsten Schritt wurden die prozentualen Landnutzungsanteile für jeden Gewässerstreifen erhoben. Dies erfolgte durch eine Verschneidung mit den Corine-Daten. Des Weiteren wurde für jeden Abschnitt die mittlere Höhe über NN und die Quellentfernung ermittelt.

Um die Prognose der Besiedlungsquellen fließgewässertyp-spezifisch durchzuführen, musste den Gewässerabschnitten der entsprechende Fließgewässertyp zugeordnet werden. Hierfür wurde in Ermangelung aktuellerer Angaben das von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) veröffentlichte deutschlandweite Typologie-Shapefile aus dem Jahr 2003 verwendet. Gravierende Änderungen fanden seit der Erstellung des Shapefiles besonders in Bezug auf den Gewässertyp 19 statt. Die Ergebnisse der Modelle der BRTs für diesen Gewässertyp waren relativ schwach und beruhen auf wenigen Variablen, so dass die Prognose für diesen Typ nicht erstellt wurde. Da das DLM1000 und das Typologie-Shapefile einen gewissen Versatz aufweisen, wurde die Übertragung der Typangaben auf die Gewässerabschnitte über eine räumliche Verknüpfung mit anschließender manueller Kontrolle durchgeführt.

Über Abfragefunktionen wurden dann die Gewässerabschnitte ausgewählt, die die in den BRTs ermittelten Bedingungen aufweisen.

Für die Bundesländer mit Vor-Ort-Kartierung wurden zusätzlich aus den GSG-Shapefiles die Abschnitte (in der Regel 100 m-Abschnitte) exportiert, die die ermittelten strukturellen Bedingungen aufweisen. Die Shapefiles wurden mit dem Polygon-Datensatz der Landnutzung verschneidet. Bei der Verschneidung der beiden Shapefiles trat ein Versatz auf, des Weiteren waren die Abschnitte unterschiedlich lang. Daher wurden alle Gewässerabschnitte manuell kontrolliert und nur die Abschnitte als mögliche Besiedlungsquellen in ein neues Shapefile übertragen, die auf einer Abschnittslänge von mindestens 250 m die entsprechenden strukturellen Bedingungen aufweisen.

### 7.1.5 Interpretation der Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial

Es wurden Karten zum Wiederbesiedlungspotenzial für das Makrozoobenthos (elf Bundesländer), die Fischfauna (sechs Bundesländer) und die Makrophyten (acht Bundesländer) erstellt und den Bundesländern zur Verfügung gestellt. Sieben Bundesländer stimmten der Veröffentlichung in Berichtsform zu (Anhang 4). Die Karten enthalten jeweils Informationen aus zwei verschiedenen Quellen:

#### 1. Ermittlung von Besiedlungsquellen auf Grundlage der Projektdatenbank

Durch eine Bundesland-übergreifende Auswertung wurden Messstellen nach der Anzahl der sensiblen Arten kategorisiert (Kapitel 7.1.3). Besiedlungsquellen, also Messstellen mit einer hohen Anzahl sensibler Arten, wurden in den Karten mit einem grünen Symbol gekennzeichnet. Gewässerabschnitte in der Umgebung dieser Messstellen weisen vorraussichtlich ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial auf.

#### 2. Prognose von Besiedlungsquellen in Gewässerabschnitten zu denen keine biotischen Daten vorliegen

Durch statistische Auswertungen wurden Umweltvariablen und ihre Grenzwerte ermittelt, die das Vorkommen von Besiedlungsquellen anzeigen können (Kapitel 7.1.4). Gewässerabschnitte, die die entsprechenden Bedingungen aufweisen, wurden in den Karten grün gekennzeichnet. Für die Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt wurde neben der Landnutzung, der Höhenlage und der Quellentfernung auch die Gewässerstruktur (Vor-Ort-Kartierung) berücksichtigt. Die gekennzeichneten Abschnitte geben einen Hinweis auf das Vorkommen von Besiedlungsquellen und ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial im Umfeld; die Abschnitte müssen aber zunächst auf weitere mögliche Belastungen (z.B. der Gewässerchemie) geprüft werden.

Für blau unterlegte Gewässerabschnitte wurde keine Prognose durchgeführt und es kann demnach keine Aussage über das Vorkommen von Besiedlungsquellen getroffen werden. Dies betraf Gewässertypen wie die Typen 14 und 19, für die die statistische Methode keine ausreichend guten Ergebnisse produzierte, Gewässertypen zu denen nicht ausreichend viele Messstellen vorlagen (beispielsweise Typen der Alpen/Voralpen) und Gewässertypen die von vornherein nicht berücksichtigt wurden (z.B. große Ströme).

Generell sind Besiedlungsquellen stärker in Gewässern der Mittelgebirge und in den Oberläufen zu finden. Dies hängt mit der intensiveren Nutzungsgeschichte der Tieflandgewässer zusammen und der Tatsache, dass Gewässer im Oberlauf häufig gewässerchemisch weniger beeinträchtigt sind. Ein besonders hohes Wiederbesiedlungspotenzial weisen beispielsweise das Rothaargebirge, der Harz und der Bayerische Wald auf, während am linken Niederrhein kaum Wiederbesiedlungspotenzial besteht.

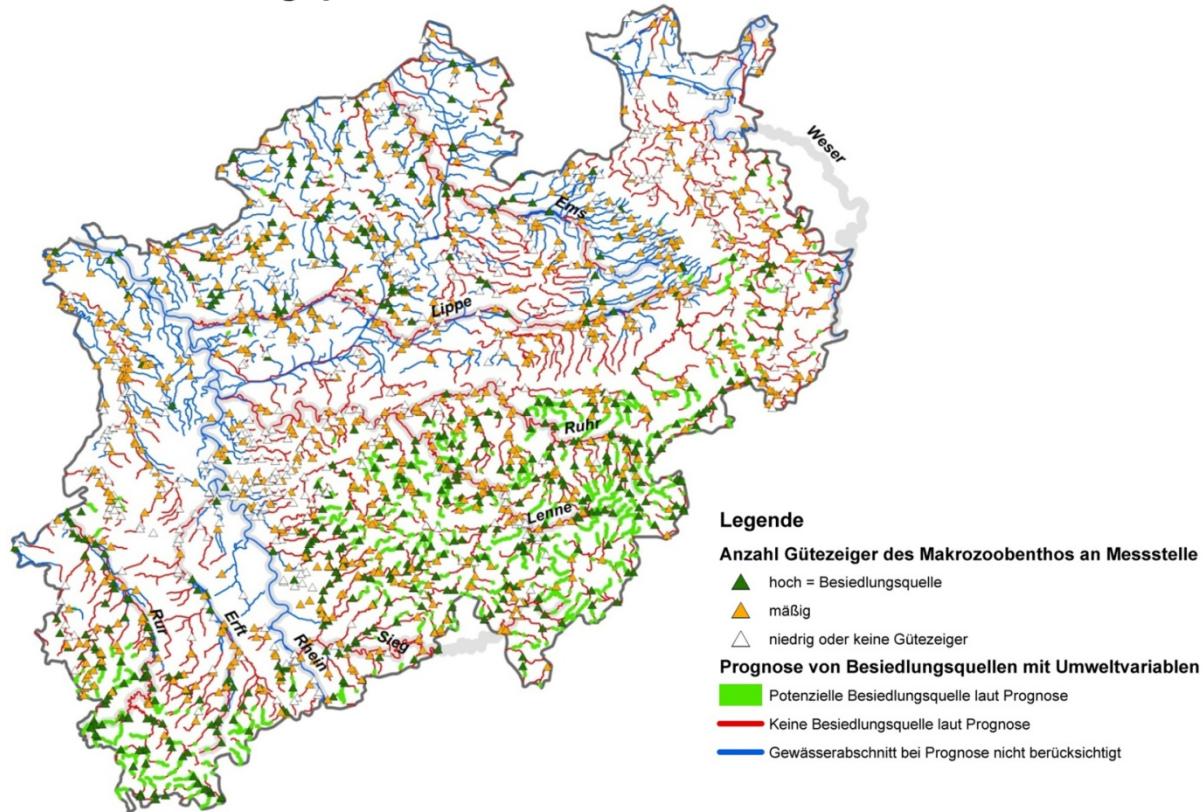
Der Anteil der Besiedlungsquellen an den untersuchten Messstellen schwankt je Bundesland zwischen 18 und 59 %. Da die dem Projekt vorliegenden Daten nur einen Ausschnitt der in den Bundesländern erhobenen Daten darstellen, sind diese Werte auch von der Auswahl der zur Verfügung gestellten Daten beeinflusst und werden hier nicht weiter diskutiert. Es wird deutlich, dass auch in vielen Abschnitten der Tieflandgewässer Besiedlungsquellen, also Messstellen mit einer typspezifisch hohen Anzahl sensibler Arten, zu finden sind. Solche Inseln des Wiederbesiedlungspotenzials sind beispielsweise Teile der Lüneburger Heide, Teile der Altmark und des Spreewaldes. Renaturierungsmaßnahmen in Abschnitten, die Besiedlungsquellen benachbart sind, haben höhere Erfolgsaussichten zur Erreichung eines guten ökologischen Zu-

standes in kurzen Zeiträumen. Eine Priorisierung von Renaturierungsmaßnahmen im Umfeld von Wiederbesiedlungsquellen ist daher sinnvoll und wird auch von einigen Bundesländern vorgesehen (vgl. Kapitel 7.4). Bei der Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der strukturellen und gewässer-chemischen Bedingungen in Gegenden mit einem mäßigen oder niedrigen Wiederbesiedlungspotenzial muss hingegen berücksichtigt werden, dass die Verbesserung des ökologischen Zustands einen längeren Zeitraum beanspruchen wird.

In Modul 3 (Kapitel 8) wird ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen am Beispiel ausgewählter Einzugsgebiete vorgestellt. Hier wird das Wiederbesiedlungspotenzial unter Berücksichtigung weiterer Faktoren, wie der Ausbreitungsfähigkeit und dem Auftreten von Wanderhindernissen, abgeschätzt.

Abbildung 7.2: Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation.

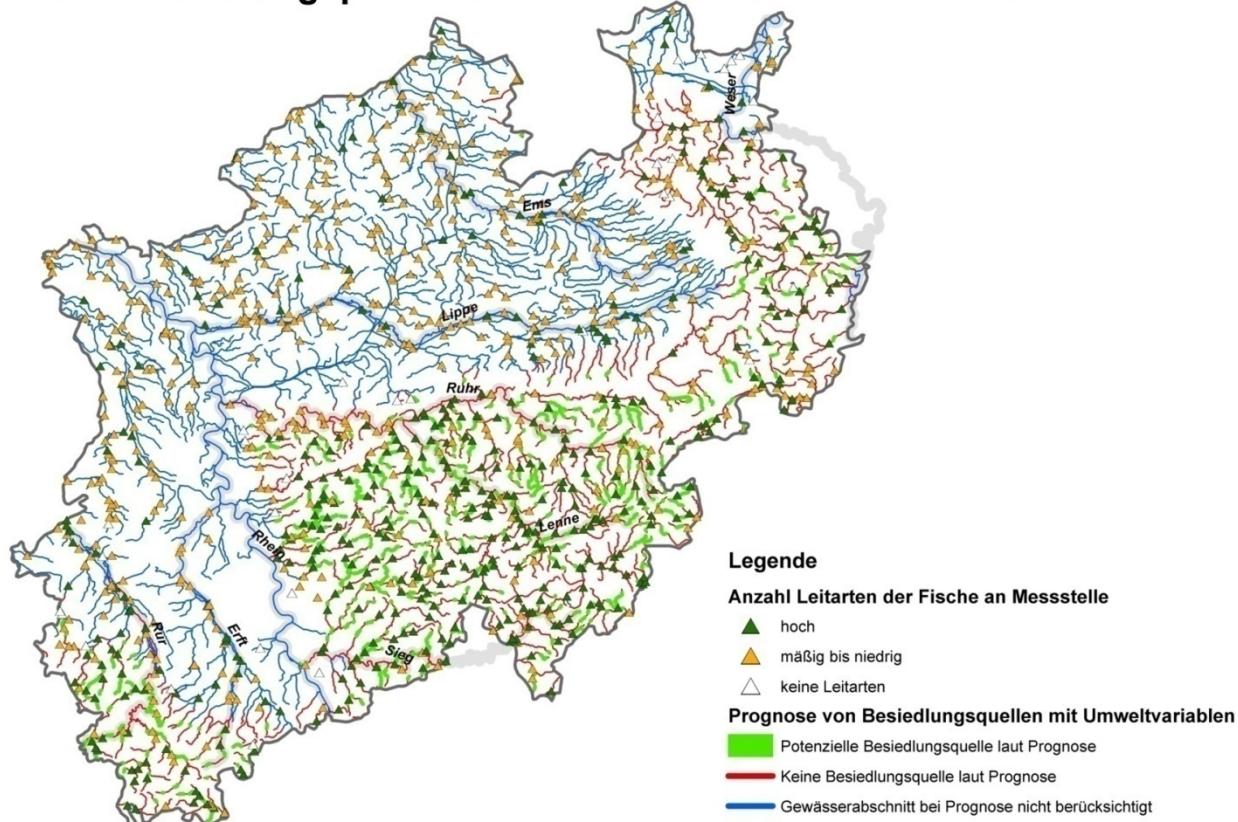
### Wiederbesiedlungspotenzial Nordrhein-Westfalen - Makrozoobenthos



Datenquelle: Monitoringdaten des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) der Jahre 2004 bis 2009. Die Prognose basiert auf Daten zur Landnutzung, Gewässerstruktur, Höhenlage und Quellentfernung.

Abbildung 7.3: Wiederbesiedlungspotenzial der Fische in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation.

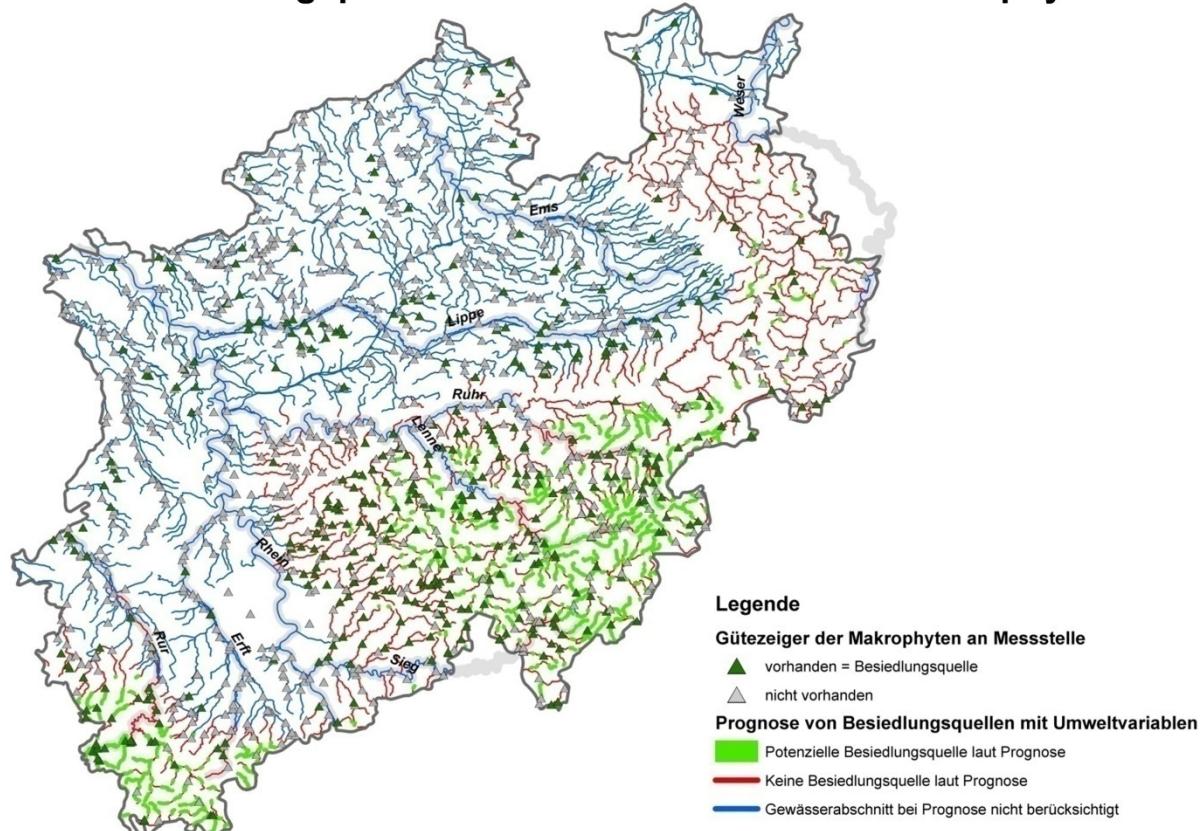
## Wiederbesiedlungspotenzial Nordrhein-Westfalen - Fische



Datenquelle: Monitoringdaten des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) der Jahre 2004 bis 2009. Die Prognose basiert auf Daten zur Landnutzung, Gewässerstruktur, Höhenlage und Quellentfernung.

Abbildung 7.4: Wiederbesiedlungspotenzial der Makrophyten in Nordrhein-Westfalen. Das Potenzial ist im Umfeld der ermittelten und prognostizierten Besiedlungsquellen voraussichtlich hoch. Siehe Kapitel 7.1.5 für Hinweise zur Interpretation.

## Wiederbesiedlungspotenzial Nordrhein-Westfalen - Makrophyten



Datenquelle: Monitoringdaten des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) der Jahre 2006 bis 2009. Die Prognose basiert auf Daten zur Landnutzung, Gewässerstruktur, Höhenlage und Quellentfernung.

## 7.1.6 Frequenzanalyse

Bisher wurden Studien zur Erfassung der Frequenz oder Stetigkeit von Arten innerhalb einzelner Bundesländer durchgeführt (z.B. im Rahmen des Trendbiomonitoring Baden Württemberg; [www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/56183/](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/56183/) [16.12.2013]). Mit der Datengrundlage dieses Projektes konnten nun Bundesland-übergreifend Frequenzanalysen für 22 LAWA-Fließgewässertypen und sieben Makrophytentypen erstellt werden. Da eine Gruppierung der Fischmessstellen auf Grundlage der Referenzen nicht möglich war, wurde eine Frequenzanalyse als nicht sinnvoll erachtet.

Für die Makrophyten wurden alle nach Phylib als Indikatoren eingestuften Taxa berücksichtigt (A, B und C-Taxa), für das Makrozoobenthos aufgrund der hohen Artenvielfalt nur die Gütezeiger (im Faunaindex für den jeweiligen Gewässertyp positiv eingestufte Arten). Die Frequenz [%] errechnete sich für jedes Taxon aus der **Summe des Auftretens des Taxons\*100/Gesamtzahl der Probennahmen**. Im zweiten Schritt wurden die vorher ausgeschlossenen Probenahmen außerhalb des empfohlenen Beprobungszeitraums auf zusätzliche Taxa untersucht. Stammten diese von einer Messstelle mit „doppelter“ Probenahme im empfohlenen Beprobungszeitraum, wurde sie in die Frequenzanalyse aufgenommen. Wurde die Art außerhalb des Beprobungszeitraums gefunden, wurde sie in die Liste auf- genommen und mit einem Vermerk gekennzeichnet.

### 7.1.6.1 Makrozoobenthos

Beispielhaft wird nachfolgend die Frequenzanalyse für den Fließgewässertyp 5 - „Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche“ vorgestellt (Tabelle 7.13, folgende Seite). Die Ergebnisse zu den übrigen Fließgewässertypen befinden sich im Anhang (Anhang 5).

Nur 19 von insgesamt 134 Gütezeigern des Gewässertyps 5 kommen mit einer Stetigkeit von >25 % vor, 16 weitere in einer Stetigkeit von >10-25 %, 22 Taxa mit einer Stetigkeit von >5-10 % und 67 Taxa werden in weniger als 5 % der Proben nachgewiesen. Darüber hinaus konnten 10 Taxa in keiner der 1.645 zu Grunde liegenden Proben nachgewiesen werden.

Ein klares Muster ergibt sich beim Vergleich der stetigen und gering stetigen Arten nicht. In beiden Gruppen sind sowohl hololimnische als auch merolimnische Arten enthalten, eine Korrelation mit der Ausbreitungsfähigkeit der Arten gemäß Modul 2.2 ist ebenfalls nicht offenkundig. Die hoch stetigen Arten umfassen verschiedenste Ernährungstypen (Weidegänger wie *Rhithrogena semicolorata*-Gr., Zerkleinerer wie *Gammarus fossarum* und Räuber wie *Odonotocerum albicorne*). Besiedler seltener Habitate, z.B. Holz, sind nur unter den weniger stetigen Arten zu finden (z.B. *Lype reducta*) oder fehlen ganz (z.B. *Macronychus quadrituberculatus*); gleiches gilt auch für anspruchsvolle Besiedler von Auengewässern oder strömungsberuhigten Zonen (*Glyphotaelius pellucidus*, *Siphlonurus* sp.)

Tabelle 7.13: Frequenzanalyse des Makrozoobenthos - Gewässertyp 5.

ID_ART	Fauna-Index	Rote Liste BRD	Taxongruppe	Taxon	Frequenz [%]
5288	1		Amphipoda	<i>Gammarus fossarum</i>	66,5
6745	1		Ephemeroptera	<i>Rhithrogena semicolorata-Gr.</i>	62,6
6818	2*		Trichoptera	<i>Sericostoma sp.</i>	57,9
5124	2		Ephemeroptera	<i>Ephemerina danica</i>	56,4
5367	1		Ephemeroptera	<i>Habroleptoides confusa</i>	51,6
18064	1		Coleoptera	<i>Hydraena gracilis</i>	49,5
5790	1*		Plecoptera	<i>Leuctra sp.</i>	48,0
5018	2		Seriata	<i>Dugesia gonocephala</i>	44,8
18421	2		Coleoptera	<i>Limnius volckmari</i>	40,6
5378	2		Trichoptera	<i>Halesus sp.</i>	35,1
6616	2*		Plecoptera	<i>Protonemura sp.</i>	34,0
6867	1		Plecoptera	<i>Siphonoperla sp.</i>	31,2
4487	1		Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>	30,2
6168	2		Trichoptera	<i>Odontocerum albicorne</i>	29,0
18418	2		Coleoptera	<i>Limnius perrisi</i>	27,8
5598	1		Trichoptera	<i>Hydropsyche instabilis</i>	27,7
6834	1		Trichoptera	<i>Silo pallipes</i>	27,1
6108	1		Plecoptera	<i>Nemoura sp.</i>	25,9
18130	1		Coleoptera	<i>Hydraena sp.</i>	25,8
5723	2		Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>	24,1
4293	2		Plecoptera	<i>Amphinemura sp.</i>	23,6
4363	2		Diptera	<i>Atherix ibis</i>	21,9
17779	0		Coleoptera	<i>Elmis sp.</i>	20,5
5713	1		Trichoptera	<i>Lepidostoma basale</i>	20,0
18616	1		Coleoptera	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	18,4
6821	2		Megaloptera	<i>Sialis fuliginosa</i>	17,4
5602	2		Trichoptera	<i>Hydropsyche saxonica</i>	17,1
4628	1		Trichoptera	<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	15,7
4416	1*		Ephemeroptera	<i>Baetis scambus</i>	15,4
5001	1		Trichoptera	<i>Drusus annulatus</i>	14,9
6370	2*	3	Plecoptera	<i>Perla marginata</i>	14,8
17816	2*		Coleoptera	<i>Esolus angustatus</i>	14,4
6527	2		Trichoptera	<i>Potamophylax sp.</i>	10,7
8485	2		Diptera	<i>Tabanidae Gen. sp.</i>	10,6
4381	2		Ephemeroptera	<i>Baetis alpinus</i>	10,5
4410	2		Ephemeroptera	<i>Baetis niger</i>	9,9
4364	1		Diptera	<i>Ibisia marginata</i>	9,6
6843	1		Diptera	<i>Simulium argyreatum</i>	9,0
19394	2		Trichoptera	<i>Potamophylax cingulatus ssp.</i>	8,9
5376	2		Trichoptera	<i>Halesus radiatus</i>	8,8
5594	2		Trichoptera	<i>Hydropsyche dinarica</i>	8,6
4488	1		Plecoptera	<i>Brachyptera seticornis</i>	8,3
5375	2		Trichoptera	<i>Halesus digitatus digitatus</i>	8,2
4368	2		Trichoptera	<i>Atripsodes bilineatus bilineatus</i>	7,8
5314	2		Trichoptera	<i>Glossosoma conformis</i>	7,5
4978	1		Plecoptera	<i>Dinocras cephalotes</i>	7,3
6387	2*		Trichoptera	<i>Philopotamus montanus montanus</i>	7,3
7842	2		Diptera	<i>Simulium vernum</i>	6,3
4251	2		Trichoptera	<i>Agapetus fuscipes</i>	6,3
5891	2		Diptera	<i>Liponeura sp.</i>	6,2
6765	2		Trichoptera	<i>Rhyacophila fasciata fasciata</i>	5,7
6784	2		Trichoptera	<i>Rhyacophila tristis</i>	5,6
6354	2		Diptera	<i>Pedicia sp.</i>	5,6
5779	2*		Plecoptera	<i>Leuctra nigra</i>	5,5
4532	2	3	Odonata	<i>Calopteryx virgo</i>	5,3
4408	2		Ephemeroptera	<i>Baetis melanonyx</i>	5,1
4526	1	3	Ephemeroptera	<i>Caenis rivulorum</i>	5,0

