

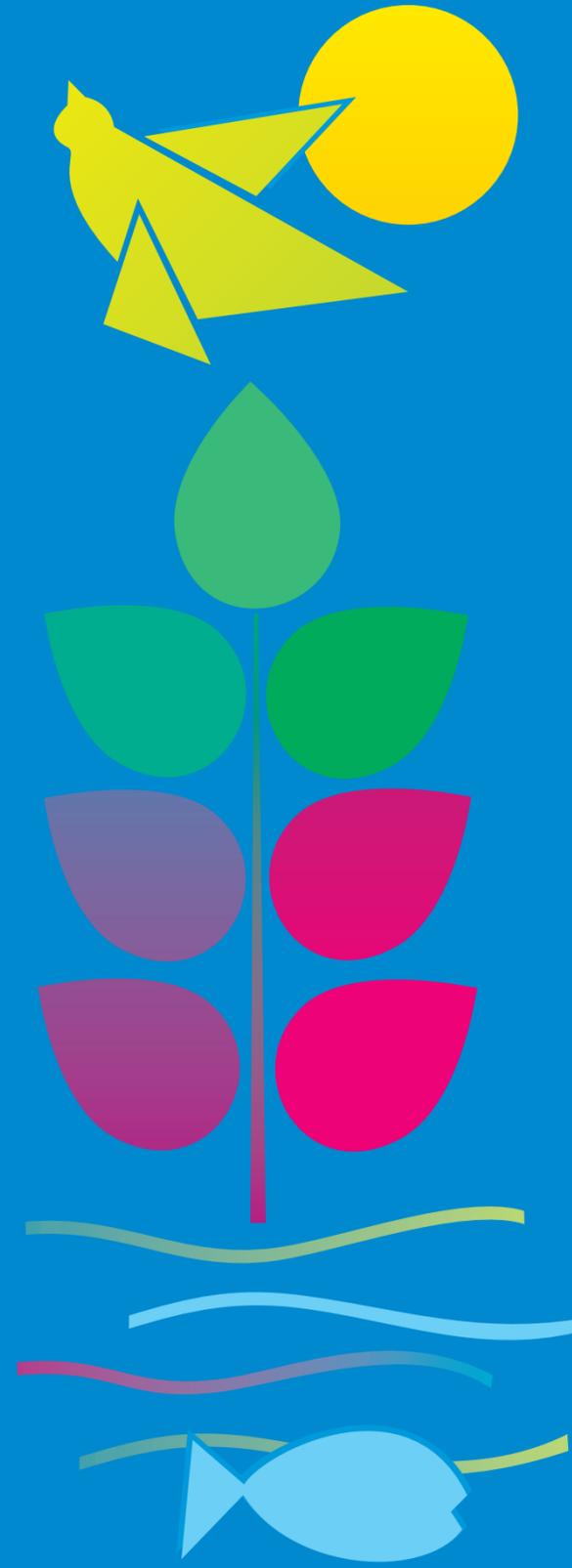
Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82, 2009, Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen

Verbesserung
der biologischen
Vielfalt in
Fließgewässern
und ihren Auen

Nr. 82
2009

ISSN 0930-5165

Deutscher Rat für Landespflege



Deutscher Rat für Landespflege

in Zusammenarbeit mit:



Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen

Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Verbesserungsmöglichkeiten für die biologische Vielfalt in ausgebauten Gewässerabschnitten" (FKZ 3507 85 050-K 1)
vom 19. November 2007 bis 31. März 2009

Das Projekt wurde gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und durch die Lennart-Bernadotte-Stiftung.



LENNART-BERNADOTTE-STIFTUNG

Heft 82 - Mai 2009

SCHRIFTENREIHE DES DEUTSCHEN RATES FÜR LANDESPFLEGE

ISSN 0930-5165

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

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

Fachbetreuung: BfN-Fachgebiet II 2.2

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

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

Herstellung und Auslieferung:
Druck Center Meckenheim (DCM)
Werner-von-Siemens-Str. 13, 53340 Meckenheim

Papier dieser Ausgabe aus chlorfrei gebleichtem Zellstoff.