Tabelle 7.13: Fortsetzung

ID_ART	Fauna-Index	Rote Liste BRD	Taxongruppe	TAXON	Frequenz [%]
5984	2		Trichoptera	<i>Micrasema minimum</i>	5,0
5058	2		Ephemeroptera	<i>Ecdyonurus venosus</i>	4,9
18179	2	3	Coleoptera	<i>Hydrocyphon deflexicollis</i>	4,7
18649	2		Coleoptera	<i>Platambus maculatus</i>	4,7
17788	1		Coleoptera	<i>Elodes minuta-Gr.</i>	4,6
6176	2	3	Trichoptera	<i>Decismus monedula monedula</i>	4,6
17770	1		Coleoptera	<i>Elmis aenea/maugetii</i>	4,3
5921	2		Trichoptera	<i>Lype reducta</i>	4,2
5021	2		Seriata	<i>Dugesia sp.</i>	3,6
6773	2		Trichoptera	<i>Rhyacophila obliterata</i>	3,3
4366	2		Trichoptera	<i>Athripsodes albifrons</i>	3,2
6386	2*		Trichoptera	<i>Philopotamus ludificatus</i>	3,1
7066	2		Trichoptera	<i>Tinodes rostocki</i>	3,1
9745	2		Seriata	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	2,9
19354	2		Diptera	<i>Liponeura cinerascens</i> ssp.	2,7
18048	2		Coleoptera	<i>Hydraena dentipes</i>	2,6
6526	2		Trichoptera	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	2,3
6588	2		Diptera	<i>Prosimilium hirtipes</i>	2,2
6523	2		Trichoptera	<i>Potamophylax luctuosus/luctuosus</i>	2,2
17786	2		Coleoptera	<i>Elodes marginata</i>	2,1
4517	1		Ephemeroptera	<i>Caenis beskidensis</i>	2,1
19382	2*		Trichoptera	<i>Philopotamus montanus</i> ssp.	2,0
6445	2		Trichoptera	<i>Plectrocnemia geniculata geniculata</i>	1,8
6776	2		Trichoptera	<i>Rhyacophila praemorsa</i>	1,8
5893	2		Trichoptera	<i>Lithax niger</i>	1,7
4989	2		Diptera	<i>Dixa sp.</i>	1,6
6795	2		Diptera	<i>Rhypholophus sp.</i>	1,6
17503	2		Coleoptera	<i>Anacaena globulus</i>	1,6
6521	2		Trichoptera	<i>Potamophylax cingulatus cingulatus</i>	1,4
18091	2		Coleoptera	<i>Hydraena minutissima</i>	1,3
4521	2		Ephemeroptera	<i>Caenis luctuosa</i>	1,3
6731	2	2	Ephemeroptera	<i>Rhithrogena hercynia</i>	1,2
4988	2		Plecoptera	<i>Diura bicaudata</i>	1,2
5034	2		Trichoptera	<i>Ecclisopteryx guttulata</i>	1,1
5751	2*		Plecoptera	<i>Leuctra braueri</i>	1,1
5379	2		Trichoptera	<i>Halesus tesselatus</i>	0,9
17705	2	3	Coleoptera	<i>Deronectes platynotus</i>	0,8
4465	2		Diptera	<i>Blephariceridae Gen. sp.</i>	0,8
5083	2		Ephemeroptera	<i>Electrogena sp.</i>	0,7
14425	2		Diptera	<i>Liponeura brevirostris/decipiens/vimmeri</i>	0,6
5020	2		Seriata	<i>Dugesia polychroa</i>	0,6
5499	1		Trichoptera	<i>Hydatophylax infumatus</i>	0,6
5603	2	2	Trichoptera	<i>Hydropsyche silfvenii</i>	0,6
6389	2*		Trichoptera	<i>Philopotamus variegatus variegatus</i>	0,6
17593	2	3	Coleoptera	<i>Brychius elevatus</i>	0,6
18112	2	3	Coleoptera	<i>Hydraena reyi</i>	0,6
18409	2		Coleoptera	<i>Limnebius truncatellus</i>	0,6
5318	2		Trichoptera	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	0,6
5956	2		Trichoptera	<i>Melampophylax mucoreus</i>	0,6
4673	1*		Plecoptera	<i>Chloroperla tripunctata</i>	0,5
18417	2	2	Coleoptera	<i>Limnius opacus</i>	0,4
18736	2		Coleoptera	<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	0,4
7166	2		Trichoptera	<i>Wormaldia occipitalis occipitalis</i>	0,4
17504	2		Coleoptera	<i>Anacaena limbata</i>	0,4
17701	2	3	Coleoptera	<i>Deronectes latus</i>	0,4
17749	2		Coleoptera	<i>Dryops sp.</i>	0,3
5886	2		Diptera	<i>Liponeura cinerascens minor</i>	0,3

Tabelle 7.13: Fortsetzung

ID_ART	Fauna-Index	Rote Liste BRD	Taxongruppe	TAXON	FREQUENZ [%]
5019	2		Seriata	<i>Dugesia lugubris</i>	0,2
5022	2		Seriata	<i>Dugesia tigrina</i>	0,2
19393	2		Trichoptera	<i>Plectrocnemia geniculata</i> ssp.	0,2
6966	2	2	Plecoptera	<i>Taeniopteryx auberti</i>	0,1
18466	2		Coleoptera	<i>Nebrioporus depressus</i>	0,1
18475	2		Coleoptera	<i>Nebrioporus</i> sp.	0,1
10692	2		Diptera	<i>Liponeura cinerascens</i> <i>cinerascens</i>	0,1
17684	2		Coleoptera	<i>Cyphon</i> sp.	0,1
18468	2		Coleoptera	<i>Nebrioporus elegans</i>	0,1
8819	2		Diptera	<i>Simulium erythrocephalum</i>	0,1
6954	2	3	Trichoptera	<i>Synagapetus iridipennis</i>	0,1

\* Charakteristische Art des Fließgewässertyps (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008)

### 7.1.6.2 Makrophyten

Tabelle 7.14 (folgende Seite) zeigt das Ergebnis der Frequenzanalyse für den Makrophyten-Typ MRS. Die Ergebnisse zu den übrigen Typen befinden sich in Anhang 5. Neben der Indikatorengruppe und der Frequenz ist mit der „Aquaticity“ der Grad an Wassergebundenheit (Birk et al. 2007) angegeben. Eine Aquaticity < 4 steht für eine ständige oder zumindest gewöhnliche Wassergebundenheit, während Werte darüber nur eine zeitweise oder zufällige Überflutung von Ufer – oder Grünlandtaxa anzeigen. Das Bewertungssystem Phylib berücksichtigt nur submers oder flutend bzw. schwimmend vorkommende Arten.

Für den Typ MRS sind nach Phylib 205 Taxa als Indikatoren eingestuft (ABC-System), 89 davon als Gütezeiger (A). An den Messstellen wurden 102 Taxa gefunden, davon 30 Gütezeiger. Von diesen Taxa sind 84 als gewöhnlich wassergebunden definiert (Aquaticity 1-4). Zwei Moose (Gewöhnliches Quellmoos, *Fontinalis antipyretica*, und das Ufer-Schnabeldeckenmoos *Rhynchostegium riparioides*) treten an über 50 % der Messstellen auf. Drei Arten treten jeweils mit einer Stetigkeit von 25 – 50 % und 10-25 % auf und acht Arten mit einer Stetigkeit von 5-10 %. Zwei Gütezeiger treten mit einer Stetigkeit > 10 % auf, vier weitere mit einer Stetigkeit zwischen 5-10 %.

Tabelle 7.14: Frequenzanalyse der Makrophyten - Makrophyten-Typ MRS.

DV_NR	Artgruppe	Aquaticity	Taxon	Frequenz [%]	
				100	
2000	B	1	<i>Fontinalis antipyretica</i>	57,8	
2084	B	1	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	53,4	
2074	B	4	<i>Phalaris arundinacea</i>	36,0	
2068	C	2	<i>Leptodictyum riparium</i>	35,0	
2301	A	1	<i>Amblystegium fluviatile</i>	29,5	
2339	A	1	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	23,1	
2258	B	4	<i>Agrostis stolonifera</i>	22,6	
2975	B	2	<i>Glyceria fluitans</i>	10,3	
2028	B	2	<i>Veronica beccabunga</i>	9,1	
2160	A	1	<i>Callitrichie hamulata</i>	8,3	
2062	A	1	<i>Scapania undulata</i>	7,4	
2003	B	1	<i>Ranunculus fluitans</i>	7,0	
2995	A	2	<i>Brachythecium rivulare</i>	7,0	
2299	B	1	<i>Amblystegium tenax</i>	6,6	
2070	B	2	<i>Myosotis scorpioides</i>	5,4	
2230	A	1	<i>Fontinalis squamosa</i>	5,0	
2872	B	1	<i>Ranunculus peltatus</i>	4,1	
2080	B	1	<i>Fissidens crassipes</i>	4,0	
2055	B	6	<i>Marchantia polymorpha</i>	3,6	
2349	C	2	<i>Amblystegium riparium</i>	3,4	
2992	C	2	<i>Sparganium emersum</i>	3,1	
2173	B	1	<i>Callitrichie c. f. platycarpa</i>	2,8	
2002	C	1	<i>Potamogeton crispus</i>	2,6	
2237	A	1	<i>Chiloscyphus polyanthos</i> var. <i>polyanthos</i>	2,6	
2013	B	5	<i>Cardamine amara</i>	2,4	
2011	C	1	<i>Elodea canadensis</i>	2,3	
12429	C	1	<i>Hygrohypnum ochraceum</i> f. <i>obtusifolia</i>	2,3	
2217	B	1	<i>Ranunculus c. f. penicillatus</i>	2,1	
2018	C	1	<i>Lemna minor</i>	2,0	
2020	B	2	<i>Nasturtium officinale</i>	1,9	
2965	A	3	<i>Racomitrium aciculare</i>	1,9	
2043	A	1	<i>Brachythecium plumosum</i>	1,8	
2256	B	2	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	1,8	
2963	B	5	<i>Conocephalum conicum</i>	1,8	
2005	B	1	<i>Myriophyllum spicatum</i>	1,5	
2253	A	3	<i>Schistidium alpicola</i>	1,4	
2361	B	4	<i>Persicaria hydropiper</i>	1,4	
2270	C	1	<i>Elodea nuttallii</i>	1,3	
12430	A	1	<i>Hygrohypnum ochraceum</i> f. <i>ochraceum</i>	1,3	
2064	B	4	<i>Glyceria maxima</i>	1,1	
2244	A	2	<i>Fissidens pusillus</i>	1,1	
2263	B	1	<i>Callitrichie stagnalis</i>	1,1	
2410	A	2	<i>Pellia epiphylla</i>	1,1	
2716	B	5	<i>Lysimachia nummularia</i>	1,1	
2075	C	4	<i>Sparganium erctetum</i>	1,0	
2344	A	NA	<i>Dichodontium pellucidum</i>	1,0	
2240	C	1	<i>Cratoneuron filicinum</i>	0,9	
2243	B	1	<i>Fissidens fontanus</i>	0,9	
2335	A	NA	<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,9	
2973	C	1	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,9	
2408	A	NA	<i>Jungermannia exsertifolia</i>	0,8	
12260	B	1	<i>Octodiceras fontanum</i>	0,8	
2007	C	1	<i>Zannichellia palustris</i>	0,6	

Tabelle 7.14: Fortsetzung

DV_NR	Artgruppe	Aquaticity	Taxon	Frequenz [%]	
				100	
2008	B	2	<i>Berula erecta</i>	0,6	
2768	B	4	<i>Galium palustre</i>	0,6	
2964	C	1	<i>Callitrichia obtusangula</i>	0,6	
2001	C	1	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,5	
2655	A	4	<i>Ranunculus flammula</i>	0,5	
2710	B	4	<i>Mentha aquatica</i>	0,5	
2944	B	NA	<i>Euryhynchium praelongum</i>	0,5	
2997	B	2	<i>Hygrohypnum luridum</i>	0,5	
2010	B	1	<i>Potamogeton natans</i>	0,4	
2052	B	1	<i>Ranunculus aquatilis</i>	0,4	
2054	C	2	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,4	
2245	A	2	<i>Hygrohypnum duriusculum</i>	0,4	
2947	B	1	<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	0,4	
2991	A	1	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0,4	
2014	C	1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,3	
2021	C	1	<i>Nuphar lutea</i>	0,3	
2229	A	1	<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,3	
2238	B	1	<i>Cinclidotus riparius</i>	0,3	
2652	C	5	<i>Ranunculus sceleratus</i>	0,3	
2881	B	NA	<i>Alopecurus geniculatus</i>	0,3	
2939	A	1	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	0,3	
2012	C	4	<i>Butomus umbellatus</i>	0,1	
2019	C	1	<i>Lemna gibba</i>	0,1	
2023	B	1	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,1	
2025	B	1	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,1	
2042	B	2	<i>Polygonum amphibium</i>	0,1	
2081	B	NA	<i>Leskeia polycarpa</i>	0,1	
2171	B	1	<i>Callitrichia cophocarpa</i>	0,1	
2236	A	1	<i>Chiloscyphus polyanthos</i> var. <i>pallescens</i>	0,1	
2247	A	3	<i>Hyocomium armoricum</i>	0,1	
2248	A	2	<i>Jungermannia atrovirens</i>	0,1	
2286	B	1	<i>Ranunculus fluitans</i> x <i>trichophyllum</i>	0,1	
2307	A	NA	<i>Jungermannia exsertifolia</i> ssp. <i>cordifolia</i>	0,1	
2332	B	2	<i>Apium nodiflorum</i>	0,1	
2406	A	NA	<i>Hookeria lucens</i>	0,1	
2664	C	1	<i>Potamogeton pusillus</i>	0,1	
2666	B	1	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,1	
2671	A	1	<i>Potamogeton alpinus</i>	0,1	
2699	B	1	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	0,1	
2742	B	5	<i>Juncus articulatus</i>	0,1	
2744	B	5	<i>Juncus acutiflorus</i>	0,1	
2911	B	2	<i>Myosotis palustris</i>	0,1	
2950	A	NA	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	0,1	
2969	A	1	<i>Chiloscyphus polyanthos</i> var. <i>rivularis</i>	0,1	
2982	C	1	<i>Potamogeton nodosus</i>	0,1	
2987	B	1	<i>Hygroamblystegium tenax</i>	0,1	
7488	A	1	<i>Chara delicatula</i>	0,1	

## 7.2 Dispersionseigenschaften aquatischer Organismen

### 7.2.1 Hintergrund

Für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung revitalisierter Gewässerabschnitte ist neben der Lokalisierung von Besiedlungsquellen auch die Kenntnis über ihre jeweiligen Ausbreitungseigenschaften entscheidend. Im Folgenden wird äquivalent zur „Ausbreitung“ der Begriff „Dispersion“ verwendet, da er in der Ökologie die Ausbreitung von Individuen in einem artspezifischen Radius zur Vernetzung von Lebensräumen und Besiedlung neuer Habitate beschreibt.

Von besonderem Interesse bei der Ermittlung der Dispersionseigenschaften sind Angaben zu Ausbreitungsdistanzen, Dispersionswegen und Ausbreitungshindernissen. Für eine erschöpfende Antwort auf diese Fragen wäre eine Fülle von Untersuchungen notwendig, die im Rahmen eines einzelnen Projektes nicht leistbar sind. Allerdings liegen für viele Arten bereits wertvolle Informationen zu ihren Dispersionseigenschaften vor, die eine erste Einschätzung erlauben (z.B. in den Datenbanken [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) und LEDA). Es fehlt jedoch eine praxisorientierte Zusammenfassung, die eine erste Abschätzung der Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit ermöglicht. Diese praxisorientierte Zusammenfassung soll im Rahmen des hier vorgestellten Moduls für die drei taxonomischen Gruppen Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten erfolgen. Während die Informationen für alle bewertungsrelevanten Taxa der Fische und Makrophyten zusammengetragen werden, erfolgt beim Makrozoobenthos - aufgrund der großen Artenzahl - eine Fokussierung auf die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bedeutsamen Taxa (positiver Indikatorwert des Deutschen Faunaindex analog Modul 2.1). Für jedes Taxon wurde, soweit möglich, die Bedeutung verschiedener Dispersionswege (z.B. Drift, Flugausbreitung, Samenausbreitung, aktives Schwimmen) und die Ausbreitungsfähigkeit klassifiziert. Für die Wasserpflanzen erfolgte die Klassifizierung durch die Experteneinschätzung von Dr. Klaus von der Weyer und Dr. Carsten Schmidt, da bisher nur wenige Informationen zu Dispersionseigenschaften von Makrophyten vorliegen. Durch die Verschneidung der gewonnenen Erkenntnisse zur Ausbreitungsfähigkeit mit Verbreitungsdaten kann zukünftig eine genauere Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials erfolgen.

### 7.2.2 Datengrundlage und Methoden

In einem ersten Schritt wurden bereits bestehende Informationen zu Dispersionswegen und zur Ausbreitungsfähigkeit der Taxa zusammengetragen. Hierzu wurden folgende Quellen gesichtet und nach relevanten Stichworten durchsucht: Web of Science (= ISI Web of Knowledge), Scopus ([www.scopus.com](http://www.scopus.com)), Google Scholar ([scholar.google.de](http://scholar.google.de)), virtuelle Fachbibliothek Biologie ([www.vifabio.de](http://www.vifabio.de)), Handdurchsicht grauer Literatur (z.B. die Zeitschrift „Lauterbornia“), Auswertung anderer Berichte, Anfrage bei Kollegen sowie Auswertung von Trait-Datenbanken (z.B. LEDA, STAR-Datenbank). Im zweiten Schritt wurden die Informationen sinnvoll zu Kategorien zusammengefasst. Hinsichtlich der Dispersionswege wurden vier Kategorien unterschieden (Tabelle 7.15)

Tabelle 7.15: Kategorisierung der Dispersionsswege nach Medium (Wasser oder Luft) und aktiver oder passiver Ausbreitung.

Kategorie	Beispiel
Aquatisch aktiv	aktive (Aufwärts-)Wanderung, aktives Schwimmen
Aquatisch passiv	Drift, passive Verbreitung durch Vektoren, Samenausbreitung
Luft aktiv	Flugausbreitung
Luft passiv	passive Verbreitung durch Vektoren wie z.B. Wasservögel

Prinzipiell war es möglich, einem Taxon mehrere Kategorien zuzuordnen; so verbreiten sich bestimmte Taxa sowohl aquatisch als auch über die Luft.

Für die Ausbreitungsfähigkeit wurden folgende Kategorien unterschieden:

- Hoch
- Niedrig
- Unbekannt (für den Fall, dass keine Informationen vorhanden waren).

Oft lagen für ein Taxon unterschiedliche Angaben zur Ausbreitungsfähigkeit vor. In diesem Fall wurde dem Taxon die Information „eher hoch“ oder „eher niedrig“ zugeordnet. Detailliertere Informationen hierzu finden sich in den folgenden Abschnitten zu den Ergebnissen der einzelnen taxonomischen Gruppen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten).

Da die Angaben in der Literatur sich oftmals nur auf wenige Arten beziehen, wurde anhand morphologischer Merkmale und Verbreitungsmuster auf die entsprechenden Ausbreitungseigenschaften ähnlicher Arten zurückgeschlossen. Gleiches erfolgte für den Fall, dass Informationen lediglich für das Gattungsniveau, jedoch nicht für das Artniveau vorlagen. Auch hier wurden, insofern es plausibel erschien, Informationen auf das Artniveau übertragen.

## 7.2.3 Ergebnisse

### 7.2.3.1 Fische

Zum Thema wurden rund 260 Literaturstudien ausgewertet. Für 56 der 75 nach WRRL bewertungsrelevanten Arten konnten die Dispersionswege belegt werden.

Fische breiten sich üblicherweise aktiv (schwimmend) aus. Gelegentlich ist jedoch auch eine passive Ausbreitung möglich, wenn Fischlaich verdriftet oder durch Vögel verbracht wird. Eine gelegentliche ungezielte Ausbreitung kann - wie bei anderen Tieren auch - über Windhosen erfolgen („Fischregen“). Die Verbreitung über die Luft ist allerdings im Hinblick auf die Dispersionswege von untergeordneter Bedeutung. Die wesentlichen Dispersionswege sind „aquatisch aktiv“ oder „aquatisch passiv“. Den Ergebnissen der Literaturstudie folgend, verbreiten sich eine Reihe von Arten sowohl aquatisch aktiv als auch passiv. Die Angaben zur Ausbreitungsfähigkeit sind jedoch nicht immer einheitlich: Oftmals finden sich bezüglich der Ausbreitungsfähigkeit gegenläufige Angaben zur gleichen Art.

Der Großteil der Population ist stationär, d.h. die Tiere bewegen sich im definierten „home range“, der je nach Art wenige Meter, oder auch einige Kilometer betragen kann (Lucas & Barra 2001). Ein gewisser Prozentsatz der Population weist jedoch eine erhöhte Bereitschaft zur Dispersion auf, d.h. die Individuen scheinen nicht an einen eng umrissenen Gewässerbereich gebunden zu sein, oder finden sich im Falle von Langstrecken-Laichwanderungen nicht im Ursprungsflusssystem wieder. Auch hinsichtlich der Ausbreitungsfähigkeit wurden in der Literatur gegenläufige Angaben zur gleichen Art gefunden. In Tabelle 7.16 sind diese Ergebnisse exemplarisch für fünf ausgewählte Arten dargestellt. Im linken Teil der Tabelle ist angegeben, wie viele Literaturzitate pro Kategorie und Art gefunden wurden. Beispielsweise gibt es drei Publikationen, die der Nase eine aquatisch passive und drei weitere Publikationen, die derselben Art eine aquatisch aktive Ausbreitung bescheinigen. Darüber hinaus gibt es drei Publikationen, in denen der Nase eine hohe Ausbreitungsfähigkeit und entsprechend eine, in denen der Nase eine geringen Ausbreitungsfähigkeit bescheinigt wird.

Tabelle 7.16: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse für ausgewählte Fische.

Deutscher Name	Anzahl der Literaturzitate pro Kategorie						Rechnerische Werte pro Kategorien							
	Dispersionsweg				Ausbreitungsfähigkeit		Dispersionsweg				Ausbreitungsfähigkeit			
	Aquatisch passiv	Aquatisch aktiv	Luft passiv	Luft aktiv	Hoch	Niedrig	Unbekannt	Aquatisch passiv	Aquatisch aktiv	Luft passiv	Luft aktiv	Hoch	Niedrig	Unbekannt
Nase	3	3			3	1		0,5	0,5	0	0	0,66	0,33	0
Groppe, Mühlkoppe		8			4	9		0	1	0	0	0,33	0,66	0
Karpfen	2	3			2			0,33	0,5	0	0	1	0	0
Döbel, Aitel	6	8			5	4		0,5	0,5	0	0	0,5	0,5	0
Atlantischer Lachs	3	28			19	2		0	1	0	0	1	0	0

Um die Ergebnisse zur Ausbreitungsfähigkeit rechnerisch verwerten zu können, wurde die Anzahl der Publikationen pro Kategorie ins Verhältnis gesetzt. Die so ermittelten Werte sind im rechten Teil der Tabelle 7.16 exemplarisch für die fünf ausgewählten Arten dargestellt. Die Vorgehensweise hierzu soll im Folgenden erläutert werden: Bei der Nase bildet die Anzahl der Publikationen zum Ausbreitungsvermögen ein Verhältnis von 3:1 (drei Publikationen stuften die Ausbreitungsfähigkeit der Nase als „hoch“ ein, eine als „niedrig“). Umgerechnet ist dies ein Verhältnis von 0,75 : 0,25. Im Fall des Döbels bilden die Publikationen ein Verhältnis von 5:4 oder umgerechnet von 0,56 : 0,44. Dieses rechnerisch ermittelte Verhältnis wurde anschließend in ein fünfstufiges System basierend auf den folgenden Grenzwerten übertragen (Tabelle 7.17):

Tabelle 7.17: Umrechnungsfaktor: Fische. Stufe entspricht dem Feld „Rechnerische Werte pro Kategorie“ in Tabelle 7.16.

Wert aus dem rechnerischen Verhältnis der Publikationen zueinander	Stufe*	Bedeutung
≤ 0,2	0	trifft gar nicht zu
≤ 0,4	0,33	trifft eher nicht zu
≤ 0,6	0,5	trifft gleichermaßen zu
≤ 0,8	0,67	trifft eher zu
≤ 1,0	1	trifft voll zu

Demnach trifft bei der Nase die Kategorie „hoch“ in Bezug auf die Ausbreitungsfähigkeit „eher zu“, die Kategorie „niedrig“ trifft „eher nicht zu“. Beim Döbel treffen die Kategorien „hoch“ und „niedrig“ gleichermaßen zu. Die Umrechnung der Informationen zu den Dispersionswegen erfolgte analog zu der geschilderten Vorgehensweise zur Ausbreitungsfähigkeit. Auf diese Weise wurden 56 Fischarten Informationen zu Dispersionswegen und der Ausbreitungsfähigkeit zugewiesen (Anhang 6).

### 7.2.3.2 Makrozoobenthos

Um Dispersionswege und Ausbreitungsfähigkeit der Makrozoobenthos-Taxa abschätzen zu können, wurden 152 Literaturstudien identifiziert, die Angaben zum Thema enthalten. Über die Auswertung dieser Studien wurde versucht, die insgesamt 446 im Faunaindex positiv eingestuften Taxa mit Informationen zu den Dispersionseigenschaften zu hinterlegen. Dies war allein auf Grundlage der Ergebnisse der Literaturstudie jedoch lediglich für einen relativ gerin- gen Anteil der Taxa möglich.

Tabelle 7.18: Angaben zu Flugdistanzen für in Deutschland vorkommende Gattungen und Arten. Es sind nur die Taxa aufgeführt, für die im Rahmen der Literaturstudie Angaben zu Flugdistanzen gefunden wurden.

Taxongruppe	Taxon	Distanz in km
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	36
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> sp.	> 1,9
Ephemeroptera	<i>Baetis vardarensis</i>	60
Ephemeroptera	<i>Heptagenia sulphurea</i>	4
Ephemeroptera	<i>Ephemerina danica</i>	2,8
Heteroptera	<i>Gerris</i> sp.	> 1,1
Odonata	<i>Calopteryx splendens</i>	100
Odonata	<i>Calopteryx virgo</i>	4
Plecoptera	<i>Leuctra ferruginea</i>	0,7
Plecoptera	<i>Leuctra fusca</i>	10
Plecoptera	<i>Leuctra inermis</i>	1,1
Trichoptera	<i>Agapetus fuscipes</i>	1
Trichoptera	<i>Agapetus ochripes</i>	18
Trichoptera	<i>Halesus radiatus</i>	4,3
Trichoptera	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	3
Trichoptera	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	8
Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>	9
Trichoptera	<i>Leptocerus tineiformis</i>	5
Trichoptera	<i>Micropterna nycterobia</i>	3
Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	> 10
Trichoptera	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	> 40
Trichoptera	<i>Plectrocnemis conspersa</i>	3
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	8

In Tabelle 7.18 sind exemplarisch die Arten und Gattungen aufgeführt, für die in der Literatur Informationen zu zurückgelegten Flugdistanzen gefunden werden konnten. Es wird ersichtlich, dass die Anzahl der Taxa, für die Informationen verfügbar sind, vergleichsweise gering ist. Zudem sind die Angaben über die Flugdistanzen zum Teil sehr unterschiedlich. Beispielsweise wurden für *Plectrocnemia conspersa* (Trichoptera) aus drei unterschiedlichen Studien Flugdistanzen von 3, 10 und 40 km nachgewiesen.

Aufgrund der geringen Datenmenge und der eingeschränkten Datenqualität wurden Informationen über Dispersionswege und Ausbreitungsdistanzen aus einer Trait-Datenbank eingebunden, die im Rahmen des EU Projektes „Standardisation of River Classification“ (STAR) zusammengestellt wurden. Hier wurde, insofern die Informationen vorlagen, für jedes Taxon hinterlegt, inwieweit die Angaben zu den einzelnen Dispersionswegen für das entsprechende Taxon zutreffen. Für jeden Dispersionsweg wurden ganzzahlige Werte von 0 (trifft gar nicht zu) bis 3 (trifft vollständig zu) vergeben. Aus diesen Informationen wurden Zahlenwerte zur Ausbreitungsfähigkeit abgeleitet. Das Vorgehen wird im Folgenden erläutert (vgl. Tabelle 7.19.)

Tabelle 7.19: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse der Auswertung der Trait-Datenbank des Projekts STAR für ausgewählte Makroinvertebraten; Ganzzahlige Werte der Informationen aus der STAR-Datenbank: 0 = „trifft gar nicht zu“, 3 = „trifft vollständig zu“.

Taxongruppe	Taxon	Dispersionswege: Informationen aus der STAR-Datenbank				Dispersionswege: Informationen aus der STAR-Datenbank Umgerechnet auf Werte zwischen 0 und 1				Ausbreitungsfähigkeit			
		Aquatisch passiv	Aquatisch aktiv	Luft passiv	Luft aktiv	Aquatisch passiv	Aquatisch aktiv	Luft passiv	Luft aktiv	Wert für die Ausbreitungsfähigkeit	Hoch	Niedrig	Unbekannt
Turbellaria	<i>Dugesia</i> sp.	0	2	0	0	0	0,67	0	0	0,67	0	1	0
Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	3	2	0	0	1	0,67	0	0	1,67	0,5	0,5	0
Bivalvia	<i>Unio</i> sp.	3	1	2	0	1	0,33	0,67	0	2,67	0,5	0,5	0
Coleoptera	<i>Elodes</i> sp.	1	1	0	3	0,33	0,33	0	1	2,66	0,5	0,5	0
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> sp.	3	2	1	3	1	0,67	0,33	1	4,33	1	0	0
Odonata	<i>Calopteryx</i> sp.	2	1	0	2	0,67	0,33	0	0,67	2,34	0,5	0,5	0
Plecoptera	<i>Leuctra</i> sp.	2	2	0	1	0,67	0,67	0	0,33	2	0,5	0,5	0
Trichoptera	<i>Agapetus</i> sp.	1	2	1	1	0,33	0,67	0,33	0,33	2,32	0,5	0,5	0
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	3	2	1	3	1	0,67	0,33	1	4,33	1	0	0
Trichoptera	<i>Plectrocnemia</i> sp.	2	1	1	2	0,67	0,33	0,33	0,67	3	1	0	0

In einem ersten Schritt wurden die in der STAR-Datenbank vorhandenen Informationen zu den Dispersionswegen (ganzzahlige Werte zwischen 0 und 3) in Werte zwischen 0 und 1 umgerechnet. Folgende Annahmen wurden zur Ableitung der Ausbreitungsfähigkeit getroffen:

Je mehr verschiedene Dispersionswege (Kategorien: aquatisch aktiv, aquatisch passiv, Luft aktiv, Luft passiv) von einem Taxon realisiert werden können und je höher die Wahrscheinlichkeit ist, dass die Kategorien zutreffen („trifft gar nicht zu“ bis „trifft vollständig zu“), desto höher ist die Ausbreitungsfähigkeit des Taxons.

Durch eine Ausbreitung in der Luft können tendenziell größere Strecken zurückgelegt werden als im Wasser (diese Annahme ließ sich über die Ergebnisse der Literaturstudie verifizieren).

Basierend auf diesen Annahmen wurde ein Wert für die Ausbreitungsfähigkeit eines jeden Taxons berechnet. Dazu wurden die auf den Informationen in der STAR-Datenbank beruhenden, umgerechneten Werte zwischen 0 und 1 aufsummiert, wobei die Werte in den beiden Kategorien „Luft aktiv“ und „Luft passiv“ zweifach gewertet wurden. Je höher der berechnete Wert ist, desto höher ist die Ausbreitungsfähigkeit des Taxons. Von den in der Tabelle 7.19 exemplarisch aufgeführten Taxa erreichen *Baetis* sp. (4,33), *Hydropsyche* sp. (4,33) und *Plectrocnemia* sp. (3,0) die höchsten Werte, während *Dugesia* sp. (0,67) und *Gammarus* sp. (1,67) die niedrigsten Werte erzielen, also eine geringe Ausbreitungsfähigkeit aufweisen.

Um in Analogie zur Ausbreitungsfähigkeit der Fische die Kategorien „Hoch“ und „Niedrig“ mit einer Wahrscheinlichkeit zu hinterlegen (vergleiche Tabelle 7.16 und Tabelle 7.17) wurden die in Tabelle 7.20 aufgeführten Grenzwerte angenommen.

Tabelle 7.20: Umrechnungsfaktor: Makrozoobenthos

Wert für die Ausbreitungsfähigkeit	Stufe	Bedeutung
≤ 1,5	0	trifft gar nicht zu
>1,5 und <3,0	0,5	trifft gleichermaßen zu
≥3,0	1	trifft voll zu

Die aus der STAR-Datenbank entnommenen Informationen beziehen sich auf das Gattungsniveau, nicht jedoch auf das Artniveau. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die Informationen jeweils auf das entsprechende Artniveau „durchgepaust“. So erklärt sich, dass die Ergebnisse für die einzelnen Arten einer Gattung weitgehend identisch sind.

Durch diese Vorgehensweise konnten allen 446 Taxa Informationen zu Dispersionswegen und der Ausbreitungsfähigkeit zugeordnet werden (Anhang 6).

### 7.2.3.3 Makrophyten

Insgesamt sind in der Literatur nur wenige Informationen zur Ausbreitungsfähigkeit von Makrophyten- Taxa verfügbar. Auch die Datenbanken LEDA ([www.leda-traitbase.org](http://www.leda-traitbase.org) [06.09.2013]) oder Biolflor ([www2.ufz.de/biolflor/](http://www2.ufz.de/biolflor/) [06.09.2013]) enthalten kaum Informationen zu Wasser- pflanzen. Ohne die Neueinstufung der Arten durch Experten ist eine Zusammenstellung wie bei den Fischen oder dem Makrozoobenthos derzeit kaum möglich. Aus diesem Grund nahmen Dr. Klaus van de Weyer (höhere Pflanzen) und Dr. Carsten Schmidt (Wassermoose) im Rahmen des Projektes eine Einschätzung der Ausbreitungsfähigkeit von Wasserpflanzen vor.

Zunächst wurden die für die Makrophyten relevanten Dispersionswege definiert (aquatisch passiv, Luft passiv). Im Gegensatz zum Makrozoobenthos sind die Dispersionswege „aquatisch aktiv“ und „Luft aktiv“ für die Makrophyten nicht von Relevanz. Hinsichtlich einer Einstufung der Taxa in die Kategorie „aquatisch passiv“ wurden folgende Faktoren berücksichtigt:

- Lebensweise (Pleustophyt, Rhizophyt, Haptophyt)
- Standort (dynamisch-wenig dynamisch)
- Reißfestigkeit

Für die Einstufung in die Kategorie „Luft passiv“ wurde bei den Moosen die Häufigkeit der Sporenbildung herangezogen. Bei den Gefäßpflanzen und Characeae wurde der Choriotyp (Samen/Oosporen) berücksichtigt.

Nach der Ermittlung der Werte für die Dispersionswege wurde analog zu den Fischen die Einstufung der Ausbreitungsfähigkeit vorgenommen. Anpassungen erfolgten aufgrund der Populationsbiologie (z.B. Fähigkeit bzw. Häufigkeit zur Bildung von vegetativen Vermehrungseinheiten) und der Populationsökologie. Die Ergebnisse sind für die Makrophyten exemplarisch in Tabelle 7.21 dargestellt. Die vollständige Liste ist im Anhang 6 aufgeführt.

Tabelle 7.21: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse für ausgewählte Makrophyten.

Taxon	Dispersionsweg				Ausbreitungsfähigkeit		
	Aquatisch passiv	Aquatisch aktiv	Luft passiv	Luft aktiv	Hoch	Niedrig	Unbekannt
<i>Amblystegium fluviatile</i>	1	0	0,25	0	0,75	0,25	0
<i>Callitrichia hamulata</i>	1	0	0	0	0,75	0,25	0
<i>Chara aspera</i>	0,75	0	0	0	0,67	0,33	0
<i>Chara contraria</i>	1	0	0	0	0,75	0,25	0
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	0	0	0	1	0	0
<i>Hippuris vulgaris</i>	1	0	0	0	1	0	0
<i>Hyocomium armoricum</i>	1	0	0	0	0,75	0,25	0

Insgesamt wurden 120 Arten hinsichtlich ihrer Dispersionswege und ihrer Ausbreitungsfähigkeit eingestuft. Hierfür wurden folgende Literaturquellen herangezogen: Dierssen (2001), Düll (2010), Garniel (2008), Grime et al. (1988), Krause (1997), Landsdown & Wade (2001), Porley & Hodgetts (2005) sowie die Datenbanken, die unter den folgenden Links aufgerufen werden können:

[www.floraweb.de](http://www.floraweb.de) [06.09.2013]

[www.bayernflora.de](http://www.bayernflora.de) [06.09.2013]

[www2.ufz.de/biolflor/](http://www2.ufz.de/biolflor/) [06.09.2013].

## 7.3 Stoffliche Gewässerbelastungen für Biozönosen

### 7.3.1 Hintergrund

Für Biodiversitätsmuster in Fließgewässern und die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes sind sowohl die Gewässerstruktur als auch die Wasserqualität bedeutend. Bewirtschaftungspläne fokussieren oft auf die Verbesserung der (Hydro-) Morphologie, da hydromorphologische Degradation ein besonders augenfälliger und weit verbreiteter Belastungsfaktor ist. Ist das renaturierte Gewässer jedoch noch von einer stofflichen Belastung (organische Stoffe, Nährstoffe, Pestizide oder Sedimenteintrag) betroffen, führen auch deutliche hydromorphologischen Verbesserungen oftmals nicht zur gewünschten biozönotischen Reaktion. Im Rahmen des Moduls wurde eine Prioritätenliste erstellt, die in Flusseinzugsgebieten eine biologisch sinnvolle Rangfolge von Revitalisierungsmaßnahmen aufzeigen kann.

### 7.3.2 Datengrundlage

Für die Analysen wurden Datensätze aus elf Bundesländern berücksichtigt (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein), wobei Daten zum Erosionspotenzial lediglich aus den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen vorlagen. Es wurde ein qualitativ hochwertiger Datensatz zusammengestellt, der eine hohe Anzahl an gewässerchemischen Parametern umfasst.

Für die Fische werden rhithral geprägte Mittelgebirgs- und Tieflandgemeinschaften betrachtet. Rhithral geprägte Gemeinschaften des Tieflandes konnten hierbei allerdings nur in Kombination mit den rhithralen Gemeinschaften des Mittelgebirges untersucht werden. Für eine separate Betrachtung der rhithralen Tieflandgemeinschaften war der Datensatz zu klein. Potamale Mittelgebirgs- und Tieflandgemeinschaften konnten ebenfalls nicht analysiert werden, wegen der zu geringen Anzahl an Messstellen.

Für das Makrozoobenthos wird zwischen den Gewässertypgruppen Mittelgebirgsbäche, Mittelgebirgsflüsse, Tieflandbäche und Tieflandflüsse unterschieden.

Bei den Makrophyten wird zwischen den Typen silikatisch-rhithral (MRS), karbonatisch-rhithral (MRK), sowie potamal (MP) geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges unterschieden. Rhithral geprägte Fließgewässer des Tieflandes sowie die Niederungsfließgewässer konnten aufgrund der zu geringen Anzahl der Messstellen nicht berücksichtigt werden.

Eine detaillierte Aufstellung der Daten, die für die Auswertungen zur Verfügung standen, ist in den Tabelle 7.22 bis Tabelle 7.24 zu finden.

Tabelle 7.22: Verfügbare Datensätze zur Auswertung des Makrozoobenthos

Gruppe	Fließgewässerzonen	Modellierung erfolgreich?	Physikochemie (Mittelwerte)	Physikochemie (Perzentile)	Erosionspotenzial	Landnutzungsanteile Teileinzugsgebiet	Landnutzung in Pufferstreifen
MGR	Rhithral des Mittelgebirges	Ja	287	177	682	1718	2.336
TLR	Rhithral des Tieflandes	Nein	78	77	216	619	700
MGP	Potamal des Mittelgebirges	Nein	60	39	132	275	307
TLP	Potamal des Tieflandes	Nein	69	69	121	523	625
TL P+R	Potamal und Rhithral des Tieflandes	Nein	146	145	337	1.142	1.325
P MG+TL	Potamal des Tieflandes und des Mittelgebirges	Nein	129	107	253	798	932
R MG+TL	Rhithral des Tieflandes und des Mittelgebirges	Ja	364	254	898	2.337	3.017

Tabelle 7.23: Verfügbare Datensätze zur Auswertung der Fischfauna.

Gruppe	Gewässertypen	Modellierung erfolgreich?	Physikochemie (Mittelwerte)	Physikochemie (Perzentile)	Erosionspotenzial	Landnutzungsanteile Teileinzugsgebiet	Landnutzung in Pufferstreifen
MGB	5, 5.1 und 7	Ja	157	156	157	157	157
MGF	9, 9.1 und 9.2	Ja	142	141	145	145	145
TLB	14, 16 und 18	Ja	150	150	338	499	474
TLF	15, 15_G und 17	Ja	91	91	101	165	165

Tabelle 7.24: Verfügbare Datensätze zur Auswertung der Makrophyten.

Gruppe	Makrophyten-Typen	Modellierung erfolgreich?	Physikochemie (Mittelwerte)	Physikochemie (Perzentile)	Erosionspotenzial	Landnutzungsanteile Teileinzugsgebiet	Landnutzung in Pufferstreifen
MRK	Karbonatisch-rhithral geprägte Bäche und Flüsse der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen	Ja	74	72	38	215	205
MRS	Silikatisch-rhithral geprägte Bäche und Flüsse der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen	Ja	81	66	163	278	281
MP	Potamal geprägte Bäche und Flüsse der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen	Ja (außer Erosionspotential)	47	48	24	148	144
TRk	Kleine rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	Nein	9	9	45	46	46
TNk	Kleine potamale Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	Nein	26	6	64	174	154

Im Folgenden werden die berücksichtigten Umweltvariablen vorgestellt:

### Physikochemische Parameter

Die Vielzahl an physikochemischen Parametern umfasst beispielsweise den Gehalt an Chlorid, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Sauerstoff, Phosphat und Total Organic Carbon (TOC). Des Weiteren wurden pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur berücksichtigt. Es wurden nur die Messstellen in die Analysen einbezogen, zu denen mindestens acht Einzelmessungen an verschiedenen Tagen vorlagen. Diese Auswahl trägt der hohen Variabilität bzw. Saisonalität der gewässerchemischen und -physikalischen Parameter Rechnung. Für jeden Parameter aus den Einzelmessungen wurden Mittelwerte, das 90 Perzentil bzw. (nur für den Sauerstoffgehalt) das 10 Perzentil berechnet.

### Erosionspotential (EP)

Für jede Messstelle wurde die Erosionsgefährdung in insgesamt sechs unterschiedlich breiten und langen Pufferstreifen oberhalb der Probestellen abgeschätzt. Die Abschätzung der Erosionsgefährdung richtet sich hierbei im Wesentlichen nach der Vorgehensweise von Tetzlaff et al. (2009). Die Grundlage für die Bewertung der Erosionsgefährdung stellt die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) dar (vgl. DIN 19708: 2005-02). Die für die landwirtschaftliche Nutzfläche vorliegende GIS-Ebene „potenzielle Erosionsgefährdung“ (Grid, 5\*5 m, Faktorenkombination R\*K\*L\*S, Einheit t/ha\*a) wurde um den C-Faktor (Grid „afcak“, TLL 1996) ergänzt und auf eine Rasterweite von 20 m eingestellt (vgl. Tetzlaff et al. 2009: 93, Karte 35). Erosionsschutzmaßnahmen wurden nicht berücksichtigt, d. h., der P-Faktor wurde auf Eins gesetzt. Für die rasterweise vorliegende Erosionsgefährdung ( $A = R*K*L*S*C*P$  [t/ha\*a]) erfolgte eine Klassifizierung nach Vorgabe der DIN 19708: 2005-02 (Tabelle 7.25):

Tabelle 7.25: Klassifizierung der Erosionsgefährdung nach DIN 19708.

Stufen der Erosionsgefährdung	Kurzname	Bodenabtrag in t/(ha*a)
keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung	E0	< 0,2
sehr geringe Erosionsgefährdung	E1	0,2 bis < 1,0
geringe Erosionsgefährdung	E2	1,0 bis < 2,0
mittlere Erosionsgefährdung	E3	2,0 bis < 3,0
hohe Erosionsgefährdung	E4	3,0 bis < 6,0
sehr hohe Erosionsgefährdung	E5	≥ 6,0

Abschließend wurde der Datensatz auf Ackerland-Flächen reduziert und es wurden die Flächen selektiert, die von den sechs unterschiedlich breiten und langen Pufferstreifen oberhalb der Messstellen geschnitten werden. Da in den Streifen in der Regel Flächen mit unterschiedlicher Klassifizierung liegen, wurden diese nach der folgenden Formel gewichtet aufsummiert:

$$\text{Erosionspotenzial im Pufferstreifen} = E0*0.2 + E1*0.6 + E2*1.5 + E3*2.5 + E4*4.5 + E5*6$$

## Landnutzung

Für die Analysen wurde die Landnutzung im Teileinzugsgebiet (TEZG) oberhalb der Messstellen berücksichtigt. Hierfür wurden die Corine Land Cover-Daten zu Gruppen zusammengefasst und wie folgt unterschieden: Städtische Nutzung, Ackerland, Grünland und Wald (natürliche Vegetation). Um die Landnutzung entlang des Gewässers zu erfassen, wurden die Daten in neun unterschiedlich langen und breiten Pufferstreifen analog zusammengefasst. Aus den vier Landnutzungsgruppen wurden nach Böhmer et al. (2004) ein Landnutzungsindex berechnet:

$$\text{Landnutzungsindex (LUI)} = 1 \cdot \text{Grünland} + 2 \cdot \text{Ackerland} + 4 \cdot \text{Städtische Nutzung}$$

Der Landnutzungsindex kann Werte zwischen 0 und 400 annehmen. Um den berechneten Grenzwert für die Landnutzung im Teileinzugsgebiet besser interpretieren zu können, sind im Folgenden zwei Beispiele aufgeführt, die zu einem Landnutzungsindex von 100 führen (Tabelle 7.26).

**Tabelle 7.26: Zwei Beispiele mit unterschiedlicher Zusammensetzung der Landnutzungskategorien. Angegeben ist der Deckungsgrad in Prozent. In diesem Beispiel führen beide Fälle zu einem Landnutzungsindex (LUI) von 100.**

Nutzungskategorie	Faktor	Beispiel 1	Beispiel 2
Wald (natürliche Vegetation)	0	45 %	35 %
Grünland	1	10 %	40 %
Ackerland	2	45 %	20 %
Städtische Nutzung (Bebaute Fläche)	4	0 %	5 %
Landnutzungsindex (LUI)		100	100

### 7.3.3 Methoden

Die Auswertung erfolgte mit der Methode „boosted regression trees“ (BRT, siehe Anhang 2). Es wurde untersucht, welche der über 25 Umweltvariablen (unabhängige Variablen) einen starken Einfluss auf die ökologische Zustandsklasse (abhängige Variable) haben. Hierzu wurden die Messstellen in zwei Kategorien aufgeteilt:

- Messstellen mit ökologischer Zustandsklasse „gut“ oder „sehr gut“
- Messstellen mit ökologischer Zustandsklasse „mäßig“ oder schlechter

Zunächst musste die Anzahl der Umweltvariablen reduziert werden, da die meisten statistischen Verfahren nicht in der Lage sind eine derart hohe Zahl an Variablen zu berücksichtigen.

Hierzu wurden BRTs zunächst getrennt für die Gruppen Physikchemie, Erosionspotential, Landnutzung im Teileinzugsgebiet und Landnutzung in Pufferstreifen berechnet.

Es wurde eine Rangfolge der zehn wichtigsten Umweltvariablen erstellt. Hierzu wurden die Parameter mit der größten Einflussstärke der jeweiligen Gruppe ausgewählt und zwischen den Gruppen verglichen. Die ausgewählten Umweltvariablen der verschiedenen Gruppen wurden anschließend in einem Synthesemodell ausgewertet.

Die berechneten Modelle liefern für jeden der ca. 1.000 berechneten Bäume für alle analysierten Umweltvariablen einen Trennwert, der die beiden Kategorien („gut“ und „sehr gut“ gegenüber „mäßig“ und schlechter) trennt (siehe auch Anhang 2). Aus der Zusammenstellung der für jeden Baum leicht unterschiedlichen Trennwerte kann abschließend nicht nur der Mittelwert (in den Ergebnistabellen als Grenzwert bezeichnet) sondern auch die Standardabweichung (SD) für die berechneten Grenzwerte angegeben werden. Darüber hinaus geben die Modelle einen Wert für die Unsicherheit an. Je höher der Wert für die Unsicherheit ist, desto vorsichtiger sollten die Ergebnisse interpretiert werden.

## 7.3.4 Ergebnisse

### 7.3.4.1 Fische

Für die Fische wurden rhithral geprägte Mittelgebirgsgemeinschaften (MGR) sowie rhithral geprägte Mittelgebirgs- und Tieflandgemeinschaften (MGR + TLR) in Kombination betrachtet. Die Ergebnisse der Synthesemodelle zeigen, dass sich insbesondere die Landnutzung in den langen Pufferstreifen (LUI\_100\_5000, LUI\_250\_5000 und LUI\_500\_5000) zur Diskriminierung zwischen guten und mäßigen Stellen eignet. Die Grenzwerte für den Landnutzungsindex (der Werte zwischen null und 400 annehmen kann) liegen hierbei je nach Puffergröße zwischen 82 und 148 (Tabelle 7.27). Hierbei ist zu beachten, dass die Standardabweichung für die Grenzwerte vergleichsweise hoch ist und wieder je nach Puffergröße zwischen 75 und 137 liegt. Darüber hinaus spielt der Anteil an Acker- und Grünlandfläche im Teileinzugsgebiet eine wichtige Rolle für die Diskriminierung zwischen „gut“ und „mäßig“. Stellen, die einen Ackeranteil von  $16 \pm 17\%$  (MGR) bzw.  $10 \pm 11\%$  (MGR + TLR) nicht überschreiten, erreichen statistisch gesehen mit großer Wahrscheinlichkeit den guten ökologischen Zustand. Gleiches gilt für Stellen deren Grünlandanteil nicht über  $24 \pm 19\%$  (MGR) bzw.  $28 \pm 22\%$  (MGR + TLR) liegt. Physikochemische Parameter sowie das Erosionspotenzial spielen bei der Diskriminierung zwischen guten und mäßigen Stellen lediglich eine untergeordnete Rolle. Im Synthesemodell haben diese Umweltvariablen eine Einflussstärke von weniger oder nur kaum mehr als 5 %.

**Tabelle 7.27: Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Fische.** Für jeden Umweltparameter sind der Grenzwert und die Standardabweichung (SD) angegeben, die zwischen dem „guten“ und „mäßigen“ ökologischen Zustand diskriminieren. \*Die Grenzwerte der physikochemischen Parameter werden erst nach Abgleich mit dem LAWA-ACP-Projekt veröffentlicht. Die Umweltparameter sind nach der Einflussstärke sortiert. Fett markiert Parameter wurden für das Synthesemodell ausgewählt. TEZG = Teileinzugsgebiet; EP = Erosionspotenzial; LUI = Land use index; Zahlenangaben EP und LUI = Breite und Länge des Pufferstreifens.