Inhalt

Seite

Deutscher Rat für Landespflege	1	Einleitung	9
Deutscher Rat für Landespflege	2	Ökologische, programmatische und rechtliche Grundlagen	11
	2.1	Ökologische Grundlagen	11
	2.2	Die Konzepte „Biotopverbund“ und „Strahlwirkung“	13
	2.3	Programmatische Grundlagen: Konvention über die biologische Vielfalt, Nachhaltigkeitsstrategie und Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt	16
	2.4	Rechtliche Grundlagen	17
	2.5	Schlussfolgerungen	22
Kathrin Januschke Andrea Sundermann Claudia Antons Peter Haase Armin Lorenz Daniel Hering Jochem Kail	3	Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands	23
	3.1	Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf Gewässerstruktur und verschiedene Organismengruppen	23
	3.2	Untersuchungen im Längsverlauf	35
	4	Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern: Untersuchung am Beispiel des Makrozoobenthos	40
	4.1	Einleitung	40
	4.2	Untersuchungsansatz	40
	4.3	Ergebnisse zur Strahlwirkung	42
	4.4	Schlussfolgerungen für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern	46
Martin Halle	5	Operationalisierung von Migrationswirkungen auf den ökologischen Gewässerzustand von grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (Fließgewässertyp 5) unter Berücksichtigung von Biotopverbundaspekten	48
	5.1	Einleitung	48
	5.2	Vorbemerkung zu Migrationswirkungen, Biotopverbundplanungen und Zielerreichung gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie	48
	5.3	Modellvorstellungen zu Migrationswirkungen vor dem Hintergrund der in Kapitel 4 dargestellten Untersuchungsergebnisse	49
	5.4	Regelaufstellung zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen des Makrozoobenthos von Teilabschnitten ganzer Wasserkörper unter Berücksichtigung permanenter Migrationswirkungen	50
	5.5	Aggregationsregel für eine repräsentative Gesamtbewertung der „potenziellen ökologischen Zustandsklasse“ ganzer Wasserkörper	54
	5.6	Anwendung des Regelsystems am Beispielschema	54
	5.7	Flächenbedarf von Gewässerentwicklungskorridoren	55
	5.8	Zusammenfassung	59
Deutscher Rat für Landespflege	6	Bestandsaufnahme: Lebensräume, Arten und Artengruppen in Flusseinzugsgebieten Deutschlands	60
	6.1	Fließgewässer- und Auen-Lebensräume	60
	6.2	Betrachtung der Fließgewässer-Auen-Biozönose anhand ausgewählter Arten	66
	6.3	Steckbriefe ausgewählter Pflanzenarten	75
	6.4	Steckbriefe ausgewählter Tierarten	84
Deutscher Rat für Landespflege	7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	127
	7.1	Modell eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds	127
	7.2	Lebensräume	129
	7.3	Nutzungen	133
	7.4	Neobiota	135
	7.5	Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit	136
	7.6	Planung und Finanzierung	136
	7.7	Forschungsbedarf	137
	8	Zusammenfassung	139
	9	Summary	143
	10	Literatur	147
Jochem Kail		Anhang 1: Ergänzungen zu Kapitel 4	151
		Anhang 2: Biotoptypen eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds	155