Rhithral geprägte Mittelgebirgsgemeinschaften (MGR)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	18,9	
Chlorid mg/l	*	*	12,8	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	11,8	
Wassertemp. °C	*	*	9,7	
pH-Wert	*	*	9,2	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	8,7	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	7,0	
Nges-N mg/l	*	*	6,1	
TOC mg/l	*	*	5,8	
Pges-P mg/l	*	*	5,0	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	4,9	
EP_500_1000	0,91	0,73	34,9	
EP_500_500	0,70	0,51	26,3	
EP_100_1000	0,10	0,07	11,1	
EP_250_500	0,11	0,09	10,4	
EP_100_500	0,03	0,03	9,0	
EP_250_1000	0,16	0,15	8,2	
Grünland_TEZG	30,8	20,9	28,5	
Acker_TEZG	10,2	11,8	27,4	
LUI_TEZG	75,7	61,2	17,3	
Stadt_TEZG	6,1	5,4	16,1	
Wald_TEZG	62,8	31,8	10,7	
LUI_500_5000	102	91	34,3	
LUI_250_5000	126	122	15,0	
LUI_100_5000	107	89	10,7	
LUI_500_1000	109	84	9,8	
LUI_500_500	142	138	8,7	
LUI_100_500	176	162	7,5	
LUI_250_1000	89	117	5,9	
LUI_250_500	162	129	4,2	
LUI_100_1000	156	132	3,9	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
LUI_500_5000	101,25	78,57	32,7	
LUI_250_5000	139,24	115,13	18,6	
Grünland_TEZG	24,29	19,00	15,9	
Acker_TEZG	16,34	16,91	9,4	
EP_500_500	0,52	0,44	5,1	
Chlorid mg/l	*	*	4,4	
EP_500_1000	0,36	0,40	4,3	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	4,0	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	3,7	
Wassertemp. °C	*	*	1,9	

Tabelle 7.27: (Fortsetzung)

Rhithral geprägte Mittel- und Tieflandgemeinschaften (MGR + TLR)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	27,6	0,170
Chlorid mg/l	*	*	13,1	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	11,0	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	9,6	
Wassertemp. °C	*	*	7,6	
Nges-N mg/l	*	*	7,6	
pH-Wert	*	*	6,4	
TOC mg/l	*	*	5,9	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	4,4	
Pges-P mg/l	*	*	3,7	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	3,1	
EP_500_1000	0,96	0,83	35,8	0,174
EP_500_500	0,68	0,58	30,3	
EP_250_1000	0,13	0,20	10,7	
EP_100_500	0,05	0,04	8,3	
EP_100_1000	0,13	0,07	7,8	
EP_250_500	0,16	0,12	7,0	
Acker_TEZG	9,5	10,7	33,6	0,154
Grünland_TEZG	33,5	21,7	26,3	
LUI_TEZG	65,8	53,2	16,0	
Wald_TEZG	72,5	26,9	13,5	
Stadt_TEZG	6,7	5,4	10,5	
LUI_500_5000	90	75	40,7	0,155
LUI_100_5000	96	94	12,2	
LUI_250_5000	135	141	10,8	
LUI_500_1000	95	79	8,5	
LUI_500_500	144	135	7,8	
LUI_100_500	149	156	6,3	
LUI_250_1000	112	111	6,3	
LUI_250_500	180	148	4,1	
LUI_100_1000	186	152	3,2	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
LUI_500_5000	82,19	75,42	31,6	0,144
Grünland_TEZG	27,86	21,75	16,7	
Acker_TEZG	10,48	11,40	16,2	
LUI_100_5000	148,44	137,63	13,6	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	4,2	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	4,1	
EP_500_500	0,54	0,53	4,1	
EP_500_1000	0,31	0,24	3,4	
Chlorid mg/l	*	*	3,4	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	2,8	

#### 7.3.4.2 Makrozoobenthos

Die Ergebnisse für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos fallen für die Bäche und Flüsse unterschiedlich aus. Während bei den Bächen (sowohl im Mittelgebirge (MG) als auch im Tiefland (TL)) primär Variablen der Landnutzung im Teileinzugsgebiet und in den Pufferstreifen zwischen Stellen mit „gutem“ und „mäßigen“ ökologischen Zustand unterscheiden, spielen in den Flüssen physikochemische Kenngrößen eine größere Rolle (Tabelle 7.28). Deutlich wird dieser Unterschied, wenn die Einflussstärke der Landnutzungsparameter in den Synthesemodellen aufsummiert wird: Bei den Bächen erreicht die Einflussstärke der Landnutzungsparameter einen Anteil von 70,8 % (MG) bzw. 70,1 % (TL); in den Flüssen liegen die entsprechenden Werte lediglich bei 29,8 % (MG) bzw. 37,9 % (TL). Hier erreichen hingegen die physikochemischen Kenngrößen einen Anteil von 57,0 % (MG) und 41,2 % (TL). Diese vermeintliche Diskrepanz könnte mit der Anzahl der Messungen in Zusammenhang stehen, die für die Berechnung des Mittelwertes bzw. des 90 Perzentils eines jeden physikochemischen Parameters zugrunde liegen. In den Bächen ist die Anzahl der durchgeführten Messungen deutlich geringer, als in den Flüssen. Dies gilt sowohl für das Mittelgebirge als auch für das Tiefland. Während für die Bäche für jeden physikochemischen Parameter im Mittel lediglich 18,2 (MG) bzw. 21,2 (TL) Einzelmessungen zur Verfügung standen, lagen für die Flüsse 35,9 (MG) bzw. 38,5 (TL) Messungen vor. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Situation an der Messstelle nicht stabil widergespiegelt wird, wenn beispielsweise der Nitratwert lediglich 20 mal gemessen wurde. Erst wenn knapp doppelt so viele Messungen vorliegen, scheint der aus den Einzelmessungen gewonnene Mittelwert hinreichend stabil zu sein, um die Situation an der Messstelle hinreichend genau charakterisieren zu können. Hieraus würde sich folgender Sachverhalt ergeben: Liegen für die physikochemischen Parameter vergleichsweise wenig ( $\leq 20$ ) Einzelmessungen vor, ist die Landnutzung im Teileinzugsgebiet oder in den Pufferstreifen eine stabilere Kenngröße, um zwischen dem guten und mäßigen ökologischen Zustand zu unterscheiden. Liegen für die physikochemischen Parameter jedoch mehr als 35 Einzelmessungen vor, scheinen diese Parameter besser geeignet zu sein, um zwischen dem guten und mäßigen Zustand zu unterscheiden.

Die Grenzwerte sind für die Bäche strenger anzusetzen als für die Flüsse, wobei für die Mittelgebirgsbäche die Grenzwerte am niedrigsten lagen. Weitere Details können Tabelle 7.28 entnommen werden. Das Erosionspotenzial spielt in den Modellen nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich bei den Tieflandbächen erreicht das Erosionspotenzial im Synthesemodell im Puffer EP\_100\_500 eine Relevanz von 12,9 %.

Tabelle 7.28: Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Für weitere Erläuterungen siehe Tabelle 7.27.

Bäche des Mittelgebirges (MG-Bäche)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflusstärke	Unsicherheit
Chlorid mg/l	*	*	19,1	
Wassertemp. °C	*	*	15,8	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	12,4	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	11,9	
pH-Wert	*	*	10,6	
Pges-P mg/l	*	*	6,4	0,194
Nges-N mg/l	*	*	5,9	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	5,4	
TOC mg/l	*	*	4,8	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	4,1	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	3,6	
EP_500_1000	0,59	0,28	32,7	
EP_100_1000	0,05	0,02	15,6	
EP_250_1000	0,33	0,20	14,9	
EP_100_500	0,02	0,01	13,4	0,227
EP_500_500	0,36	0,23	12,2	
EP_250_500	0,13	0,08	11,2	
LUI_TEZG	78,9	20,4	36,8	
Stadt_TEZG	3,8	2,7	29,7	
Wald_TEZG	53,3	14,4	12,6	0,169
Grünland_TEZG	22,0	7,6	11,2	
Acker_TEZG	17,5	12,8	9,8	
LUI_500_5000	101	24	31,6	
LUI_250_5000	69	30	19,5	
LUI_100_5000	90	40	15,5	
LUI_500_1000	124	32	8,0	0,151
LUI_100_500	120	54	7,7	
LUI_250_500	90	37	5,5	
LUI_500_500	159	23	4,8	
LUI_250_1000	134	38	4,5	
LUI_100_1000	94	50	2,9	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflusstärke	Unsicherheit
LUI_500_5000	102,03	19,80	22,1	
LUI_250_5000	69,68	29,14	15,4	
LUI_100_5000	89,02	40,58	15,1	
LUI_TEZG	86,30	15,06	12,0	
Wassertemp. °C	*	*	8,0	0,140
Chlorid mg/l	*	*	6,4	
Stadt_TEZG	2,22	2,55	6,1	
EP_500_1000	0,49	0,21	5,4	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	4,9	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	4,5	

Tabelle 7.28: Fortsetzung

Flüsse des Mittelgebirges (MG-Flüsse)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
TOC mg/l	*	*	22,2	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	16,8	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	16,5	
Orthophosphat-P mg	*	*	10,2	
Nges-N mg/l	*	*	9,3	
Wassertemp. °C	*	*	7,3	0,167
Chlorid mg/l	*	*	4,0	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	3,6	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	3,5	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	3,3	
pH-Wert	*	*	3,3	
EP_100_500	0,03	0,01	28,9	
EP_500_500	0,39	0,22	17,7	
EP_250_500	0,10	0,05	15,2	
EP_500_1000	0,82	0,41	15,1	
EP_100_1000	0,04	0,02	12,8	
EP_250_1000	0,19	0,07	10,3	
Acker_TEZG	9,3	6,5	41,6	
Stadt_TEZG	5,3	2,4	32,3	
LUI_TEZG	84,1	12,4	13,2	0,198
Grünland_TEZG	26,6	8,9	7,8	
Wald_TEZG	45,9	9,1	5,0	
LUI_500_5000	154	33	24,1	
LUI_500_1000	154	26	19,5	
LUI_500_500	184	50	11,8	
LUI_250_500	130	45	9,7	
LUI_100_500	124	61	9,7	0,190
LUI_100_5000	156	33	9,3	
LUI_100_1000	126	36	9,3	
LUI_250_5000	146	22	4,2	
LUI_250_1000	133	34	2,4	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
TOC mg/l	*	*	18,0	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	15,5	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	15,4	
LUI_500_1000	159,75	23,95	11,1	
Orthophosphat-P mg	*	*	8,1	
Acker_TEZG	12,77	12,77	7,7	
EP_100_500	0,03	0,00	7,2	
LUI_500_500	206,25	42,45	6,0	
Stadt_TEZG	4,01	0,68	6,0	
LUI_500_5000	145,82	24,50	5,0	0,164

Tabelle 7.28: Fortsetzung

Bäche des Tieflandes (TL-Bäche)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	42,5	
Pges-P mg/l	*	*	13,7	
pH-Wert	*	*	12,1	
Chlorid mg/l	*	*	10,5	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	7,4	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	5,0	0,128
Wassertemp. °C	*	*	4,7	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	2,1	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	1,5	
TOC mg/l	*	*	0,5	
Nges-N mg/l	*	*	0,1	
EP_100_500	0,03	0,00	28,3	
EP_100_1000	0,05	0,00	23,9	
EP_250_500	0,11	0,02	14,7	
EP_250_1000	0,15	0,02	13,4	0,136
EP_500_500	0,28	0,08	11,2	
EP_500_1000	0,40	0,05	8,6	
Wald_TEZG	37,9	13,4	37,9	
Acker_TEZG	39,0	12,1	37,1	
LUI_TEZG	92,8	23,6	10,4	0,128
Grünland_TEZG	6,3	6,6	8,2	
Stadt_TEZG	13,2	15,6	6,3	
LUI_500_500	131	93	22,2	
LUI_500_1000	80	47	17,7	
LUI_100_500	205	109	15,1	
LUI_250_5000	103	16	11,8	
LUI_250_500	136	95	10,3	0,124
LUI_100_5000	102	19	8,5	
LUI_250_1000	72	23	5,8	
LUI_100_1000	127	107	4,6	
LUI_500_5000	131	32	4,1	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
Acker_TEZG	34,57	15,87	19,1	
Wald_TEZG	36,36	15,08	18,7	
LUI_500_1000	65,36	13,25	14,8	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	12,6	
LUI_500_500	103,23	68,59	10,7	
EP_100_500	0,03	0,00	7,2	0,117
LUI_100_500	171,21	119,85	6,7	
EP_100_1000	0,05	0,00	6,7	
Pges-P mg/l	*	*	1,8	
pH-Wert	*	*	1,6	

Tabelle 7.28: (Fortsetzung)

Flüsse des Tieflandes (TL-Flüsse)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	14,7	0,155
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	14,5	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	13,3	
pH-Wert	*	*	12,1	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	11,5	
Chlorid mg/l	*	*	10,4	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	5,9	
Pges-P mg/l	*	*	5,5	
Nges-N mg/l	*	*	5,5	
Wassertemp. °C	*	*	4,1	
TOC mg/l	*	*	2,5	
EP_500_1000	0,40	0,02	29,1	0,212
EP_100_500	0,03	0,00	23,9	
EP_100_1000	0,06	0,00	16,9	
EP_250_1000	0,16	0,01	14,1	
EP_500_500	0,28	0,02	10,0	
EP_250_500	0,10	0,01	6,1	
Wald_TEZG	26,8	4,9	49,9	0,128
Acker_TEZG	47,5	8,6	18,9	
LUI_TEZG	139,1	12,8	13,2	
Stadt_TEZG	10,5	3,6	11,6	
Grünland_TEZG	13,9	5,2	6,4	
LUI_100_1000	110	32	22,8	0,223
LUI_100_5000	221	47	19,4	
LUI_250_5000	216	53	14,4	
LUI_250_1000	195	39	11,3	
LUI_500_5000	179	41	11,0	
LUI_100_500	122	50	9,4	
LUI_250_500	173	36	4,1	
LUI_500_500	161	49	4,0	
LUI_500_1000	171	33	3,7	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
Wald_TEZG	27,15	3,92	27,9	0,127
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	14,2	
EP_100_500	0,03	0,00	12,9	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	10,5	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	10,1	
EP_500_1000	0,41	0,02	8,0	
pH-Wert	*	*	6,4	
LUI_100_1000	134,46	54,84	4,5	
LUI_100_5000	184,68	57,90	3,1	
LUI_250_5000	205,68	55,54	2,4	

### 7.3.4.3 Makrophyten

Auch für die Qualitätskomponente der Makrophyten spielt die Landnutzung im Teileinzugsgebiet und in den Pufferstreifen eine zentrale Rolle. In den Synthesemodellen weisen die Parameter dieser Variablen die höchste Einflussstärke auf und nehmen die ersten drei (MRS) bis fünf (MP) Plätze in der Rangfolge der wichtigsten Parameter ein (Tabelle 7.29, folgende Seiten). Die Grenzwerte, die zwischen dem guten und mäßigen ökologischen Zustand unterscheiden, sind für die silikatischrhithral geprägten Fließgewässer des Mittelgebirges (MRS) strenger anzusetzen als für die karbonatisch-rhithral (MRK) oder potamal (MP) geprägten Fließgewässer des Mittelgebirges. Im Fall der MRS liegt beispielsweise der Grenzwert für den Anteil an Ackerfläche im Einzugsgebiet bei  $8,2 \pm 9,7\%$ . Für die Gewässer des Typs MP liegt der entsprechende Grenzwert bei  $19,6 \pm 5,3\%$  und in den MRK Gewässern bei  $30,0 \pm 18,3\%$ . Ähnlich verhält es sich mit dem Landnutzungsindex im Puffer mit einer Breite von 500 und Länge von 5000 Metern (LU-I\_500\_5000). Die Grenzwerte liegen bei  $84,1 \pm 31,5$  (MRS),  $130,8 \pm 24,8$  (MRK) und  $153,7 \pm 36,3$  (MP). Das Erosionspotenzial und die chemisch-physikalischen Umweltparameter spielen, wie bei den Fischen, lediglich eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 7.29: Ergebnisse der BRTs für die Qualitätskomponente Makrophyten. Für weitere Erläuterungen siehe Tabelle 7.27.

Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges (MRK)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
Leitfähigkeit ms/cm	*	*		36,9
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*		21,0
pH-Wert	*	*		11,0
Chlorid mg/l	*	*		6,2
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*		6,1
TOC mg/l	*	*		5,0
O <sub>2</sub> mg/l	*	*		4,7
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*		3,4
Wassertemp. °C	*	*		3,3
Pges-P mg/l	*	*		2,5
Nges-N mg/l	*	*		0,0
EP_250_500	0,17	0,02		37,9
EP_100_500	0,03	0,01		20,9
EP_500_500	0,58	0,09		15,0
EP_100_1000	0,06	0,01		9,7
EP_250_1000	0,27	0,06		9,5
EP_500_1000	0,78	0,15		7,0
Acker_TEZG	22,8	14,6		34,7
LUI_TEZG	109,6	18,9		24,2
Grünland_TEZG	27,7	8,9		21,3
Stadt_TEZG	7,4	4,6		13,4
Wald_TEZG	35,4	12,5		6,3
LUI_500_5000	124	17		39,2
LUI_100_5000	158	50		11,5
LUI_100_500	151	69		10,2
LUI_250_500	153	100		10,1
LUI_250_5000	122	24		9,3
LUI_500_500	166	97		8,2
LUI_250_1000	193	92		5,7
LUI_500_1000	182	76		3,2
LUI_100_1000	196	97		2,6
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
LUI_500_5000	130,78	24,77		24,1
Acker_TEZG	29,92	18,28		20,3
LUI_TEZG	120,27	27,05		14,5
Grünland_TEZG	24,48	10,86		11,1
Leitfähigkeit ms/cm	*	*		10,0
LUI_100_5000	142,76	48,40		9,1
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*		7,3
pH-Wert	*	*		3,3
EP_100_500	0,02	0,00		0,2
EP_250_500	0,17	0,02		0,1

Tabelle 7.29: Fortsetzung

Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges (MRS)				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
pH-Wert	*	*	28,6	0,242
Chlorid mg/l	*	*	19,1	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	13,3	
Wassertemp. °C	*	*	9,6	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	6,4	
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	5,2	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	5,0	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	4,8	
Pges-P mg/l	*	*	4,0	
TOC mg/l	*	*	3,6	
Ngcs-N mg/l	*	*	0,4	
EP_500_1000	0,84	0,26	25,4	0,251
EP_250_1000	0,19	0,08	21,0	
EP_100_500	0,03	0,01	16,7	
EP_250_500	0,14	0,06	16,7	
EP_100_1000	0,06	0,03	12,6	
EP_500_500	0,42	0,21	7,6	
Acker_TEZG	7,0	8,5	34,2	0,232
Stadt_TEZG	3,1	2,6	23,7	
LUI_TEZG	65,3	20,4	19,1	
Grünland_TEZG	36,5	18,6	12,0	
Wald_TEZG	60,4	22,6	10,9	
LUI_250_5000	83	32	28,5	0,221
LUI_500_5000	94	26	24,3	
LUI_100_5000	114	53	15,4	
LUI_100_1000	129	90	6,2	
LUI_100_500	89	64	6,1	
LUI_500_1000	75	46	6,0	
LUI_250_1000	52	43	5,4	
LUI_250_500	73	25	4,1	
LUI_500_500	140	71	4,0	
Synthesemodell				
Parameter	Grenzwert	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
LUI_250_5000	83,15	33,73	23,6	0,212
Acker_TEZG	8,15	9,72	18,3	
LUI_500_5000	84,11	31,47	17,8	
pH-Wert	*	*	13,2	
LUI_100_5000	125,54	65,93	12,2	
Chlorid mg/l	*	*	4,7	
Stadt_TEZG	8,76	5,28	3,7	
EP_250_1000	0,23	0,10	2,3	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	2,2	
EP_500_1000	0,64	0,31	2,0	

Tabelle 7.29: Fortsetzung

Potamal geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges (MP)				
Parameter	Grenzwerte	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
NO <sub>2</sub> -N mg/l	*	*	23,4	
Pges-P mg/l	*	*	19,0	
pH-Wert	*	*	17,4	
TOC mg/l	*	*	15,4	
NO <sub>3</sub> -N mg/l	*	*	14,6	
Leitfähigkeit ms/cm	*	*	3,9	0,226
Chlorid mg/l	*	*	3,5	
NH <sub>4</sub> -N mg/l	*	*	2,8	
Nges-N mg/l	*	*	0,0	
O <sub>2</sub> mg/l	*	*	0,0	
Wassertemp. °C	*	*	0,0	

Modellierung des Erosionspotenzials nicht erfolgreich

Synthesemodell				
Parameter	Grenzwerte	± SD	Einflussstärke	Unsicherheit
LUI_TEZG	106,5	17,8	30,0	
Acker_TEZG	17,6	6,8	26,5	
Wald_TEZG	35,9	3,8	17,4	0,200
Grünland_TEZG	26,9	5,7	16,4	
Stadt_TEZG	4,3	2,2	9,7	
LUI_500_5000	144	27	35,0	
LUI_100_1000	116	69	11,9	
LUI_250_5000	147	27	10,9	
LUI_250_500	117	52	9,2	
LUI_250_1000	150	68	8,2	0,235
LUI_100_500	132	48	6,7	
LUI_500_1000	159	67	6,6	
LUI_500_500	225	40	6,4	
LUI_100_5000	143	34	5,1	

#### **7.3.4.4 Übergreifende Hinweise zu den Qualitätskomponenten**

Renaturierungsmaßnahmen sollten möglichst im Bereich der Landnutzung entlang der Gewässer bzw. im Teileinzugsgebiet ansetzen. Eine Extensivierung der Landnutzung, insbesondere entlang der Gewässer, würde die Chance erhöhen, den guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Dem Erosionspotenzial kam bei allen drei Qualitätskomponenten eine eher untergeordnete Rolle zu. Hieraus sollte jedoch nicht geschlossen werden, dass der Sedimenteintrag keinen Einfluss auf die Ausprägung der Biozönosen hat. Die Daten zum Erosionspotenzial sind vermutlich nicht genau genug um die Effekte des Sedimenteintrags abzubilden. Sie erfassen nicht, ob sich entlang der Gewässer Randstreifen befinden, die den Sedimenteintrag abmildern könnten. Darüber hinaus stellten Von Bertrab et al. (2013) fest, dass neben der Sedimentmenge auch die Qualität des eingetragenen Sediments eine zentrale Rolle spielt. Beide Aspekte maskieren möglicherweise den Zusammenhang zwischen dem Anteil der erosiv tätigen Fläche im Bereich des Gewässerverlaufs und seiner Auswirkung auf die Biozönosen.

## 7.4 Renaturierungskonzepte der Bundesländer

Der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen hängt neben der Nähe zu Wiederbesiedlungsquellen stark von den stofflichen und strukturellen Bedingungen im Einzugsgebiet ab. Die Entscheidung über Lage und Umfang einer Maßnahme ist somit von großer Bedeutung für ihren Erfolg, sie wird aber gleichzeitig von praktischen Faktoren (Flächenverfügbarkeit, Finanzierung) gesteuert. Dieses Modul konzentriert sich auf die Auswertung von Konzepten und Erfahrungen zu biozönotisch wirksamen Maßnahmenkombinationen.

Auf dem Workshop „Neue Strategien zur Renaturierung von Fließgewässern“ am 15.-16.3.2012, der im Rahmen des Projektes ausgerichtet wurde, wurde die Frage der Priorisierung von Maßnahmen intensiv diskutiert. Es wurde deutlich, dass zwischen Landesbehörden, Praktikern und Wissenschaftlern sehr unterschiedliche Meinungen zur Priorisierung von Renaturierungsmaßnahmen bestehen.

In den meisten Bundesländern gibt es mittlerweile Ansätze, Maßnahmen zu priorisieren, z.B. dort zu beginnen, wo Maßnahmen möglichst unmittelbaren Erfolg versprechen. Die konkrete Umsetzung vor Ort ist hingegen fast immer von aktuellen Möglichkeiten des Flächenerwerbs bestimmt. Weitere Hemmnisse sind die Co-Finanzierung durch die Gemeinden und die Dauer der erforderlichen Planungen. Eine Priorisierung greift insbesondere dann, wenn in einer Betriebswirtschaftseinheit oder einem Bundesland die Fördermittel der limitierende Faktor für die Umsetzung von Maßnahmen sind. In vielen Bundesländern ist dies derzeit nicht der Fall, so dass alle sinnvollen und sofort umsetzbaren Maßnahmen umgesetzt werden, ohne dass räumliche Schwerpunkte gebildet werden. Maßnahmenplanung und -umsetzung wird daher bestimmt von Fragen der Maßnahmenwirksamkeit (Wirkung einzelner Maßnahmen und von Maßnahmenverbünden, Wiederbesiedlungspotenzial), der Umsetzbarkeit (technische Machbarkeit, Kosten, Flächenverfügbarkeit, Akzeptanz) und von Synergien mit Hochwasserschutz, Siedlungswasserwirtschaft, Flächennutzungsplanung, Landschaftsplanung sowie Natur- und Umweltschutz.

Basierend auf den Ergebnissen des Workshops wurden die im Folgenden aufgelisteten Leitfragen zur Priorisierung und räumlichen Konfiguration von Maßnahmen definiert, um sie mit den Konzepten einzelner Bundesländer abzulegen:

- Gibt es ein Verfahren zur Priorisierung von Maßnahmen? Wenn ja:
  - Wie heißt das Verfahren?
  - Welche Parameter gehen ein?
  - Wurde das Verfahren bereits für den ersten Bewirtschaftungsplan angewandt?
- Wird bei der Priorisierung der Maßnahmen das Wiederbesiedlungspotenzial berücksichtigt? Wenn ja: Wie?
- Auf welchen Daten beruht die Abschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials?
- Wird die Landnutzung berücksichtigt? Wenn ja: Wie?
- Wird die Wasserqualität (stoffliche Belastungen) berücksichtigt? Wenn ja: Wie?
- Wird die Gewässerstruktur berücksichtigt? Wenn ja: Wie?
- Ist die potenzielle Länge eines zu renaturierenden Abschnittes maßgeblich für die Priorisierung?

- Ist der räumliche Zusammenhang einzelner renaturierter Abschnitte maßgeblich für die Priorisierung?
- Werden für die Priorisierung von Maßnahmen Modelle zugrunde gelegt?
- Spielt Expertenwissen bei der Priorisierung von Maßnahmen eine Rolle?
- Wird der Klimawandel bei der Priorisierung berücksichtigt?
- Werden mögliche Synergien bei der Priorisierung berücksichtigt?
- Welche praktischen Erwägungen spielen bei der Priorisierung eine Rolle?
- Gibt es Hinweise auf Bundesland-spezifische Förderprogramme?
- Welche Institutionen / Gebietskörperschaften treten als Maßnahmenträger auf?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden Konzepte von fünf Bundesländern ausgewertet (Schleswig-Holstein, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Thüringen). Die Ergebnisse sind im Detail in Anhang 7 aufgelistet.

**Tabelle 7.30: Vereinfachte Übersicht von Konzepten zur Renaturierung einzelner Bundesländer.** x = trifft zu;  $\bigcirc$  = trifft teilweise zu; - = trifft nicht zu.

	SH	BB	NW	HE	TH
Anwendung für den ersten Bewirtschaftungsplan	X	X	X	X	X
Berücksichtigung des Wiederbesiedlungspotenzials	X	-	X	-	-
Berücksichtigung der Landnutzung	X	X	X	X	X
Berücksichtigung der Wasserqualität	$\bigcirc$	X	X	X	X
Berücksichtigung der Gewässerstruktur	$\bigcirc$	X	X	X	X
Berücksichtigung der Länge des zu renaturierenden Abschnittes	X	-	X	-	X
Berücksichtigung des räumlichen Zusammenhangs einzelner renaturierter Abschnitte	X	$\bigcirc$	X	$\bigcirc$	X
Berücksichtigung von Modellen	X	X	X	X	X
Berücksichtigung von Expertenwissen	X	X	X	X	X
Berücksichtigung des Klimawandels	-	-	-	$\bigcirc$	-
Berücksichtigung von Synergien	X	X	X	X	X
Berücksichtigung praktischer Erwägungen	X	X	X	X	X

In allen fünf ausgewerteten Fallbeispielen findet eine Priorisierung von Gewässern, die für eine Renaturierung vorgesehen sind, statt. Alle genannten Bundesländer berücksichtigen hierzu die Landnutzung im Einzugsgebiet sowie (in unterschiedlichem Maße) Wasserqualität und Hydromorphologie. Darüber hinaus spielen in allen Fällen praktische Erwägungen, z.B. die Flächenverfügbarkeit, und Synergien (z.B. mit dem Hochwasserschutz) eine Rolle. Der räumliche Zusammenhang der renaturierten Abschnitte wird in drei der fünf Bundesländer berücksichtigt (z.B. mit dem Strahlwirkungskonzept in Nordrhein-Westfalen), das Wiederbesiedlungspotenzial findet in zwei Bundesländern Berücksichtigung.

Trotz dieser Gemeinsamkeiten ist genaue Ausgestaltung der Priorisierung zwischen den Bundesländern sehr unterschiedlich. So wird in Schleswig-Holstein davon ausgegangen, dass Gewässer mit hohem Wiederbesiedlungspotenzial die höchste Wahrscheinlichkeit besitzen, den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Sie werden daher bevorzugt als Vorranggewässer ausgewählt. Im Unterschied dazu sieht das Strahlwirkungskonzept in Nordrhein-Westfalen vor, Strahlursprünge gerade in degradierten Abschnitten zu schaffen, um Keimzellen für eine Besiedlung der umliegenden degradierten Gewässerabschnitte zu schaffen.

## 8 Integration biozönotisch bedeutender Renaturierungsparameter in ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung

### 8.1 Hintergrund

Es wird ein Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen vorgestellt, das (1) zur Planung einer konkreten Maßnahme oder (2) zur Priorisierung mehrerer alternativer Maßnahmen auf Wasserkörper- oder Einzugsgebietsebene eingesetzt werden kann. Das Verfahren basiert auf Ergebnissen zu den in den Modulen 1 und 2 untersuchten Einflussfaktoren (Tabelle 8.1), insbesondere zu den Wiederbesiedlungsquellen, den Ausbreitungseigenschaften und der Belastungssituation im Wasserkörper. Kern ist die Kategorisierung der Gewässerabschnitte in ein hohes, mäßiges und niedriges Wiederbesiedlungspotenzial. Die Verschneidung mit Daten zur Hydromorphologie und zur stofflichen Belastungssituation ermöglicht es abzuschätzen, ob mit einer schnellen oder eher langfristigen Verbesserung des ökologischen Zustands gerechnet werden kann und welche Belastungsfaktoren primär beseitigt werden müssen. Das Verfahren wird für das Makrozoobenthos und die Fische exemplarisch an Modell-Einzugsgebieten des Tieflandes und des Mittelgebirges vorgestellt. Die Verfahrensbeschreibung in Anhang 8 ermöglicht die Anwendung in einem beliebigen Einzugsgebiet mit detaillierter Datengrundlage.

Die meisten Bundesländer besitzen bereits Verfahren, um Renaturierungen zu planen bzw. zu priorisieren (vgl. Kapitel 7.4). Das hier vorgestellte Verfahren soll nicht als Konkurrenz zu diesen etablierten Verfahren (z.B. dem Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept) dienen, sondern sinnvolle Ergänzungen bereitstellen bzw. eine Überprüfung mit anderen Mitteln ermöglichen. Des Weiteren existieren elaborierte Modelle zur Ermittlung der Ausbreitung von Fischarten (beispielsweise das Modell FIDIMO, Radinger et al. 2013 und Radinger & Wolter 2013) und des Makrozoobenthos (Dedecker et al. 2007, Sondermann et al. (in prep.)). Das hier vorgestellte Verfahren ist ebenfalls für einzelne Arten anwendbar, hat aber zum Ziel, das Wiederbesiedlungspotenzial für die Summe der Arten abzuschätzen.

**Tabelle 8.1:** Verwendung der Produkte der Module 1 und 2 (Kapitel 6 und 7) für die Entwicklung des Verfahrens zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen.

Produkt	Modul	Verwendung im Verfahren
Projektdatenbank		direkt, als Datengrundlage
Hydromorphologische Schwellenwerte	1.2	direkt
Ermittlung / Prognose von Wiederbesiedlungsquellen	2.1	direkt
Kategorisierung der Dispersionseigenschaften	2.2	direkt
Analyse zur Rolle stofflicher Belastungen für den Renaturierungserfolg	2.3	direkt
Vergleichende Analyse der Renaturierungs-Strategien	2.4	indirekt, für Design des Produktes

Das Verfahren wird mit gängigen Werkzeugen des Programms ArcGIS (ESRI) durchgeführt und besitzt folgende Struktur:

1. Wiederbesiedlungsquellen werden gemäß dem Vorgehen in Modul 2.1 (Kapitel 7.1) ermittelt.
2. Die Ausbreitung wird ausgehend von den Besiedlungsquellen durch eine Kostenentfernungsanalyse berechnet. Es wird für jede Ausbreitungsgruppe (Taxa mit vergleichbaren Ausbreitungsdistanzen, abgeleitet aus Modul 2.2 (Kapitel 7.2)) ermittelt, welche Gewässerabschnitte unter Berücksichtigung von Wanderhindernissen besiedelbar sind.
3. Das Wiederbesiedlungspotenzial wird durch eine Verschneidung der Ergebnisse zu den Ausbreitungsgruppen abgeleitet.
4. Gewässerabschnitte, die eine hydromorphologische Mindestqualität (Modul 1.2, Kapitel 6.3) aufweisen, werden hervorgehoben. Hierdurch wird deutlich, wo Renaturierungen zur Verknüpfung dieser hydromorphologisch hochwertigen Abschnitte sinnvoll wären – zunächst unabhängig davon ob ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial für eine kurzfristige Besiedlung gegeben ist.
5. Weitere Belastungsfaktoren, wie die Nährstoffkonzentration oder Salzbelastung können in die Ergebniskarten integriert werden.

Aus dem Gesamtbild der zusammengetragenen Daten können Gewässerabschnitte hervorgehoben werden, die in ihrem (hydromorphologischen, chemischen,...) Zustand Verbesserungsfähig wären, aber ein ausreichend hohes Wiederbesiedlungspotenzial aufweisen. Für bereits durchgeführte oder geplante Renaturierungsmaßnahmen kann eine Erfolgsabschätzung durchgeführt werden und störende Einflussfaktoren können identifiziert werden.

Alternativ zu den Projektergebnissen können in den Bundesländern bereits vorhandene Verfahren beispielsweise zur Ermittlung von Besiedlungsquellen verwendet werden.

Der Verständlichkeit halber wird das Vorgehen mit einer überschaubaren Menge an Eingangsdaten vorgestellt. Die Einzugsgebiete der Treene und der Ruhr wurden als Modelleinzugsgebiete ausgewählt. Sie decken die Gewässertypgruppen Tieflandbäche, Tieflandflüsse, Mittelgebirgsbäche und Mittelgebirgsflüsse ab (Tabelle 8.2). Für die Gewässer der Alpen / des Alpenvorlandes konnte kein Einzugsgebiet mit ausreichend großer Datengrundlage ermittelt werden.

Tabelle 8.2: Modell-Einzugsgebiete

Einzugsgebiet	Gewässertypgruppen	Messstellen Makrozoobenthos	Messstellen Fische	Datenherkunft
Ruhr (NRW)	Mittelgebirgsbäche, Mittelgebirgsflüsse	914	499	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Ruhrverband
Treene (SH)	Tieflandbäche, Tieflandflüsse	49	81	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein

## 8.2 Methodik

Eine detaillierte Verfahrensbeschreibung am Beispiel des Ruhr-Einzugsgebiets befindet sich im Anhang 8.

### 8.2.1 Ermittlung der Besiedlungsquellen

Gemäß Modul 2.1 werden Messstellen als Besiedlungsquellen eingestuft, die eine hohe Anzahl Gütezeiger bzw. Leitarten aufweisen (Kapitel 7.1.3). Weiterhin werden Gewässerabschnitte als potenzielle Besiedlungsquellen hervorgehoben, die eine Kombination von Umweltvariablen aufweisen, die das Vorkommen von Besiedlungsquellen wahrscheinlich machen (Kapitel 7.1.4).

### 8.2.2 Definition der Ausbreitungsgruppen

Modul 2.2 hatte zum Ziel, den bisherigen Wissensstand zur Ausbreitungsfähigkeit aquatischer Organismen zusammenzutragen. Hierbei zeigte sich, dass Aussagen zu maximalen Ausbreitungsdistanzen einzelner Arten zum aktuellen Zeitpunkt nur mit einem hohen Unsicherheitsfaktor getroffen werden können. Die vorliegenden Studien sind häufig methodisch nicht vergleichbar, des Weiteren besteht zu einem Großteil der Arten weiterer Forschungsbedarf. Es wurde daher ein alternative Ansatz gewählt, der die Ausbreitungsfähigkeit eines Taxons in Abhängigkeit von der Anzahl und Art der möglichen Ausbreitungswege in hoch, mäßig und niedrig klassifiziert. Für jedes aufgeführte Taxon ist definiert, ob die Einstufung in die jeweilige Kategorie voll zutrifft, gleichermaßen zutrifft oder nicht zutrifft.

Für das Verfahren war es jedoch nötig eine Aussage zu den tatsächlichen Ausbreitungsdistanzen zu treffen. Wie in Kapitel 7.2 erläutert, können einzelne Individuen teilweise große Distanzen zurücklegen. Ob und unter welchen Bedingungen diese Individuen in der Lage sind sich an einem entfernten Gewässerabschnitt anzusiedeln und eine neue Population zu gründen ist bisher nicht belegt. Sundermann et al. (2011) und Stoll et al. (2013) konnten jedoch in der Summe positive Effekte auf renaturierte Gewässerabschnitte (Alter der Maßnahmen im Mittel 4 Jahre) feststellen, wenn sich Besiedlungsquellen des Makrozoobenthos bzw. der Fische in einem 5 km-Radius um den renaturierten Gewässerabschnitt befanden. Über diesen Radius hinaus waren keine Effekte messbar. Wir nehmen daher an, dass, obwohl einzelne Individuen auch längere Distanzen zurücklegen können (durch aktive Fortbewegung oder Drift), in der Summe die Maximaldistanz für die Ausbreitung und Ansiedlung 5.000 m beträgt. Ausgehend von diesem Wert wurden für das Makrozoobenthos und die Fische Ausbreitungsgruppen (Tabelle 8.3) definiert.

**Tabelle 8.3: Ausbreitungsgruppen und maximale Ausbreitungsdistanzen der Fische und des Makrozoobenthos.** Werte für eine hohe Ausbreitungsfähigkeit: „0“=trifft nicht zu, „0,5“=Ausbreitungsfähigkeit hoch und niedrig treffen gleichermaßen zu, „1“= trifft vollkommen zu. Für die Herleitung dieser Werte siehe Kapitel 7.2. Die Aufwärtswanderung des Makrozoobenthos im Gewässer ist in der Regel gering und wurde daher nicht berücksichtigt.

Ausbreitungsgruppe	Richtung	Hohe Ausbreitungsfähigkeit	Maximale Ausbreitungsdistanz [m]
<b>Fische</b>			
Fisch_g	Flussaufwärts/-abwärts	0	500
Fisch_m	Flussaufwärts/-abwärts	0,5	2.500
Fisch_w	Flussaufwärts/-abwärts	1	5.000
<b>Makrozoobenthos merolimnisch (isotrope Ausbreitung im Wasserkörper und über Land)</b>			
MZB_mero_g	Alle Richtungen	0	500
MZB_mero_m	Alle Richtungen	0,5	2.500
MZB_mero_w	Alle Richtungen	1	5.000
<b>Makrozoobenthos hololimnisch (anisotrope Ausbreitung im Wasserkörper)</b>			
MZB_holo_ab_g	Flussabwärts	0	500
MZB_holo_ab_m	Flussabwärts	0,5	2.500

Für jede Ausbreitungsgruppe wird anhand der Kostenentfernungsanalyse eine Karte erstellt, aus der ersichtlich wird, an welchen Gewässerabschnitten die Wahrscheinlichkeit für eine Besiedlung hoch ist, sofern die Bedingungen dafür geschaffen werden. Diese Karten sind als wichtiges Zwischenergebnis anzusehen. Sie ermöglichen es, beispielsweise im Rahmen einer Erfolgskontrolle, abzuschätzen, mit welchen Artengruppen als erstes bzw. überhaupt nicht gerechnet werden kann.

### 8.2.3 Prinzip der Kostenentfernungsanalyse

Die Ausbreitung ausgehend von den Besiedlungsquellen wird in ArcGIS anhand einer Kostenentfernungsanalyse (Werkzeuge „Cost Distance“ für die Flugausbreitung und „Path Distance für die Ausbreitung im Gewässer) berechnet. Die Kostenentfernungsanalyse nutzt Rasterdaten und basiert auf dem Prinzip, dass die Durchwanderung einer Rasterzelle mit Kosten verbunden ist. Die Kosten werden den Rasterzellen im Vorfeld zugewiesen (Beispiel in Tabelle 8.4). Der endgültige Kostenwert einer Rasterzelle berechnet sich aus den mit der Zellgröße multiplizierten Kosten.

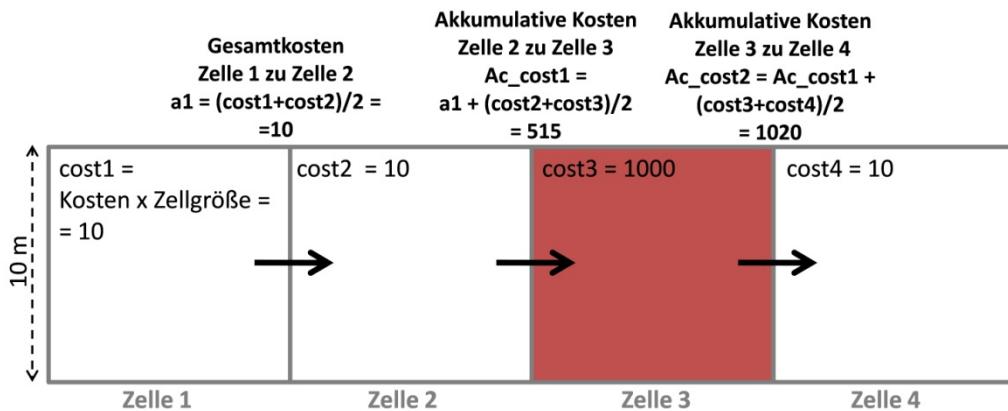
Tabelle 8.4: Beispielhafte Zuordnung von Kosten zu Rasterzellen mit und ohne Wanderhindernissen. Der Kostenwert errechnet sich aus der mit den Kosten multiplizierten Zellgröße.

Rasterzelle	Kosten	Kostenwert bei Zellgröße = 10 m
Hindernisfrei	1	10
Teilweise durchgängiges Wanderhindernis	100	1000
Vollständige Barriere	10.000	100.000

Ist die Einheit des Datenrahmens in Metern angegeben, kann der Kostenwert folgendermaßen interpretiert werden: Ein Individuum legt bei der Durchquerung einer hindernisfreien Rasterzelle mit einer Größe von 10 Metern insgesamt 10 Meter zurück.

Bei Durchwanderung mehrerer Rasterzellen akkumulieren sich die Kostenwerte (Abbildung 8.1). Die Gesamtkosten  $a1$  für die horizontale bzw. vertikale Bewegung (für die diagonale Bewegung siehe untenstehende Links) von Zelle 1 zu Zelle 2 berechnet sich gemäß der Formel  $a1 = (\text{cost1} + \text{cost2}) / 2$ , wobei „cost 1“ = Kostenwert für Zelle 1 und „cost2“ = Kostenwert für Zelle 2. Bei der Bewegung zu Zelle 3 akkumulieren sich die Kosten gemäß der Formel  $\text{ac\_cost} = a1 + (\text{cost2} + \text{cost3}) / 2$ . Wieder werden hier die Gesamtkosten für die Bewegung von Zelle 2 zu Zelle 3 berechnet, die Gesamtkosten  $a1$  der Bewegung von Zelle 1 zu Zelle 2 jedoch addiert.

Abbildung 8.1: Schema des Kostenprinzips bei Cost Distance und Path Distance-Modellen. Bewegt sich ein Individuum durch das Raster (Pfeile) akkumulieren sich die Kosten von Zelle zu Zelle. Die den Kostenwerten ( $\text{costx}$ ) zugrundeliegenden Kosten betragen 1 (weiße Zellen) und 100 (rote Zelle).



Überschreiten die akkumulativen Kosten die maximale Ausbreitungsdistanz einer Art bzw. einer Ausbreitungsgruppe, ist keine weitere Ausbreitung möglich. Beispielsweise kann ein Individuum, für das eine maximale Ausbreitungsdistanz von 500 m angenommen wird, Zelle 2 (Akkumulative Kosten bis Zelle 3 = 515) nicht überwinden.

Detaillierte Informationen zur Kostenentfernungsanalyse sind unter folgenden Links abrufbar:

Cost Distance

<http://resources.arcgis.com/de/help/main/10.1/index.html#/na/009z000000z5000000/>  
[14.02.2014]

<http://resources.arcgis.com/de/help/main/10.1/index.html#/na/009z00000025000000/>  
[14.02.2014]

Path Distance

<http://resources.arcgis.com/de/help/main/10.1/index.html#/na/009z00000022000000/>

[14.02.2014]

<http://resources.arcgis.com/de/help/main/10.1/index.html#/na/009z00000027000000/>

[14.02.2014]

## 8.2.4 Ableitung des Wiederbesiedlungspotenzials

Die Ergebnisse zu den Ausbreitungsgruppen werden für die Ableitung des Wiederbesiedlungspotenzials verschnitten (Tabelle 8.5). Das Wiederbesiedlungspotenzial wird für einen Gewässerabschnitt als „hoch“ definiert, wenn der Abschnitt für alle Ausbreitungsgruppen erreichbar ist.

Tabelle 8.5: Kriterien für die Ableitung des Wiederbesiedlungspotenzials eines Gewässerabschnitts.

	Gesamteinstufig Wiederbesiedlungspotenzial
<b>Fische</b>	
Alle drei Ausbreitungsgruppen können den Gewässerabschnitt erreichen.	<b>hoch</b>
Weniger als drei Ausbreitungsgruppen können den Gewässerabschnitt erreichen.	<b>niedrig</b>
<b>Makrozoobenthos</b>	
Alle fünf Ausbreitungsgruppen können den Gewässerabschnitt erreichen.	<b>hoch</b>
Mindestens drei Ausbreitungsgruppen (inklusive einer hololimnischen Gruppe) können den Gewässerabschnitt erreichen.	<b>mäßig</b>
Weniger als drei Ausbreitungsgruppen oder ausschließlich merolimnische Gruppen können den Gewässerabschnitt erreichen	<b>niedrig</b>

## 8.2.5 Verschneidung mit Daten zur Gewässerstruktur und der Belastungssituation

Gewässerabschnitte mit einer strukturellen Mindestqualität werden hervorgehoben. In Modul 1.2 wurde für das Mittelgebirge und das Tiefland eine Mindestqualität von „3“ (= mäßig) ermittelt. Die Schaffung und Verknüpfung von Gewässerabschnitten mit einer hydromorphologischen Mindestqualität ist für die Gesamtentwicklung eines Wasserkörpers und die langfristige Wiederbesiedlung essenziell - auch wenn zunächst kein hohes Wiederbesiedlungspotenzial gegeben ist.

Vorliegende Daten zur Belastungssituation können ebenfalls in die Ergebniskarten integriert werden.

### 8.3 Datengrundlage der exemplarischen Anwendung

Für die Anwendung des Verfahrens zur Erfolgsabschätzung in den Modell-Einzugsgebieten stellten das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein und der Ruhrverband dem Projekt zusätzliche biotische Daten zur Verfügung (siehe Tabelle 8.2). Aus den Shapefiles der Bundesländer wurden Querbauwerke und Stauanlagen ausgewählt, die für die jeweilige Organismengruppe und Bewegungsrichtung eine Ausbreitungsbarriere darstellen. Für die Flugausbreitung wurden bestimmte Formen der Landnutzung mit Kosten für die Ausbreitung versehen (genauere Angaben im Anhang 8). Die folgenden Abbildungen zeigen die Eingangsdaten für die Kostenentfernungsanalyse.

Abbildung 8.2: Eingangsdaten für die Kostenentfernungsanalyse des Ruhr-Einzugsgebiets.

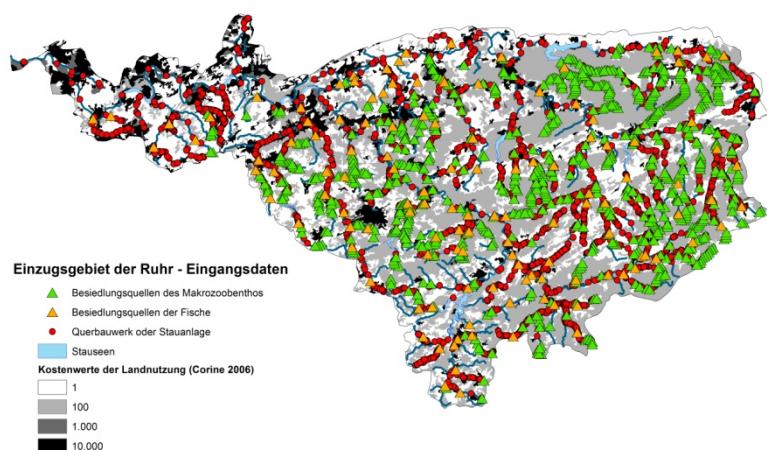
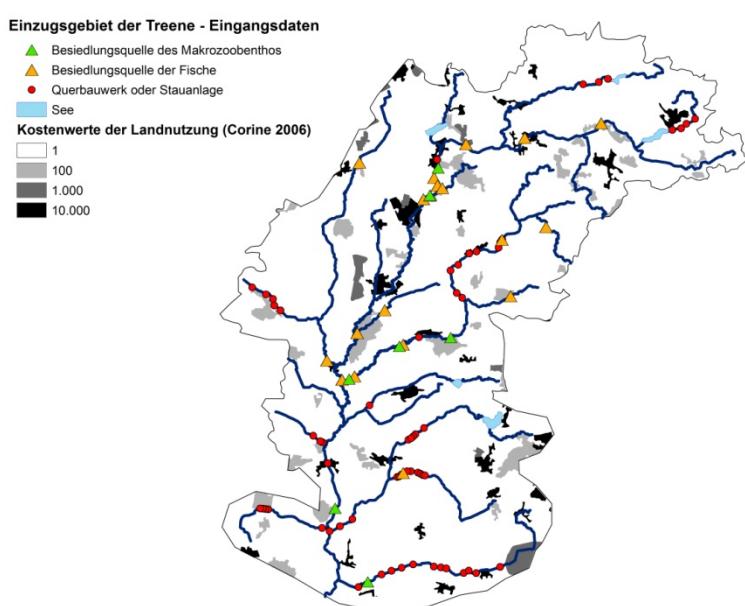


Abbildung 8.3: Eingangsdaten für die Kostenentfernungsanalyse des Treene-Einzugsgebiets (ohne den Tidebeeinflussten Unterlauf)



## 8.4 Ergebnisse und Diskussion

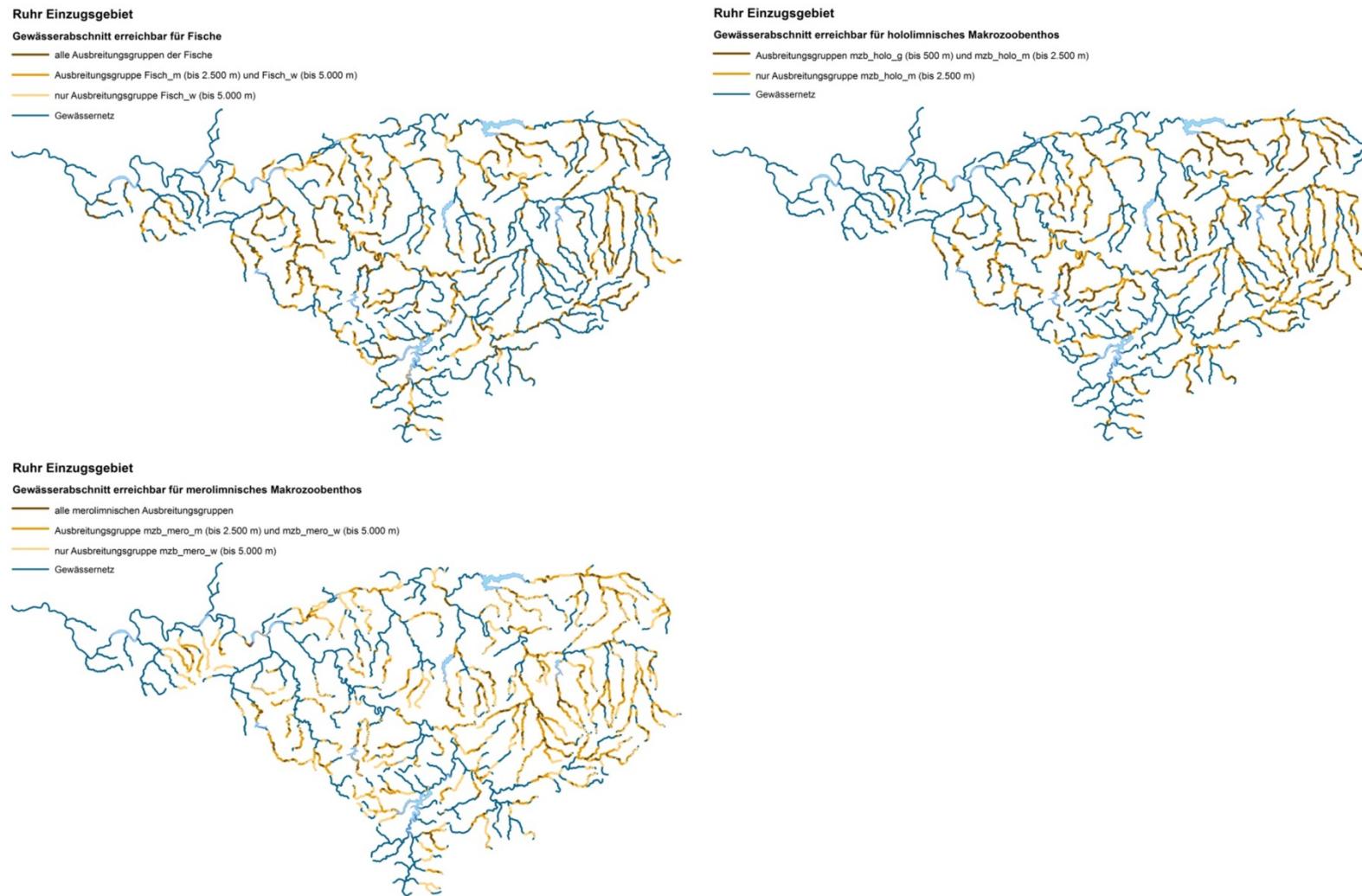
Exemplarisch wurden für die Modell-Einzugsgebiete Karten erstellt, die zur Abschätzung des Erfolgs für geplante oder bereits durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen verwendet werden können. Die Verlässlichkeit der Ergebniskarten steigt mit der Genauigkeit und Auflösung der Eingangsdaten. Es sollten möglichst viele Faktoren, die die Ausbreitung erschweren oder verhindern, berücksichtigt werden. Des Weiteren sollten möglichst genaue Informationen zur Belastungssituation vorliegen um eine realistische Abschätzung des Erfolgs an bestimmten Gewässerabschnitten treffen zu können.