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Zonierung der Fließgewässer anhand ihrer Leitfischarten mit den abiotischen Faktoren Bodenart, mittlere Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt	11
Abb. 2:	Zonierung einer Flussaue in Abhängigkeit vom Grundwasser und Dauer des Hochwassereinflusses	11
Abb. 3:	Strahlwirkung auf Abundanz und Anzahl der relevanten Organismen in einem Gewässersystem	14
Abb. 4:	Schema der Untersuchungen der Renaturierungsmaßnahmen	25
Abb. 5:	Beispielhafte Darstellung der Transekte und der Messung der Strukturen des Gewässers und der Aue	26
Abb. 6:	Anzahl der Substrate in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten	28
Abb. 7:	Anzahl der unterschiedlichen Auelemente in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten	29
Abb. 8:	Taxazahlen des Makrozoobenthos in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten	29
Abb. 9:	Ökologische Qualitätsklasse für das Makrozoobenthos, berechnet auf der Basis des Multimetric Index	29
Abb. 10:	Taxazahlen der Makrophyten in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten	30
Abb. 11:	Referenzindex der Makrophyten	30
Abb. 12:	Taxazahlen der Fische in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten	31
Abb. 13:	Ecological Quality Ratio (EQR) der Fische	32
Abb. 14:	Artenvielfalt der Auenvegetation im Bereich renaturierter Gewässerabschnitte und deren Vergleichsstrecken	32
Abb. 15:	Artenvielfalt der Laufkäfer im Bereich renaturierter Gewässerabschnitte und deren Vergleichsstrecken	32
Abb. 16:	Differenz in der Anzahl der Substrate bzw. Auelemente zwischen renaturierten Gewässerabschnitten und deren Vergleichsabschnitten	33
Abb. 17:	Differenz der Taxazahlen zwischen renaturierten Gewässerabschnitten und deren Vergleichsabschnitten	34
Abb. 18:	Wirkung der Renaturierung auf die einzelnen Organismengruppen	34
Abb. 19:	Lage der Probestellen im Längsverlauf der Ruhr	35
Abb. 20:	PERLODES-Bewertung verschiedener Probestellen im Einzugsgebiet der Ruhr	38
Abb. 21:	PERLODES-Bewertung verschiedener Probestellen im Einzugsgebiet der Nidda	38
Abb. 22:	Schematische Darstellung der Unterteilung des Oberlaufs in 10 Entfernungskategorien unter Berücksichtigung der Nebengewässer	40
Abb. 23:	Stärke der Beziehung zwischen Gewässerstruktur-Parametern (Zustand an Probestellen) und dem ökologischen Zustand an den Probestellen	41
Abb. 24:	Wichtige Faktoren, die den lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen bestimmen (blaue Pfeile) und Beziehungen (Co-Korrelationen) zwischen diesen Faktoren (rote Pfeile)	42
Abb. 25:	Wahrscheinlichkeit eines Einflusses der Habitatqualität des Unterlaufs auf den ökologischen Zustand an den Probestellen	43
Abb. 26:	Wahrscheinlichkeit eines Einflusses der Habitatqualität des Oberlaufs auf den ökologischen Zustand an den Probestellen	43
Abb. 27:	Länge potenzieller Strahlursprünge im Oberlauf von Probestellen, die eine – im Vergleich zur Habitatqualität – deutlich bessere Besiedlung aufweisen	44
Abb. 28:	Vergleich des an den Probestellen ermittelten ökologischen Zustands mit dem über das statistische Modell prognostizierten ökologischen Zustand	45
Abb. 29:	Fließschema zur Operationalisierung von Migrationseinflüssen und -wirkungen	48
Abb. 30:	Habitatqualität der Teilabschnitte eines fiktiven Beispielwasserkörpers von 10 km Länge, basierend auf 100 m-Teilabschnitten	55
Abb. 31:	Potenzielle ökologische Zustandsklassen der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten Beispielwasserkörpers	55
Abb. 32:	Habitatqualität der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten fiktiven Beispielwasserkörpers nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität im Bereich zwischen dem 59. und 75. Teilabschnitt	56
Abb. 33:	Potenzielle ökologische Zustandsklassen der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten Beispielwasserkörpers	56
Abb. 34:	Anzahl der Makrozoobenthos-Probestellen mit mindestens gutem ökologischem Zustand je Laufkrümmungsklasse und Gesamtzahlen der Makrozoobenthos-Probestellen je Laufkrümmungsklasse	57
Abb. 35:	Darstellung der Zielerreichungswahrscheinlichkeiten der sieben Windungsklassen	58
Abb. 36:	Zusammenhang zwischen Windungsgrad (Sinuosität) und Mäandergürtelbreite bei naturnahen Fließgewässern des Typs 5	58
Abb. 37:	Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands (Stand Dezember 2003)	60
Abb. 38:	Fluss- und Stromautentypen Deutschlands	61
Abb. 39:	Flächen mit länderübergreifender Bedeutung für den Biotopverbund in Deutschland	62
Abb. 40:	Karte der Räume abgestufter Verbundqualität	62
Abb. 41:	Grundwasserabhängigkeit im Sinne der WRRL, Gefährdung, Bestandsentwicklung/-tendenz und Regenerationsfähigkeit der 52 betrachteten Biotoptypen in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund nach: Rote Liste der Biotoptypen Deutschlands	65
Abb. 42:	Karte der biogeographischen Regionen in Deutschland (links) und Übersicht der Ergebnisse in den drei biogeographischen Regionen (rechts)	68
Abb. 43:	Ausbreitungsmechanismen von Pflanzen am und im Fließgewässer	70