Abbildung 8.4 und Abbildung 8.5 zeigen die Erreichbarkeit der Gewässerabschnitte durch Arten mit geringer, mittlerer oder hoher Ausbreitungsfähigkeit der Organismengruppen Fische und Makrozoobenthos in den Einzugsgebieten der Treene und der Ruhr. In beiden Einzugsgebieten kann das merolimnische Makrozoobenthos mit seinen flugfähigen Stadien die meisten Gewässerabschnitte erreichen. Dies deckt sich mit der Beobachtung im Rahmen von Erfolgskontrollen, bei denen die Erstbesiedlung renaturierter Strecken häufig durch flugfähige Arten erfolgt. In der Methodik werden Wechsel des Gewässertyps für die aggregierten Ausbreitungsgruppen nicht berücksichtigt. Wird die Methodik für eine einzelne Art angewandt, können bei der Berechnung der aquatischen Ausbreitung die Gewässertypen, die kein Habitat darstellen, als Barrieren deklariert werden. Bei Berechnung der Flugausbreitung werden diese Gewässertypen als nicht besiedelbar markiert.

Das Wiederbesiedlungspotenzial für die Organismengruppen ist in Abbildung 8.6 für die Modell-Einzugsgebiete dargestellt. Ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial ist für das Makrozoobenthos nur im nahen Umfeld der Besiedlungsquellen zu erwarten, da sich hier auch hololimnische Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit verbreiten können. Für die nicht hervorgehobenen Gewässerstrecken wird im Grunde kein Wiederbesiedlungspotenzial vorhergesagt. Diese Aussage sollte erst getroffen werden, wenn mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Großteil der im Einzugsgebiet vorkommenden Besiedlungsquellen in der Analyse berücksichtigt wurde.

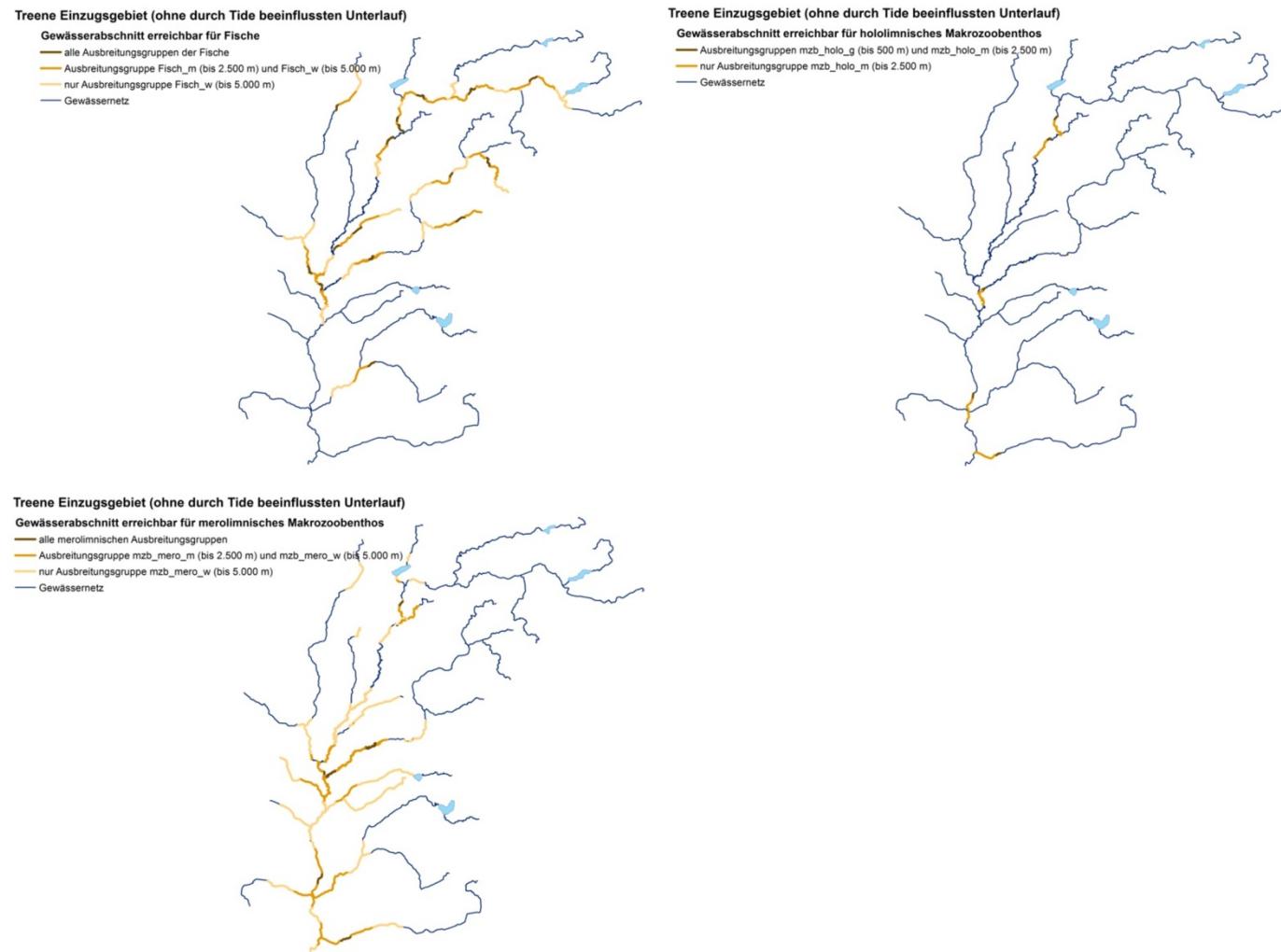
Die hydromorphologische Mindestqualität der Gewässerabschnitte wurde in die Karten integriert, was verdeutlicht, wo im Einzugsgebiet Handlungsbedarf zur strukturellen Aufwertung besteht. Die Integration weiterer Daten zur Belastungssituation ermöglicht die Abschätzung, wo und welche Faktoren die Wiederansiedlung behindern bzw. wo Einträge vermindert werden müssten.

Abbildung 8.4: Erreichbarkeit der Gewässerabschnitte für die Ausbreitungsgruppen der Fische und des Makrozoobenthos (Tabelle 8.3) im Einzugsgebiet der Ruhr. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden.



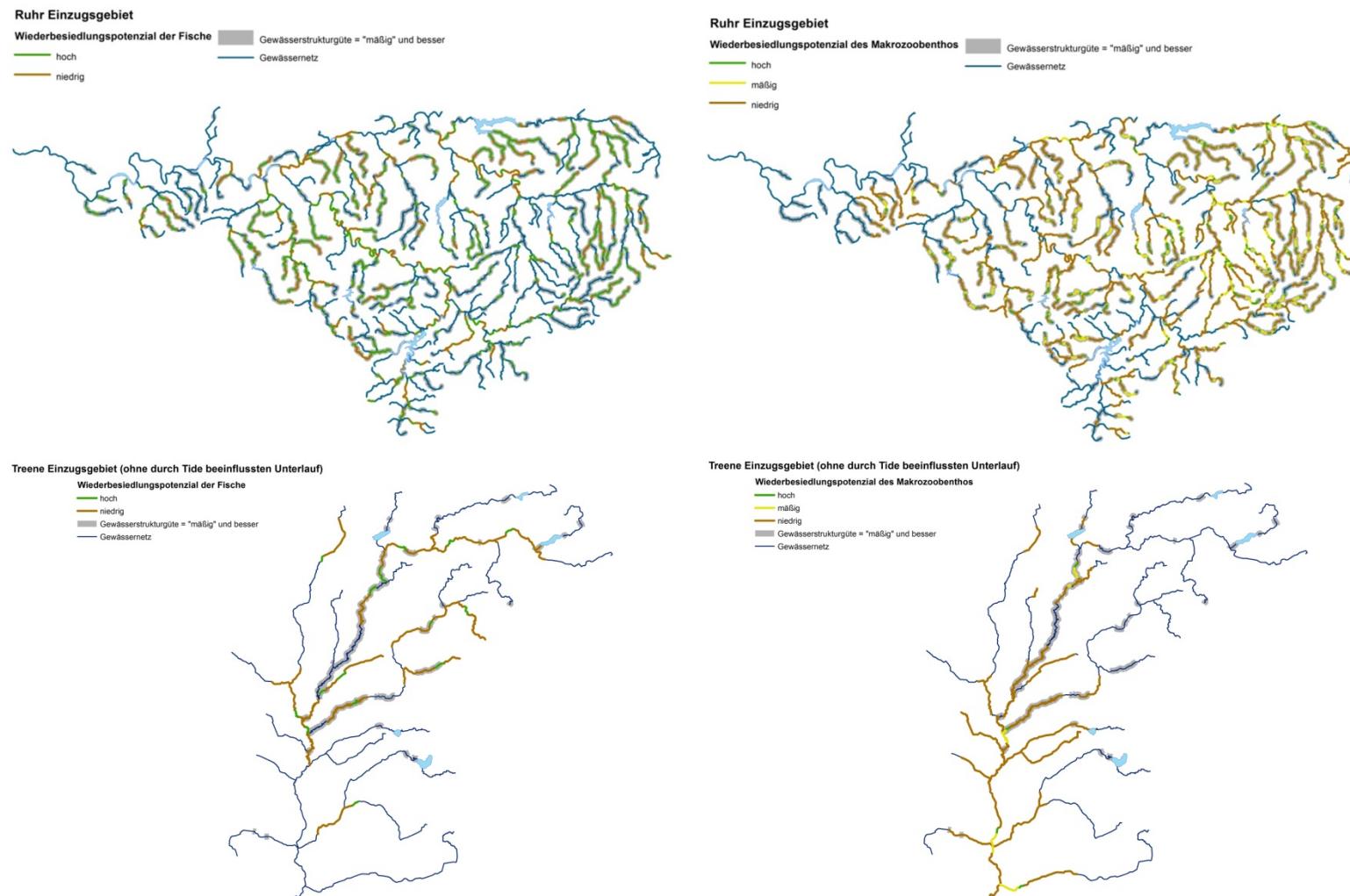
Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle

Abbildung 8.5: Erreichbarkeit der Gewässerabschnitte für die Ausbreitungsgruppen der Fische und des Makrozoobenthos (Tabelle 8.3) im Einzugsgebiet der Treene. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden.



Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle

Abbildung 8.6: Exemplarische Ergebniskarten des Verfahrens zur Erfolgsabschätzung in den Modell-Einzugsgebieten. Neben dem Wiederbesiedlungspotenzial und der hydromorphologischen Mindestqualität können Informationen zu Belastungsfaktoren aufgenommen werden. Über die blauen Gewässerabschnitte kann nur bei einer detaillierten Datengrundlage eine Aussage zum Wiederbesiedlungspotenzial getroffen werden.



## 9 Erfolgskontrolle von Fließgewässerrenaturierungen

### 9.1 Hintergrund

Fließgewässerrenaturierungen haben heute das primäre Ziel, den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ nach Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Der „Erfolg“ von Renaturierungen wird daher letztlich über die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) gemessen. Die bisherigen Erfahrungen zeigen jedoch, dass Biokomponenten oftmals – wenn überhaupt – zeitverzögert auf Maßnahmen reagieren. Die Diskrepanz zwischen der Wirkung von Einzelmaßnahmen und dem langfristig und großräumig ausgelegten Einzugsgebietsplänen sowie dem dazugehörigen operativen Monitoring der Wasserrahmenrichtlinie ergibt sich aus folgenden Überlegungen:

- Renaturierungsmaßnahmen zielen in der Mehrzahl zunächst auf die Verbesserung kurzer Gewässerabschnitte. Erst im Laufe mehrerer Bewirtschaftungszeiträume wird sich durch das Zusammenwirken vieler Einzelmaßnahmen die Verbesserung des ökologischen Zustandes ganzer Teileinzugsgebiete ergeben.
- Renaturierte Abschnitte von Fließgewässern liegen häufig nicht in der Nähe von Messstellen für das operative Monitoring, so dass Monitoringergebnisse nicht oder nur sehr indirekt von den Renaturierungsmaßnahmen beeinflusst werden.
- Das Messnetz für das operative Monitoring ist auf einen großräumigen Überblick der ökologischen Qualität von Fließgewässern ausgerichtet und nicht auf die Erfolgskontrolle einzelner Maßnahmen.
- Auch gut geplante und durchgeführte Maßnahmen wirken sich oftmals nicht unmittelbar auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial aus. Idealerweise schaffen Renaturierungsmaßnahmen die Umweltbedingungen für eine anspruchsvolle und sensitive Lebensgemeinschaft (z. B. die entsprechenden Habitate); gerade in ausgeräumten Landschaften kann die Besiedlung dieser Habitate jedoch einen längeren Zeitraum in Anspruch nehmen.
- Biokomponenten reagieren nicht nur auf lokale Faktoren, die von einer Renaturierung direkt beeinflusst werden, sondern spiegeln auch die Umweltbedingungen auf größeren Skalen wider (z. B. in einem ganzen Teileinzugsgebiet).

Tritt nach der Durchführung einer Maßnahme keine Verbesserung des ökologischen Zustandes auf, war die Maßnahme nicht zwangsläufig erfolglos. Mögliche Erfolge liegen in einem Beitrag zur Etablierung naturnaher hydromorphologischer Prozesse im Einzugsgebiet, der Schaffung lokaler hochwertiger Habitate oder der Ansiedlung einzelner anspruchsvoller Arten. Um die Wirkung einer Maßnahme kurzfristig zu beurteilen, sind daher auch solche Variablen zu berücksichtigen, die unmittelbar auf die Renaturierung reagieren, aber in einem ursächlichen Zusammenhang mit dem übergeordneten Ziel der Erreichung des guten ökologischen Zustandes stehen.

## 9.2 Ziele

Das hier skizzierte Verfahren versteht sich als Ergänzung zum operativen Monitoring und hat folgende Ziele:

- Schnelle und kostengünstige Bewertung der Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen wenige Monate (Strukturparameter) bis wenige Jahre (Biologie) nach Durchführung der Maßnahmen. Die Anwendung kann einmalig oder mehrmals erfolgen, um die Entwicklung eines renaturierten Abschnittes über einen längeren Zeitraum zu dokumentieren.
- Einsatz unmittelbar „vor Ort“ in einem renaturierten Gewässerabschnitt, unabhängig von der Lage von Messstellen für das operative Monitoring.
- Bewertung der unmittelbaren Wirkung von Maßnahmen und der langfristigen Erfolgsaussichten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potenzials.
- Frühzeitige Identifikation von Faktoren, die einen langfristigen Erfolg im Sinne der Erreichung des guten ökologischen Zustandes behindern, um ggf. Maßnahmen optimieren zu können.
- Das Verfahren ist kein Ersatz für eine umfassende und detaillierte Erfolgskontrolle.

## 9.3 Konzept

Die hier vorgeschlagene Methode hebt sich deutlich von anderen Verfahrensvorschlägen ab. Sie enthält aber Elemente folgender Arbeiten:

- Biologen im Arbeitsverbund (2010)
- Büro für Auen- und Gewässerentwicklung (2010)
- Pander & Geist (2013)
- Parkyn et al. (2010).

Das Verfahren basiert auf folgenden Prinzipien:

**Einfache Anwendbarkeit:** Viele Untersuchungen verdeutlichen, dass bislang nur ein sehr kleiner Teil der Renaturierungsmaßnahmen einer Erfolgskontrolle unterzogen wird. Die meisten Maßnahmenträger scheuen die damit verbundenen Kosten. Häufig wird auch auf die bestehenden staatlichen Monitoringprogramme verwiesen, die jedoch aus den oben geschilderten Gründen nur eingeschränkt zur unmittelbaren Erfolgskontrolle von Einzelmaßnahmen geeignet sind. Das Verfahren hat daher nur dann eine Aussicht auf breite Anwendung, wenn es einfach aufgebaut, transparent und kostengünstig ist.

**Zieldefinition:** Der Begriff „Renaturierung“ umfasst eine Vielzahl möglicher Einzelmaßnahmen. In den meisten Renaturierungsprojekten werden zudem mehrere dieser Maßnahmen kombiniert. Die Erfolgsaussichten sind zudem in starkem Maße von der Länge der zu renaturierenden Strecke, ihrer Vorbelastung und der Situation im Einzugsgebiet abhängig. Die Ziele von Renaturierungen lassen sich daher nicht pauschal definieren, sondern sind in jedem Einzelfall festzulegen. Es ist Bestandteil des hier vorgeschlagenen Verfahrens, im Vorfeld der Maßnahmendurchführung die morphologischen und ökologischen Ziele festzulegen. Die Erreichung dieser Ziele wird mit dem Verfahren überprüft.

**Vergleich:** Renaturierung bedeutet Veränderung in Richtung auf ein festgelegtes Ziel. Eine Bewertung beinhaltet daher zwingend einen Vergleich. Dieser Vergleich sollte stattfinden zwischen den Situationen vor und nach der Renaturierung, alternativ zwischen dem renaturierten Abschnitt und einem nahe gelegenen nicht renaturierten Abschnitt. Idealerweise erfolgen bei den Vergleichen im Sinne eines BACI-Designs (Before-After-Control-Impact) (siehe Kapitel 9.4).

**Modularer Aufbau:** Das Verfahren ist modular aufgebaut. Modul 0 besteht aus einer Risikoanalyse, die idealerweise im Vorfeld einer Maßnahmenumsetzung durchzuführen ist. Die Basismodule beinhalten gewässermorphologische Variablen, die Aufbaumodule Informationen zum ökologischen Zustand sowie weitere ergänzende Indizes. Mittels eines optionalen Zusatzmoduls lassen sich Kriterien aus den naturschutzfachlichen sowie sozio-ökonomischen Bereichen erfassen. Nähere Erläuterungen zum Bewertungssystem sowie zu den einzelnen Modulen siehe Kapitel 9.5 und Kapitel 9.6.

**Nutzung von Elementen bestehender Verfahren:** Um einen Wiedererkennungswert und einen Vergleich mit anderen Verfahren zu ermöglichen, beinhaltet das Bewertungssystem vorwiegend Variablen, die auch in anderen Bewertungsverfahren zum Einsatz kommen. Hierzu zählen:

- Gewässerstrukturmöglichkeiten
- Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes mittels Makrozoobenthos (Perlodex)
- Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes mittels Fischfauna (fiBS).

**Zielvariablen:** Die Variablen, die in dem Verfahren zum Einsatz kommen, stehen in jedem Fall in einer direkten Beziehung zum ökologischen Zustand bzw. zum ökologischen Potenzial des Gewässers. Hierzu zählen Schlüsselhabitatemperatur für anspruchsvolle Organismen wie beispielsweise Kies (in Tieflandbächen) oder Totholz (typübergreifend), Variablen der Gewässerstrukturmöglichkeiten mit einem besonders engen Zusammenhang zum ökologischen Zustand sowie einzelne Arten, die in den biologischen Bewertungsverfahren positiv eingestuft sind und damit eine Schlüsselrolle für die Indikation des ökologischen Zustandes einnehmen (siehe Kapitel 9.6).

**Zustand, Entwicklung und Prognose:** Innerhalb jedes Moduls erfolgen eine Zustandsbewertung (z. B. anhand des Anteils hochwertiger Habitate), eine Entwicklungsbewertung (durch den Vergleich der vorgefundenen Situation mit der Situation vor der Renaturierung) und/oder eine Prognose der zu erwartenden zukünftigen Entwicklung (siehe Kapitel 9.6).

## 9.4 Untersuchungsdesign

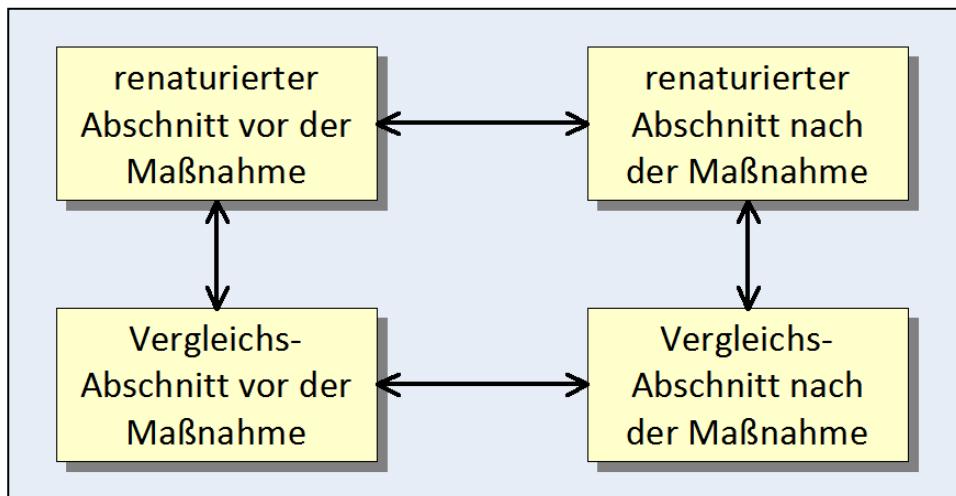
Idealerweise wird das begleitende Monitoring nach dem Before-After-Control-Impact-Design (BACI) durchgeführt, das bestenfalls vier separate Untersuchungen umfasst (Abbildung 9.1):

- renaturierter Abschnitt vor der Umgestaltung (U1)
- renaturierter Abschnitt nach der Umgestaltung (U2)
- Vergleichs- bzw. Kontrollabschnitt<sup>1</sup> vor der Umgestaltung (U3)
- Vergleichs- bzw. Kontrollabschnitt nach der Umgestaltung (U4).

Mindestens ist jedoch ein Vergleich zwischen den Untersuchungen U1 und U2 bzw. den Untersuchungen U2 und U4 durchzuführen. Letzteres vor allem bei bereits zurückliegender Maßnahmenumsetzung. Alle Untersuchungen sollten bei einem Abfluss unterhalb Mittelwasser durchgeführt werden. Im Fall der Aufbaumodule 2a und 2b ist zudem der von den biologischen Bewertungsverfahren vorgeschriebene Beprobungszeitraum zu beachten.

Bei allen Before-After-Vergleichen gilt, dass das Monitoring der hydromorphologischen Aspekte (Basismodule) im Abstand von 2 Jahren nach Maßnahmenumsetzung erfolgen sollte, um den Fortschritt morphologischer Prozesse abzuwarten. Das Monitoring der biologischen Komponenten (Aufbaumodule) sollte frühestens fünf Jahre nach Maßnahmenumsetzung durchgeführt werden; unter ungünstigen Rahmenbedingungen (z. B. eingeschränktes Wiederbesiedlungspotenzial) ist es ratsam, bis zu zehn Jahre verstreichen zu lassen.

Abbildung 9.1: Untersuchungsaufbau nach dem BACI-Konzept.



<sup>1</sup> Der Kontrollabschnitt liegt im typischen Fall unmittelbar oberhalb des renaturierten Abschnitts.

## 9.5 Struktur des Bewertungssystems

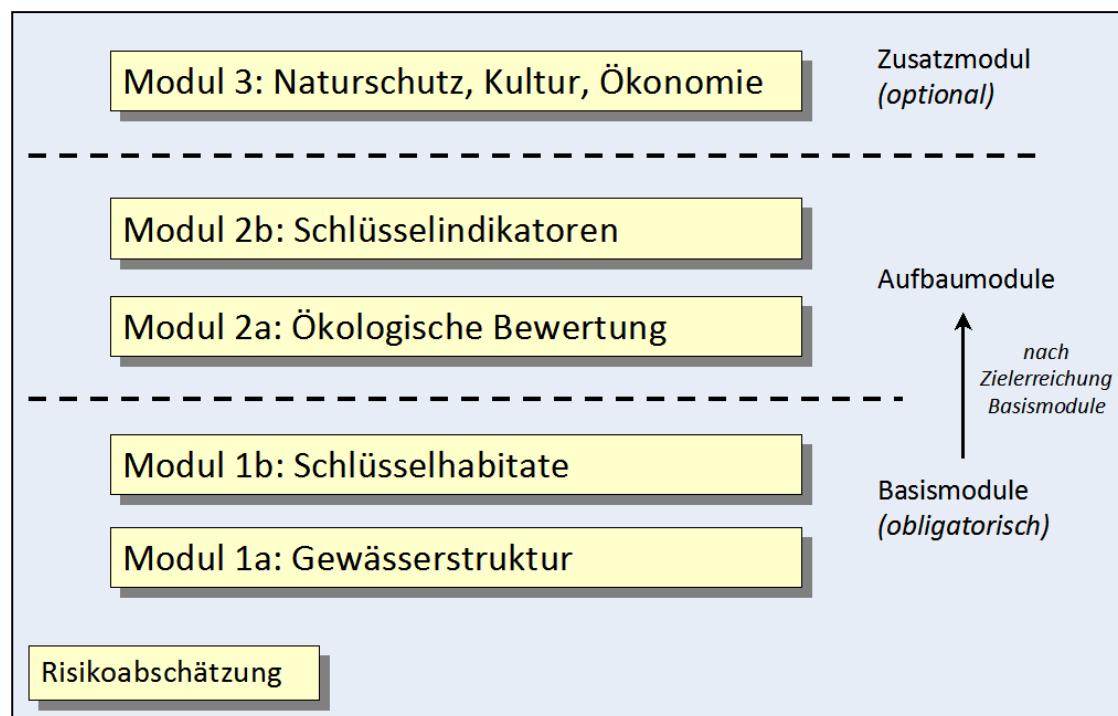
Das Verfahren ist nach dem Baukastenprinzip aufgebaut (Abbildung 9.2). Modul 1a dient der Erfolgskontrolle anhand gewässermorphologischer Parameter, Modul 2b anhand der Habitatzusammensetzung in Gewässer und Aue. Beide Module können mit geringem Aufwand an jedem renaturierten Abschnitt angewandt werden. Sie ermöglichen eine Schnellansprache der morphologischen Wirkung durchgeföhrter Maßnahmen, aus der in engen Grenzen auch auf die potenzielle ökologische Wirksamkeit Rückschlüsse ziehen lassen. Modul 2a umfasst die zentralen Ergebnisse der Standardverfahren ökologischer Bewertung sowie ergänzende biologische Indizes. Modul 2b dient der Absicherung der morphologischen Ergebnisse anhand der Überprüfung von Vorkommen und Abundanz ausgewählter Zielarten. Das optionale Modul 3 beleuchtet naturschutzfachliche, soziokulturelle sowie sozio-ökonomische Aspekte und damit sehr individuelle Fragestellungen, die sich kaum oder nur sehr schwer mittels eines standardisierten Verfahrens messen lassen.

Idealerweise lassen sich die genannten Module wie folgt praktisch anwenden:

- Risikoabschätzung: Durchführung im Vorfeld oder spätestens im Zuge der Maßnahmenplanung;
- Basismodule: Anwendung bei allen Renaturierungsmaßnahmen;
- Aufbaumodule: Anwendung erst nach Indizierung gewässermorphologischer Verbesserungen in den Basismodulen, spätestens jedoch nach Annäherung an die dortigen Entwicklungsziele;

Zusatzmodul: Anwendung nur bei solchen Renaturierungsmaßnahmen, die entsprechende Ziele verfolgen.

Abbildung 9.2: Übersicht über die Organisationsstruktur des Bewertungssystems.



## 9.6 Verfahrensbeschreibung

Das „Verfahren für eine Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen“ wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens neu entwickelt und in der praktischen Anwendung noch nicht erprobt. Es ist gewässertypspezifisch angelegt und liegt bislang lediglich für vier weit verbreitete Gewässertypen vor:

- Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche
- Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse.

Des Weiteren gibt es eine Beschränkung auf die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna. Eine Implementierung der Makrophyten steht noch aus.

In seiner Struktur ist das Verfahren für alle Gewässertypen gleich. Unterschiede existieren lediglich hinsichtlich der in den Modulen verwendeten Bausteine (z. B. unterschiedliche Indizes, typspezifische Schlüsselarten etc.). Das Verfahren setzt sich wie folgt zusammen:

- Modul 0: Risikoabschätzung → einheitlich für alle Typen
- Modul 1: Gewässerstruktur (1a) und Schlüsselhabitare (1b) → typspezifisch
- Modul 2: Ökologische Bewertung (2a) und Schlüsselindikatoren (2b) → typspezifisch
- Modul 3: Naturschutz/Kultur/Ökonomie → individuell (hier nicht realisiert)
- Zusammenfassung: Überblick über alle Modulergebnisse → einheitlich für alle Typen

Für jedes Modul wurden ein oder mehrere Formblätter entworfen, die nachfolgend separat vorgestellt und erläutert werden. Die Vorlagen der vollständigen Formulare sind in Anhang 9 enthalten.

## Modul 0: Risikoabschätzung

### Hintergrund

Die Voruntersuchung dient der Abschätzung, welche Randfaktoren den „Erfolg“ einer Renaturierung wesentlich beeinflussen können. Sie wird anhand einer Checkliste vorgenommen, die ein breites Spektrum an Faktoren umfasst, angefangen bei morphologischen Einschränkungen als auch den Risiken, die sich aus stofflichen Einflüssen ableiten, bis hin zu möglichen Beschränkungen des Wiederbesiedlungspotenzials (zu Letzterem siehe auch die Ausführungen in Kapitel 7.1). Die Bearbeitung der Checkliste kann anhand der Planungsunterlagen sowie weiterer, frei verfügbarer Datengrundlagen (inklusive der Ergebnisse dieses Projektes) vorgenommen werden.

### Formblatt

Das Formular gilt einheitlich für alle betrachteten Gewässertypen (Abbildung 9.3).

In der *linken Spalte* werden die wesentlichen Risikofaktoren aufgeführt; bei Bedarf kann diese Liste um weitere Faktoren ergänzt werden.

Die *Einschätzung des Risikogrades* ist individuell sehr verschieden und lässt sich somit nur schwer quantifizieren. Aus diesem Grund wird auf qualitative Klassen (hoch, mittel, niedrig) zurückgegriffen. Die Festlegung kann im einfachsten Fall per Ankreuzen getroffen werden.

Abbildung 9.3: Formblatt „Risikoabschätzung“ (Uab = Untersuchungsabschnitt)

alle Gewässertypen			
Modul 0 Risikoabschätzung	Einschätzung des Risikos		
	hoch	mittel	gering
Faktoren, die den Langfristserfolg von Renaturierungsvorhaben einschränken			
<b>morphologische Faktoren</b>			
Tiefenerosion			
Querbauwerke (unterhalb des Uab)			
<b>hydrologische Faktoren</b>			
hydraulische Überlastung			
Restwassersituation			
<b>stoffliche Faktoren</b>			
Eutrophierung			
organische Belastung			
<b>physikalisch-chemische Faktoren</b>			
thermische Belastung			
Feinsedimentquellen (oberhalb des Uab)			
<b>Faktoren des Wiederbesiedlungspotenzials</b>			
eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen			
fehlende oder unterbrochene Wander- bzw. Ausbreitungswege			

## Modul 1a: Gewässerstruktur

### Hintergrund

Die Gewässerstrukturkartierung umfasst eine Vielzahl an Parametern, aber nur ein Teil von ihnen steht in einem empirischen Zusammenhang mit den Organismen, dem ökologischen Zustand oder der Nachhaltigkeit hydromorphologischer Maßnahmen. Modul 1a konzentriert sich auf genau diese Parameter. Zum überwiegenden Teil wurden sie den hydromorphologischen Steckbriefen entnommen (Anhang 1). Um das Verfahren nicht zu überfrachten, wurden nicht alle der in den Steckbriefen herausgestellten Parameter berücksichtigt, sondern nur jene, deren Einfluss auf die Ökologie am zwingendsten sind. Die Bewertung erfolgt anhand untenstehender Tabelle, mittels derer die Verbesserungen in Richtung auf das hydromorphologische Entwicklungsziel klassifiziert werden.

### Formblatt

Das Formular existiert in vier verschiedenen typspezifischen Varianten.

In der *linken Spalte* sind ausgewählte Parameter der Gewässerstrukturkartierung aufgelistet; die Parameter orientieren sich an der Ausweisung, wie sie auch für die im Anhang befindlichen Typsteckbriefe vorgenommen wurde (Parameter mit deutlich signifikanten Effekten auf die BQE).

Der Spaltenblock „*Ergebnisse des begleitenden Monitoring*“ ist dafür vorgesehen, die Einschätzung der hydromorphologischen Situation vor und nach der Maßnahmenumsetzung als auch das Entwicklungsziel zu quantifizieren. Hierfür dient die aus der GSG-Kartierung bekannte Klasseneinteilung (Zahlenleiste im Tabellenkopf) in Verbindung mit den aus den Typsteckbriefen übernommenen Ausprägungen im Kernlebensraum (weiße Spalte).

Abbildung 9.4: Formblatt „Gewässerstruktur“ (leere Vorlage).

Gewässertyp 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse										Prognose		
Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)		Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1	Ausprägungen gemäß hydromorphologischem Steckbrief		-	=	+
<b>1. Laufentwicklung</b>												
1.1 Laufkrümmung								gestreckt bis stark geschwungen				
1.3 Längsbänke								wenige bis mehrere				
<b>2. Längsprofil</b>												
2.1 Querbauwerke								keine				
2.5 Strömungsdiversität								mäßig bis groß				
<b>3. Sohlstruktur</b>												
3.2 Substratdiversität								groß				
3.4 bes. Sohlstrukturen								mehrere				
<b>4. Querprofil</b>												
4.4 Breitenvarianz								mäßig bis groß				
<b>5. Uferstruktur</b>												
5.1 Uferbewuchs								durchgehender Uferstreifen mit lebensraumtypischem Wald bzw. lebensraumtypischen Biotopen				
5.3 bes. Uferstrukturen								wenige bis mehrere				
<b>6. Gewässerumfeld</b>												
6.2 Gewässerrandstreifen								durchgehender Gewässerrandstreifen (beidseits) mit lebensraumtypischen Biotopen				

Die Vorgehensweise ist dabei wie folgt.

*Dokumentation des Entwicklungsziels:* Auf Basis der vor der Maßnahme durchgeführten Planung wird das Entwicklungsziel unter Zuhilfenahme der GSG-Kartieranleitung zunächst parameterscharf in die entsprechenden Dotierungsklassen übersetzt. Die Übertragung der Indexpunkte in das Formular erfolgt dann durch Ausgrauung der nicht relevanten, sich jenseits des Entwicklungsziels befindlichen Dotierungsklassen. Hierzu ein Beispiel (siehe Abbildung 9.5): Für den Einzelparameter 1.1 (Laufkrümmung) wird das Entwicklungsziel „mäßig geschwungen“ angestrebt. Dieses entspricht bei einem Tieflandfluss der Dotierung 4. Dementsprechend werden alle höheren Dotierungen (3 bis 1) ausgegrauert.

*Dokumentation der Monitoring-Ergebnisse:* Um die Ergebnisse des begleitenden Monitoring festzuhalten, kann ebenfalls der gelb hinterlegte Spaltenblock verwendet werden. Hierbei steht es dem Anwender selbstverständlich frei, welche Symbole er für die Darstellung der Untersuchungsergebnisse nutzt. Es sollte jedoch darauf geachtet werden, nur solche Zeichen zu verwenden, die bei gemeinsamer Eintragung in ein Feld noch lesbar sind. In untenstehender Abbildung wurden Kreise für die Ergebnisse vor Maßnahmenumsetzung und Kreuze für die Ergebnisse nach Maßnahmenumsetzung benutzt. Auf diese Weise lassen sich auch Parameter abbilden, bei denen keine Verbesserungen zu verzeichnen sind (siehe Laufkrümmung in untenstehendem Beispiel). Die beiden Symbole (Kreis und Kreuz) tauchen auch in allen weiteren Formularen wieder auf.

Mit der entwickelten Methode lässt sich sehr eingängig der Zustand eines Gewässerabschnitts quasi-grafisch darstellen. Unter Zuhilfenahme verschiedener Signaturen visualisiert das Verfahren den zeitlichen Fortschritt der angestrebten Entwicklung:

- Wie war die Ausgangssituation? → Kreise
- Wie ist die aktuelle Situation? → Kreuze
- Wo liegt das Entwicklungsziel? → letztes gelbes Feld.

Abbildung 9.5: Ausschnitt aus dem Formblatt „Gewässerstruktur“ (exemplarische Bearbeitung).

Modul 1a Gewässerstruktur	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum) Ausprägungen gemäß hydromorphologischem Steckbrief	Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1		-	=	+
<b>1. Laufentwicklung</b>											
1.1 Laufkrümmung			○	✗				gestreckt bis stark geschwungen			✗
1.3 Längsbänke	○			✗				wenige bis mehrere		✗	
<b>2. Längsprofil</b>											
2.1 Querbauwerke					○	✗		keine			
2.5 Strömungsdiversität		○		✗				mäßig bis groß		✗	
<b>3. Sohlstruktur</b>											
3.2 Substratdiversität	○			✗				groß			✗
3.4 bes. Sohlstrukturen	○		✗					mehrere			✗

Der Spaltenblock „Prognose“ dient der Einschätzung der zukünftigen Entwicklung. Da eine solche Beurteilung in starkem Maße von der individuellen Situation vor Ort abhängt, wird auch hier (wie schon im Fall der Risikoabschätzung) auf eine feinere Quantifizierung wie auch auf unterstützende Kriterien verzichtet.

Abschließend noch einige Hinweise:

- Ein wesentlicher Baustein der Module 1a und 1b ist das Entwicklungsziel. Hierbei muss unterschieden werden zwischen dem Entwicklungsziel einzelner Renaturierungsmaß-

nahmen und dem Entwicklungsziel des Gewässers. Die Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potenzials ist nicht allein durch Großprojekte realisierbar, sondern auch durch kleinere Maßnahmenvorhaben, deren Umsetzung in gestaffelter zeitlicher Abfolge vorgenommen wird. Das Entwicklungsziel solcher kleineren Vorhaben kann daher im Einzelfall hinter dem zurückbleiben, was in den hydromorphologischen Steckbriefen gefordert wird. Die in den Modulen 1a und 1b genannten Ausprägungen im Kernlebensraum dienen lediglich der Orientierung, um den Rahmen für das finale Entwicklungsziel aller Maßnahmenvorhaben in einem Gewässer- system abzustecken.

- Zur Erfassung von Grundlagendaten sollten auch auf die Möglichkeit optischer Medien (Senkrecht-Luftbilder und Fotodokumentation) zurückgegriffen werden.
- Das verwendete siebenstufige Indizierungssystem wurde lediglich in Anlehnung an das Indexsystem der Gewässerstrukturmkartierung errichtet und sollte keinesfalls als 1:1- Entsprechung oder gar (im Vorgriff auf Modul 1b) als Erweiterung der GSG verstanden werden.

## Modul 1b: Schlüsselhabitante

### Hintergrund

Die potenzielle Wirkung hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen auf den ökologischen Zustand basiert in erster Linie auf der Schaffung von Habitaten für anspruchsvolle Arten bzw. auf der Schaffung von Bedingungen, unter denen diese Habitante entstehen. Ob diese Habitante in der Folge tatsächlich von den angestrebten Lebensgemeinschaften besiedelt werden, ist auch von anderen Faktoren abhängig (z. B. dem Wiederbesiedlungspotenzial). Vor diesem Hintergrund analysiert Modul 1b u. a. Änderungen in der Habitatzzusammensetzung mit einem Fokus auf Habitaten, die eine besondere Bedeutung für anspruchsvolle Fisch- und Makrozoobenthosarten haben. Es erfolgt jeweils ein Vergleich der Habitatzzusammensetzung vor und nach der Renaturierung (bzw. in dem renaturierten Abschnitt und einem nahe gelegenen nicht renaturierten Abschnitt) unter Berücksichtigung der in den Steckbriefen genannten hydromorphologischen Entwicklungsziele.

### Formblatt

Das Formular existiert in vier verschiedenen, typspezifischen Varianten.

In seinem Aufbau gleicht das Formular (Abbildung 9.6), zumindest was seine obere Hälfte betrifft (Sohlhabitante), dem Formblatt des Moduls 1a. Alle dort genannten Erläuterungen gelten folglich auch hier. Ergänzend tritt hinzu, dass die dort aufgeführten Sohlhabitante nicht im Indexsystem der Strukturmkartierung enthalten sind. Für die Übersetzung der textlichen Beschreibung in numerische Klassen mussten folglich eigene Schlüssel definiert werden. Primär wurde hierbei auf die in den Steckbriefen genannten Ausprägungen zurückgegriffen. Für alle Parameter, die nicht in den hydromorphologischen Steckbriefen enthalten sind (Kies und CPOM), wurden zusätzliche Informationsquellen herangezogen (u. a. Typsteckbriefe). Die Einteilung der Klassen entspricht dabei größtenteils derjenigen, die auch Grundlage für die hydromorphologischen Steckbriefe waren (siehe Kapitel 6.2); in einigen Fällen wurden feinere Unterteilungen vorgenommen – beispielsweise bei der Quantifizierung von Totholz, die eine zusätzliche Klasse aufweist (> 0 % bis 2 %).

Alle Übersetzungsschlüssel finden sich am Ende dieses Abschnitts (Tabelle 9.1 und folgende).

Die untere Hälfte des Formulars fokussiert auf wertvolle Strukturen in der Aue. Auf der Ebene der Einzelstrukturen erfolgt die Dokumentation per Ankreuzen. Die erste Zahlenspalte (Kreis)

ist für die Situation vor Maßnahmenumsetzung vorgesehen, die zweite Zahlenspalte (Kreuz) für die Situation nach Maßnahmenumsetzung. Bewertet werden die Strukturen lediglich in ihrer Gesamtheit. Da diese Habitate eher selten anzutreffen sind und in ihrer Ausprägung bzw. ihrer Wirksamkeit auf die Ökologie des Gewässers sehr individuell, können hier keine Bewertungsrichtlinien vorgegeben werden.

Abbildung 9.6: Formblatt „Schlüsselhabitare“ (leere Vorlage)

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche													
Modul 1b Schlüsselhabitare	Ergebnisse des begleitenden Monitoring*							Guter ökologischer Zustand (Kernlebensraum)			Prognose		
	7	6	5	4	3	2	1	Ausprägungen gemäß hydromorphologischem Steckbrief			-	=	+
<b>Sohlhabitare</b>													
Feinsediment ( <i>Psammal</i> + <i>Pelal</i> )								gering: < 10 % (Sand, <u>Schluff</u> , Ton)					
Grobsediment ( <i>Alkal</i> + <i>Lithal</i> )								dominant (v. a. Schotter und Steine, daneben Kies, Blöcke)					
dynamische + lagestabile Substratanteile								dynamisch: (groß bis) sehr groß lagestabil: gering (bis mäßig)					
Totholz ( <i>Xylal</i> )								mäßig: 5-10 %					
Grobes organisches Material (CPOM)								vor allem Laub					
Makrophyten ( <i>Phytal</i> )								Deckung gering bis mäßig, abschnittsweise auch groß, häufig Moose, bei starker Beschattung <u>makrophytenfrei</u>					
<b>Besonders Gerinnstrukturen (a) / Auenhabitare (b)</b>													
Bewertung													
	<b>O</b>	<b>X</b>											
a	→ Nebengerinne		bei Vorhandensein bitte ankreuzen										
	→ Anastomosen		unverzweigt, abschnittsweise mit Nebengerinnen										
b	→ Hochflutrinnen		Ansätze (Flutrinnen, Randsenken)										
	→ Altwässer/Stillgewässer												
	→ Altarme												
	→ Randsenken/Moore												

### Modul 1b: Dotierungsschlüssel

Die nachfolgenden Tabellen übersetzen die textlichen Beschreibungen der Schlüsselhabitare (Steckbriefe) in die numerischen Werte des Dotierungssystems (Modul 1b). Hierzu einige Erläuterungen:

- Psammopelal: In weitgehend unbelasteten Mittelgebirgsgewässern liegt der Anteil von Feinsediment unterhalb 10 %. Sehr geringe Anteile sind i.d.R. ein Indiz für Eingriffe in den Gewässerverlauf (Begradiung), deutlich höhere Werte weisen hingegen auf gestaute Strecken hin. In Tieflandgewässern stellen Sand und Schlamm das dominierende Substrat. Niedrige Anteile sind häufig eine Folge von Ufer- und/oder Sohlbefestigung. Stark erhöhte Anteile von Pelal (Schlamm) sind vielfach auf Staubedingungen zurückzuführen und werden mit dem Dotierungssystem in dieser einfachen Form nicht erfasst.
- Xylal (Totholz) und CPOM: Die Parameter bemessen sich allein an ihrer Häufigkeit.
- Phytal (Makrophyten): Dieser Parameter muss differenziert betrachtet werden. Im Falle der Bäche ist der ungestörte Zustand durch weitgehend fehlenden Bewuchs gekennzeichnet. In Flüssen hingegen zeichnet sich der gute wie auch der sehr gute ökologische Zustand durch großflächigere Vegetationsbestände aus. Zu beachten ist, dass eine solche Situation auch durch Aufstau hervorgerufen werden kann. In so einem Fall sollte die Bewertung durch individuelle Vergabe einer Dotierung durchgeführt werden.

Des Weiteren sei auf die letzte Anmerkung im Abschnitt zu Modul 1a verwiesen.

Tabelle 9.1: Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Psammopelal“.

Anteil Psammopelal	Typ 5	Typ 9	Typ 14	Typ 15
dominant	> 50 %	7	7	1
sehr groß	> 30 - 50 %	7	6	3
groß	> 20 - 30 %	5	4	4
mäßig	> 10 - 20 %	4	3	5
gering	> 5 - 10 %	1	1	6
sehr gering	> 0 - 5 %	3	4	7
fehlend	0 %	6	6	7

Tabelle 9.2: Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Akal“.

Anteil Akal	Typ 5	Typ 9	Typ 14	Typ 15
sehr groß	> 30 %	1	1	1
groß	> 20 - 30 %	1	1	1
mäßig	> 10 - 20 %	3	3	2
gering	> 5 - 10 %	5	5	3
sehr gering	> 0 - 5 %	6	6	4
fehlend	0 %	7	7	5

Tabelle 9.3: Dotierungsschlüssel für den Parameter „Anteil Xylal“.

Anteil Xylal	Typ 5	Typ 9	Typ 14	Typ 15
sehr groß	> 25 %	1	1	1
groß	> 10 - 25 %	1	1	1
mäßig	> 5 - 10 %	3	1	3
gering	> 2 - 5 %	4	3	4
sehr gering	> 0 - 2 %	5	5	5
fehlend	0 %	7	7	7

Tabelle 9.4: Dotierungsschlüssel für den Parameter „CPOM“.

Anteil CPOM		Typ 5	Typ 9	Typ 14	Typ 15
sehr groß	> 25 %	1	1	1	1
groß	> 10 - 25 %	1	1	1	1
mäßig	> 5 - 10 %	3	1	3	1
gering	> 2 - 5 %	4	3	4	3
sehr gering	> 0 - 2 %	5	5	5	5
fehlend	0 %	7	7	7	7

Tabelle 9.5: Dotierungsschlüssel für den Parameter „Phytal“.

Anteil Phytal (submers)		Typ 5	Typ 9	Typ 14	Typ 15
sehr groß	> 50 %	7	5	7	6
groß	> 25 - 50 %	5	2	5	2
mäßig	> 10 - 25 %	3	1	3	1
gering	> 5 - 10 %	2	4	2	3
sehr gering	> 0 - 5 %	1	6	1	4
fehlend	0 %	1	7	1	7

## Modul 2a: Ökologische Bewertung

### Hintergrund

Es sind die Standardverfahren zur ökologischen Bewertung anzuwenden, die auch für das operationelle Monitoring zum Einsatz kommen. Dies sind Perlodes (Makrozoobenthos) und fiBS (Fischfauna). Um nicht nur die Entwicklung des Gesamtzustandes einer Lebensgemeinschaft im Auge zu behalten, sondern auch Informationen über jene Indizes zu dokumentieren, die für das Gesamtergebnis entscheidend sind, sollten, ergänzend zum ökologischen Zustand, auch alle Core Metrics (Perlodes) bzw. Qualitätsmerkmale (fiBS) separat nachgehalten werden. Darüber hinaus wurden weitere Indizes in das Verfahren aufgenommen, die den Zustand wichtiger funktionaler Teilzönosen bzw. Gilden abbilden.

### Formblatt MZB

Das Formular existiert in vier verschiedenen, typspezifischen Varianten.

Der linke Abschnitt ist für die Dokumentation der Ergebnisse vorgesehen (Abbildung 9.7). Unterschieden wird hier zwischen der Gesamtbewertung (MMI), den Bewertungsbausteinen (Core Metrics) und weiteren Metriks, die für den jeweiligen Gewässertyp wertvolle Zusatzinformationen liefern. Neben dem Saprobenindex und einem Diversitätsmaß finden sich hier v. a. Ernährungs- und Habitatpräferenzen. Einige der Indizes (z. B. Holzfresser, Zerkleinerer) sind von typübergreifender Bedeutung, andere nur für bestimmte Gewässertypen in stärkerem Maße relevant (z. B. Akal-Besiedler, Phytal-Besiedler).

Abbildung 9.7: Formblatt „Ökologische Bewertung MZB“ (leere Vorlage).

Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche									
Modul 2a Ökologische Bewertung / MZB	Ergebnisse		Scores		Ziel → I	Reaktion auf Renaturierung	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X			-	=	+
<b>Gesamtbewertung</b>									
Multimetrischer Index					0,60	Zunahme			
<b>Core Metrics</b>									
Faunaindex Typ 05					0,60	Zunahme			
Anteil EPT (HK)					0,60	Zunahme			
Anteil Hyporhithral					0,60	Abnahme			
Rheoindex (HK)					0,60	Zunahme			
<b>ergänzende Metriks</b>									
Saprobenindex						Abnahme			
Diversität (Margalef)						indifferent <sup>3</sup>			
Anteil Holzfresser <sup>1</sup>						Zunahme			
Anteil Zerkleinerer <sup>1</sup>						Zunahme			
Anteil Weidegänger <sup>1</sup>						Abnahme			
Anteil Akal-Besiedler <sup>2</sup>						Zunahme			
Anteil Phytal-Besiedler <sup>2</sup>						Abnahme			
Anteil CPOM-Besiedler <sup>2</sup>						Zunahme			

Für jeden Metrik lassen sich die *Ergebnisse* aus den Untersuchungen vor und nach Maßnahmenumsetzung in die entsprechenden Spalten (Kreise bzw. Kreuze) protokollieren. Für die Bewertungsindizes gibt es zwei zusätzliche Spalten zur Aufnahme der *Scores* (normierte Ergebnisse). Hier ist zudem der Zielwert von 0,60 angegeben, der die Klassengrenze zum guten ökologischen Zustand repräsentiert. Da diese Grenze streng genommen nur für den Multimetrischen Index gilt, wurden die übrigen Zahlenwerte ausgegraut; sie können jedoch als Richtwerte angesehen werden, ab der die unverbindliche Qualitätsklasse „gut“ erreicht wird.

Die Spalte „*Reaktion auf Renaturierung*“ gibt an, wie ein Index üblicherweise auf eine Verbesserung der ökologischen Rahmenbedingungen reagiert. Möglich sind hier die Einträge Zunahme, Abnahme und indifferent. Bei Indizes mit indifferentem Verhalten werden in der Fußzeile der Tabelle Zusatzinformationen gegeben.

Anders als bei der Behandlung der hydromorphologischen Parameter (Module 1a und 1b) ist die Abgabe einer seriösen Prognose über die zukünftige Entwicklung auf der Ebene einzelner Metriks kaum möglich. Aus diesem Grund wird die Prognose bei den biologischen Komponenten durch eine semiquantitative *Bilanzierung der bisherigen Entwicklung* ersetzt.

### Formblatt Fischfauna

Das Formular gilt einheitlich für alle betrachteten Gewässertypen.

Der Aufbau des Formulars entspricht weitgehend demjenigen des Makrozoobenthos. Aufgrund der gewässertypunabhängigen Struktur des Bewertungssystems (fiBS) wurde jedoch für alle vier Gewässertypen ein einheitliches Set an Indizes herangezogen. Ein weiterer Unterschied betrifft die Spalte *Ziel*. Da die Angabe von Richtwerten bei den sechs Qualitätsmerkmalen nicht sinnvoll ist, wurden die entsprechenden Felder geschwärzt.

Abbildung 9.8: Formblatt „Ökologische Bewertung Fische“ (leere Vorlage).

Gewässertyp 14: Sandgeprägte Tieflandbäche									
Modul 2b Ökologische Bewertung / Fische	Ergebnisse		Scores / Klassen		Ziel →	Reaktion auf Renaturierung	bisherige Entwicklung		
	O	X	O	X			–	=	+
<b>Gesamtbewertung</b>									
Gesamtmittel fiBS					2,51	Zunahme			
<b>Qualitätsmerkmale</b>									
1 Arten-/Gildeninventar					2,51	Zunahme			
2 Artenabundanz/ Gildenverteilung					2,51	Zunahme			
3 Altersstruktur					2,51	Zunahme			
4 Migration					3	Zunahme			
5 Fischregion					3	Zunahme			
6 dominante Arten					3	Zunahme			
<b>ergänzende Metriks</b>									
Fischregionsindex (FRI)						indifferent <sup>1</sup>			
Abweichung von FRI Referenz						Abnahme			
Leitartenindex						Zunahme			
Community Dominance Index						Abnahme			

## Modul 2b: Schlüsselindikatoren

### Hintergrund

Unter Schlüsselindikatoren sind solche Spezies zu verstehen, von denen aus vorliegenden Untersuchungen bekannt ist, dass sie schnell auf morphologische Veränderungen reagieren, die gleichzeitig aber auch charakteristisch für bestimmte Gewässertypen sind. Für das Makrozoobenthos eignen sich insbesondere Arten, die auf „hochwertige“ Kleinlebensräume angewiesen sind; zu nennen wären hier Totholz (alle Gewässer) und Kies (Tieflandgewässer). Bei den Fischen steht u. a. das Jungfischaufkommen ausgewählter Arten im Fokus. Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen den Reproduktionserfolg vieler Arten direkt und führen bereits im Jahr nach der Maßnahmen zu einem verstärkten Aufkommen von Jungtieren (z. B. durch verbesserte Laichsubstrate). Aufgrund der genannten Eigenschaften sind diese Arten (MZB und Fische) in besonderer Weise für eine frühzeitige Diagnose morphologischer Veränderungen geeignet.

Für die Auswahl der Schlüsselarten des MZB wurde größtenteils auf die in den Typsteckbriefen genannten Spezies zurückgegriffen. Dies kann natürlich nur ein erster Entwurf sein, der einer späteren Überarbeitung bedarf. Ziel der Überarbeitung muss es ein, bestehende Arteinträge zu überprüfen, als auch die Liste deutlich zu erweitern. Die Auswahl der Schlüsselarten bei den Fischen geschah im Wesentlichen auf der Grundlage der entsprechenden Referenzlisten.

### Formblatt

Modul 2b existiert in vier verschiedenen, typspezifischen Varianten.

Das Formular ist zweigeteilt. Die linke Hälfte listet die Arten des MZB auf, die rechte Hälfte diejenigen der Fischfauna. Anzugeben ist jeweils die absolute Häufigkeit. Die Erläuterung der Symbole (Kreise bzw. Kreuze) wurde bereits an früherer Stelle vorgenommen. Für die Bilanzierung der bisherigen Entwicklung sei auf den vorangehenden Abschnitt verwiesen.

Abbildung 9.9: Formblatt „Schlüsselindikatoren“ (leere Vorlage).

Modul 2b Schlüsselindikatoren	Häufigkeit			bisherige Entwicklung			Fischfauna	Häufigkeit			bisherige Entwicklung		
	O		X	-	=	+		O		X	-	=	+
	Makrozoobenthos (gemäß Typsteckbrief)												
<i>Ephemera danica</i>							Bachforelle	gesamt					
<i>Isoptena serricornis</i>								0+					
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>							Bachneunauge	gesamt					
<i>Goera pilosa</i>								0+					
<i>Hydropsyche saxonica</i>							Erlitz	gesamt					
<i>Lepidostoma basale</i>								0+					
<i>Lype</i> sp.							Groppe/Mühlkoppe	gesamt					
<i>Micropterna sequax</i>								0+					
<i>Notidobia ciliaris</i>							Gründling	gesamt					
<i>Potamophylax</i> sp.								0+					
<i>Sericostoma personatum</i>													

### **Modul 3: Naturschutzfachliche, soziokulturelle und ökonomische Aspekte**

#### Hintergrund

Das Modul kann immer dann zur Anwendung kommen, wenn für ein Renaturierungsvorhaben natur-schutzfachliche, soziokulturelle und/oder ökonomische Ziele definiert werden.

- naturschutzfachliche Aspekte: Habitate in der Aue mit entsprechenden Lebensgemeinschaften (semiaquatisch, terrestrisch), v. a. FFH-Arten und FFH-Lebensraumtypen sowie auentypische Vegetation;
- soziokulturelle bzw. sozio-ökonomische Aspekte: Freizeit und (Nah-)Erholung, Landschaftsbild und Landschaftserleben, Tourismus.

#### Formblatt

Auf die Ausarbeitung eines Formulars wurde verzichtet, da ein vorgefertigtes Schema als ungeeignet erachtet wird. So wäre eine zu grobe Ausführung nur bedingt geeignet, um die teilweise sehr speziellen Zwecke eines Renaturierungsvorhabens zu bedienen. Auf der anderen Seite würde eine dezidierte Auflistung aller denkbaren Ziele das Formular so umfangreich machen, dass es den Anspruch der Handlichkeit ad absurdum führen würde.

## Zusammenfassung

Das Formular gilt einheitlich für alle betrachteten Gewässertypen und dient dazu, die Ergebnisse aller Module in einer Übersicht zu veranschaulichen. Die Zusammenfassung der Modulergebnisse ist folgendermaßen gedacht:

- Bewertung A: Quantifizierung anhand der Anzahl der Risikoausprägungen hoch (rote Signatur), mittel (gelbe Signatur) und gering (grüne Signatur)
- Bewertung B: Quantifizierung anhand der Mittelwerte über alle Einzelparameter, separat für die Ergebnisse vor bzw. nach Maßnahmenumsetzung (Kreis bzw. Kreuz) sowie für das Entwicklungsziel (Pfeil)
- Entwicklung und Prognose: Quantifizierung anhand der Anzahl an ausgewiesenen Tendenzen (abnehmend, gleichbleibend, steigend)

Eine Verrechnung aller Modulergebnisse zu einem Gesamturteil ist nicht vorgesehen.

Abbildung 9.10: Formblatt „Zusammenfassung“ (leere Vorlage).

alle Gewässertypen												
Zusammenfassung	Bewertung A <sup>1</sup>			Bewertung B <sup>2</sup>			bisherige Entwicklung <sup>3</sup>			Prognose <sup>3</sup>		
	O	X	→	—	=	+	—	=	+			
<b>Risikofaktoren</b>												
Gesamturteil												
<b>Modul 1a (Gewässerstruktur)</b>												
Gesamturteil												
<b>Modul 1b (Schlüsselhabitante)</b>												
Gesamturteil												
<b>Modul 2a (Ökologische Bewertung)</b>												
MZB												
Fischfauna												
<b>Modul 2b (Schlüsselindikatoren)</b>												
MZB												
Fischfauna												
<b>Modul 3 (Naturschutz, Kultur, Ökonomie)</b>												
Gesamturteil												

## 10 Quellenangaben

- Ahrens, U. (2007): Gewässerstruktur: Kartierung und Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2006/07. Flintbeck.
- Altmüller, R. (2002): Feinsedimente in Fließgewässern – unterschätzte Schadstoffe aus menschlicher Nutzung. NNA-Berichte 2/2002, 93 - 96.
- Altmüller, R. & Dettmar, R. (1996): Unnatürliche Sandfracht in Geestbächen – Ursachen, Probleme und Ansätze für Lösungsmöglichkeiten am Beispiel der Lutter. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 16, 222 - 237. Hannover.
- Altmüller, R. & Dettmar, R. (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten in Fließgewässern. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 4, 192 - 204. Hannover.
- Altmüller, R., Dettmar, R., Horny, N. & Ratzbor, G. (2006): Wiedereinbringung von Kies in Heidebäche und Erfolgskontrolle am Beispiel der Fischfauna. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 4, 205 - 213. - Hannover.
- Arle, J. & Wagner, F. (2011): Die Bedeutung der Gewässerstruktur für das Erreichen des guten ökologischen Zustands in den Fließgewässern des Freistaates Thüringen. In: Jähnig, S., Hering, D., Sommerhäuser, M. (Hrsg.): Limnologie aktuell. Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers (13), Bd. 13, 207 - 233.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012): Potenzielle natürliche Vegetation (PNV) Bayern. ([http://www.lfu.bayern.de/natur/potentielles\\_naturliche\\_vegetation/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/natur/potentielles_naturliche_vegetation/index.htm) [20.02.2014])
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2003): Integrierte ökologische Bewertung von bayerischen Fließgewässern südlich der Donau. Abschlussbericht. München/ Wielenbach.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2005): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Pythobenthos. München.
- Benda, L. & Miller, D. (2003): Wood Recruitment Processes and Wood Budgeting. In: American Fisheries Society Symposium, 37, 49 - 73. Bethesda, Maryland.
- Biologen im Arbeitsverbund (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeföhrter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL. Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 123 pp.
- Birk, S. & Willby, N. (2011): CBriGIG Macrophyte Intercalibration Exercise – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 report. Joint Research Institute, Ispra (IT): 41 pp.
- Birk, S., Willby, N., Chauvin, C., Coops, H. C., Denys, L., Galoux, D., Kolada, A., Pall, K., Pardo, I., Pot, R. & Stelzer, D. (2007): Report on the Central Baltic River GIG Macrophyte Intercalibration Exercise, June 2007.
- Bisson, P. A. & Wondzell, S. M. (2003): Trends in Using Wood to Restore Aquatic Habitats and Fish Communities in Western North American Rivers. In: American Fisheries Society Symposium 37, 391 - 406. Bethesda, Maryland.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C.K., Biss, R. & Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. Limnologica, 34: 416-432.
- Briem, E. & Mangelsdorf, J. (2002): Fließgewässerlandschaften in Bayern. (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hrsg.). München.
- Brunke, M. (2008): Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. In: HW 52, Heft 5, 234 - 244.

- Brunke, M., Purps, M. & Wirtz, C. (2012): Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen. In: HW 56, Heft 3, S. 100 - 110.
- Bucher, R. (2002): Feinsedimente in Fließgewässern – Auswirkungen auf den Fischrückgang. In: Fischnetz-Info, 9/2002, 6 - 8. Dübendorf.
- Bucher, R. (2002): Feinsedimente in schweizerischen Fließgewässern. Einfluss auf die Fischbestände. Projekt Fischnetz, EAWAG, Hrsg. Dübendorf.
- Buddensiek, V., Ratzbor, G. & K. Wächtler (1993): Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. Natur und Landschaft 68, 47 – 51.
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Schwerin.
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2002): Gewässerstrukturmöglichkeiten in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren. Kulturbund-Verlag GmbH, Berlin.
- Bunzel-Drücke, M., Zimbal, O., Schütz, C. (2007): Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Fluss-Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe, Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Büro für Auen- und Gewässerentwicklung (2010): Die gewässermorphologische Effektivität und Effizienz von Rückbaumaßnahmen an Fließgewässern. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG), Mainz, 51 pp.
- Cutler, D. R.; Edwards, T. C.; Beard, K.H.; Cutler, A.; Hess, K. T.; Gibson, J. & Lawler, J. J. (2007): Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology*, 88 (11), 2783 - 2792.
- Dedecker, A.P., Van Melckebeke, K., Goethals, P.L.M & De Pauw, N. (2007): Development of migration models for macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium) as tools for restoration management. *Ecological modeling* 203:72-86.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2010): Neue Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern. Merkblatt DWA-M 610.
- Deutscher Rat Für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Jg. 81, S. 123–127.
- Dickhaut, W. & Schwark, A. (2006): Überprüfung der Leitbildzuordnung der Wümme und ihrer Nebengewässer Fintau, Wiedau und Rodau. Hamburg.
- Dierssen, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca* 56: 1-289.
- Düll, R. (2010): Autökologie der Moose Mitteleuropas (Florenelement, Gesamtverbreitung, Ökologischer Zeigerwert, Bioindikatoren (Hemerobiegrad und Toxitoleranz) sowie Höhenverbreitung, Standort, Lebensform und Besiedlungstyp (lifestrategy): 1-289.
- Dussling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- Ehlert, T., Pottgiesser, T. & Koenzen, U. (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. LUA-M 34. Essen.
- Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EA-WAG), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Fürstentum Lichtenstein, alle schweizerischen Kantone, Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie (SGCI), Schweizerischer Fischerei-Verband (SFV), Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin (FIW), Universität

Bern, Universität Basel (Hrsg.) (2004): Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlußbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz „Fischnetz“. Dübendorf, Bern.

Elith, J. & J. Leathwick (2013): Boosted regression trees for ecological modelling. ([cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf](http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf) [16.12.2013])

Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T. (2008): A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77: 802-813

Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T. (2008): A working guide to boosted regression trees: Online Appendices S1 – S3. ([www.blackwell-synergy.com/doi/full/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x](http://www.blackwell-synergy.com/doi/full/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x) [Stand: 05.08.2013] [16.12.2013])

Engström, J., Nilsson, Ch. & Jansson, R. (2009): Effects of stream restoration on dispersal of plant propagules. Journal of Applied Ecology 46: 397-405.

European Environment Agency (EEA) (2000): CORINE land cover technical guide - Addendum2000. ([www.eea.europa.eu/publications/tech40add](http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add) [16.12.2013])

Fierz, J.-M. (2009): Einfluss von Habitatsparametern auf die Populationsstruktur und Biomasse von Bachforellen (*Salmo trutta fario*) sowie die Artenvielfalt der Fischfauna. Masterarbeit an der Universität Zürich, Abteilung Fischökologie und Evolution. Zürich.

Fleischhacker, T. & Kern, K. (2005): Hydromorphologische Referenzbedingungen für die Elbe von Schmilka bis Geesthacht (Strom-km 0,0 bis 585,9). Abschlussbericht. Koblenz.

Garniel, A. (2008): Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben. Informationen zum Verständnis als Grundlage für Erhaltungs- und Fördermaßnahmen in Schleswig-Holstein und Hamburg. Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg 24: 1-221.

Grime, J.P., Hodsgdon, J. G. & Hunt, R. (1988): Comparative plant ecology - a functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.

Gurnell, A.M., Gregory, K.J. & Petts, G.E. (1995): Case Studies and Reviews. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. In: Aquatic Conversation: Marine and Freshwater Ecosystems, VOL. 5, 143 - 166.

Gurnell, A.M. (Hrsg.) (2003): The ecology and management of wood in world rivers. In: American Fisheries Society, Symposium 37, 391 - 406: Bethesda, Maryland.

Harnischmacher, S. & Zepp, H. (2003): Fluvialmorphologische Untersuchungen als Planungshilfen für die Renaturierung kleiner Fließgewässer. In: Wasser & Boden 55, Heft 6, S. 29 - 32.

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) (2008): Handbuch zur Umsetzung der WRRL in Hessen.

(<http://www.flussgebiete.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/service/grundsatzdokumente/> [20.02.2014])

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2004): Entwicklung einer (Abschnitts-) Typologie für den natürlichen Rheinstrom. Endbericht. Essen.

Jäger, D. (2005): Die Makrophyten-Vegetation ausgesuchter Fließgewässer des Vorarlberger Rheintals als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands. Dissertation an der Universität Hohenheim. Hohenheim.

Jähnig S.C. & Lorenz A.W. (2008): Substrate-specific macroinvertebrate diversity patterns following stream restoration. Aquatic Sciences 70: 292-303.

Januschke, K., Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz, A.W. & Hering, D. (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82: Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Außen, 23-39.

Kail, J. (2005): Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective. Dissertation an der Universität Duisburg-Essen, Essen.

Kail, J. (2009): Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern: Untersuchungen am Beispiel des Makrozoobenthos. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 82: 40-47.

Kail, J. & Hering, D. (2009): The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of central european mountain streams. River Research and Applications, 25 /5, 537 - 550.

Kail, J. & Wolter, C. (2011): Die deutschen Maßnahmenprogramme zu Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Fließgewässern: Maßnahmen-Schwerpunkte, potenzielle ökologische Wirkung und Wissensdefizite. In Jähnig, S., Hering, D. and Sommerhäuser, M. (Eds.), Fliessgewässerrenaturierung heute und morgen - Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart, 13, 207-233.

Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. In: Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65. (Bundesamt für Naturschutz, Hrsg.). Bonn, Bad Godesberg.

Koenzen, U., Döbbelt-Grüne, S. & Reuvers, C. (2008): Auswirkungen naturnaher Rückbaumaßnahmen und naturnaher Laufabschnitte – Gezielte Nutzung von Strahlwirkungen und Trittsteineffekten zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im EZG Eifel-Rur. Systemanalyse und Entwicklung einer regelbasierten Entscheidungshilfe für die Bewirtschaftungsplanung an der Eifel-Rur. Gutachten im Auftrag des Wasserverbandes Eifel-Rur (WVER), Düren. Planungsbüro Koenzen, Hilden. (verfügbar unter: [wiki.flussgebiete.nrw.de](http://wiki.flussgebiete.nrw.de))

Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa 18. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2001): Leitbilder für die Fließgewässer Schleswig-Holsteins. Flintbeck.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (2012a): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Recklinghausen.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (2012b): Strahlwirkung zum Ausgleich morphologischer Defizite in Fließgewässern. Abschlussbericht. Recklinghausen.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (1999): Gewässertypenatlas. Mainz.

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern & Biota (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex (Stand Februar 2002). Güstrow.

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2005): Fließgewässertypisierung in Mecklenburg-Vorpommern. In: Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2005, Heft 3. Güstrow.

Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (Hrsg.) (2005): Naturnahe Fließgewässer in Baden-Württemberg. Referenzstrecken. Karlsruhe.

Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (2012): Typisierung potamaler Altgewässer in Sachsen-Anhalt. Endbericht. Magdeburg.

Landesfischereiverband Bayern e.V. (2007): Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. München.

Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. In: Studien und Tagungsberichte, Band 33. Potsdam.

Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2005): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Bericht zur Bestandsaufnahme für das Land Brandenburg. Potsdam.

Landesumweltamt (LUA) NRW (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung. LUA-Merkblatt 14. Essen.

Landesumweltamt (LUA) NRW (Hrsg.) (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. LUA-Merkblatt 17. Essen.

Landesumweltamt (LUA) NRW (Hrsg.) (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LUA-Merkblatt 30. Essen.

Landesumweltamt (LUA) NRW (Hrsg.) (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalens. LUA- Merkblatt 36. Essen.

Landesumweltamt (LUA) NRW (Hrsg.) (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. LUA Merkblatt 41. Essen.

Landsdown, R. & Wade, P. M. (2001): Determining the ecological requirements of floating water plantain (*Luroniumnatans* (L.) RAFINESQUE). Ardeola Environmental Services, n. publ.

Lucas, M. C. & Barras, E. (2000): Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment, Fish and fisheries, 1:283-316

LUWG (2010): Studie LUWG RLP, unveröffentlicht

Madsen, B. L. & Tent, L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse. Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Hamburg.

Maloney, K.O., Dodd, H.R., Butler, S.E. & Wahl, D.H. (2008): Changes in macro-invertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. Freshwater Biology 53:1055-1068.

Meier, C., J. Böhmer, R. Biss, C. K. Feld, P. Haase, A. Lorenz, C. Rawer-Jost, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann, A. Zenker & D. Hering (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. ([www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de))

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) Schleswig-Holstein (2008): Übersicht der Fließgewässertypen in Schleswig-Holstein.

([http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/04\\_FluesseBaechte/01\\_Fliessgewaessertypen/ein\\_node.html](http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/04_FluesseBaechte/01_Fliessgewaessertypen/ein_node.html) [20.02.2014])

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (Hrsg.) (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen Ausbau und Unterhaltung. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) (2007): Richtlinie für die naturnahe Unterhaltung und Entwicklung von Fließgewässern im Land Brandenburg. Potsdam.

Nestmann, F., & Büchele, B. (Hrsg.) (2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Karlsruhe.

- Olsson, T.I. & Persson, B.-G. (1988): Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Archiv für Hydrobiologie* 113, 621-627.
- Pander, J. & Geist, J. (2013): Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators*, 30, 106-118.
- Parkyn, S., Collier, K., Clapcott, J., David, B., Davies-Colley, R., Matheson, F., Quinn, J., Shaw, W. & Storey, R. (2010): The Restoration Indicator Toolkit. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd, Hamilton, New Zealand, 134 pp.
- Podraza, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81: 21-25.
- Porley, R. & Hodgetts, N. (2005): Mosses & Liverworts. HarperCollins, London.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang. ([www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?lang=de](http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?lang=de) [20.02.2014])
- Radinger, J. & Wolter, C. (2013): Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish and Fisheries*. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12028>
- Radinger, J., Kail, J. & Wolter, C. (2013): FIDIMO – A free and open source GIS based dispersal model for riverine fish. *Ecological informatics*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.06.002>
- Rasper, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. Leitbilder und Referenzgewässer. (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hrsg.). Hildesheim.
- R Development Core Team (2011): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ([www.R-project.org](http://www.R-project.org))
- Reinartz, R. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns. Literaturstudie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt Referat57 / Gewässerökologie. Wielenbach.
- Richter, S. (2006): Sensitivität und Skalenabhängigkeit signifikanter Belastungen in Flusseinzugsgebieten im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation Universität Kassel, Fachbereich Bauingenieurwesen. Kassel.
- Rickli, C. & Bucher, H. (Eidgenössische Forschungsanstalt WSL) (2006): Schutzwald und Schwemmholtz in Wildbacheinzugsgebieten. In: FAN Agenda 01/2006.
- Ridgeway, G. (2013): The gbm Package. Package for R. ([cran.r-project.org/web/packages/gbm/](http://cran.r-project.org/web/packages/gbm/) (Stand: 15.07.2013) [16.12.2013]).
- Ridgeway, G. (2007): Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package. ([gradientboostedmodels.googlecode.com/git/gbm/inst/doc/gbm.pdf](http://gradientboostedmodels.googlecode.com/git/gbm/inst/doc/gbm.pdf) (Update 2012) [20.02.2014]).
- Rolauffs, P.; Meier, C.; Hering, D.; Böhmer, J.; Schaumburg, J. & Mischke, U. (2010): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie - Schlussbericht, UBA-Forschungsprojekt Förderkennzeichen: 3707 28 201. Essen.
- Rosgen, D. (1996): Applied river morphology. Colorado.
- Schattmann, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mit- telgebirges (Typ5). In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, 86-92.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., Gutowski, A. (2012): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Teilvorhaben Makrophyten & Phytophyllos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamts (FKZ 3707 28 201), 550 S., Augsburg/Wielenbach

Schmutz, S.; Melcher, A.; Muhar, S.; Zitek, A.; Poppe, M., Tr autwein, C. & Jungwirth, M. (2007): MIRR-Model-based instrument for River Restoration. Entwicklung eines strategischen Instruments zur integrativen Bewertung ökologischer Restaurationsmaßnahmen an Fließgewässern. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich.

Schütz, C.; Neitzke, A.; Bunzel-Drüke, M. (2008): Anmerkung zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 29–34.

Seidel, M., Räpple, B. & Mutz, M. (2008): Holzeinsatz in Tieflandbächen – Kosten und Nutzen technischer und naturnaher Varianten. DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Konstanz.

Sommerhäuser, M. (2003): Strengthening the implementation capacities for nutrient reduction and transboundary cooperation in the Danube river basin. Activity 1.1.6 “Developing the typology of surface waters and defining the relevant reference conditions. Final Report. UNDP/GEF Danube Regional Project. Essen/Wien.

Sondermann, M., Gies, M., Hering, D., Schröder, M., Feld, C.K. (in prep.): Modelling the effect of in-stream and terrestrial barriers on the dispersal of aquatic insect species: a case study from a Central European mountain catchment.

Stoll, S., Sundermann, A., Lorenz, A.W., Kail, J. and Haase, P. (2013): Small and impoverished regional species pools constrain colonisation of restored river reaches by fishes. Freshwater Biology, 58: 664–674.

Staatliches Umweltamt (StUA) Minden (Hrsg.) (2001): Morphologische Leitbildentwicklung für die Weser in NRW als Grundlage für die Gewässerstrukturgütekartierung. Minden. Bearbeitung: Planungsbüro Koenzen, Hilden. (unveröffentlicht)

Stadt Braunschweig (Hrsg.) (2008): Fortschreibung des Gewässerentwicklungsplanes Wabe/Mittelriede für das Stadtgebiet Braunschweig. Hannover.

Strohmeier, P. (2005): Verschlammung und Versandung oberfränkischer Fließgewässer. Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V. (Hrsg.), Bayreuth.

Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Journal of Applied Ecology 21: 1962-71

Thiele, V., Gräwe, D. & Blumrich, B. (2006): Fließgewässertäler in Mecklenburg-Vorpommern - typologische und faunistische Aspekte (Lepidoptera). In: Arch. Freunde Naturg. Mecklenb. XLV 2006, 39 - 53.

Tetzlaff, B., Schreiner, H., Vereecken, H. & Wendland, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen. Schriftenreihe des Forschungszentrums Jülich, Band/Volume 29.

Twelbeck, R. (2005): LUWG-Publikation - Ökologische Aussagekraft der Gewässerstrukturgüte Gewässerstruktur und Fischzönosen in den Fließgewässern der Mittelgebirge von Rheinland-Pfalz, Mainz, unveröffentlicht.

Volker, J. & Borchardt, D. (2007): Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung – Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die Umsetzung der WRRL in Bezug auf die Monitoringplanung und im Hinblick auf lokale, regionale und überregionale Umweltziele. Abschlussbericht. Gutachten im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Universität Kassel. Verfügbar unter: [www.usf.uni-kassel.de](http://www.usf.uni-kassel.de)

Von Bertrab, M.G., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F. & Hering, D. (2013): Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? Ecological Indicators 24: 589-598.

Wagner, F. & Arle, J. (2007): Die Bedeutung verschiedener Umweltfaktoren für das Erreichen des "guten ökologischen Zustandes" Analyse vorhandener Daten zum Makrozoobenthos, der

Fischfauna, der Gewässerstruktur, der chemischen Qualität und der Erosionsdaten aus Thüringer Fließgewässern - Abschlussbericht. Studie im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Institut für Gewässerökologie und Fischereiökologie Jena. (unveröffentlicht)

Wagner, F. (2011): Die Bedeutung verschiedener Umweltfaktoren für das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ (Fischfauna). Studie im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Institut für Gewässerökologie und Fischereiökologie Jena. (unveröffentlicht)

Weyer, K. van de (2004): Die Bewertung von Fließ- und Stillgewässern mit Makrophyten gemäß EU-WRRL und FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht (Köln). Werder.

Weyer, K. van de (2008a): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LANUV-Arbeitsblatt 3. Recklinghausen.

Weyer, K. van de (2008b): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, Januar 2008, S. 67-70. Bonn.

Wupperverband (2008): Vergleich detaillierter Nachweisverfahren nach BWK-Merkblatt 3 (hydrologisch-hydraulisch-biologisch) für das Morsbacheinzugsgebiet. Abschlussbericht. Wuppertal.