Abb. 44:	Ausbreitungsmechanismen von Organismen des Makrozoobenthos in Fließgewässern	70
Abb. 45:	Flächenbedarf für kleinste lebensfähige Populationen (Minimal Viable Population – MVP) von Tierarten am Ende der Nahrungskette nahrungsreicher Flussaue	72
Abb. 46:	Modell eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds innerhalb der rezenten Aue	127
Abb. 47:	Kostengünstiger Einsatz von Totholz für verschiedene Entwicklungsziele in Fließgewässern	130
Abb. 48:	Typen von Altgewässern	131
Abb. 49:	Wurzelbild von Schwarzerle (<i>Alnus glutinosa</i>) und Bastardpappel (<i>Populus x canadensis</i>)	132
Abb. 50:	Schematische Darstellung des Einflusses der Variablen „Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs“ und „Habitatqualität der Probestellen“ auf den ökologischen Zustand an den Probestellen	152
Abb. 51:	Co-Korrelationen in den Entfernungskategorien im Unterlauf und Oberlauf	152
Abb. 52:	Bedeutung der Habitatqualität im Oberlauf im Vergleich zur lokalen Habitatqualität an den Probestellen	153
Abb. 53:	Auswahl von Probestellen, die einen – im Vergleich zur lokalen Habitatqualität – besseren ökologischen Zustand aufweisen	154
Abb. 54:	Abhängigkeit der Bedeutung des Oberlaufs (Strahlwirkung) von der lokalen Habitatqualität der Probestellen (Strahlwege)	154

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Anhaltswerte für erforderliche Mindestlänge des Strahlursprungs und zu erwartende Länge des Strahlwegs bei Fließgewässern des Tieflandes und des Mittelgebirges	15
Tab. 2:	Ausgewertete Renaturierungsmaßnahmen	24
Tab. 3:	Übersicht der kartierten Auenelemente	25
Tab. 4:	Übersicht der kartierten Substrate	26
Tab. 5:	Probestellen und Datenbasis für die Auswertung der Ruhr zwischen Schellenstein und Neheim im Längsverlauf	35
Tab. 6:	Auswertung der Organismengruppe des Makrozoobenthos im Längsverlauf	36
Tab. 7:	Auswertung der Fischdaten im Längsverlauf	37
Tab. 8:	Auswertung der Laufkäfer-Daten im Längsverlauf	37
Tab. 9:	Abhängigkeit des Einflusses des Oberlaufs (Strahlwirkung) von der lokalen Habitatqualität an der Probestelle (Habitat Metric)	45
Tab. 10:	Vergleich der Fließgewässertypen hinsichtlich von Größen, die für die Drift des Makrozoobenthos entscheidend sind	47
Tab. 11:	Parameter von Migrationswirkungen und ihre Ausprägungen, die dem Regelsystem zugrunde gelegt werden	52
Tab. 12:	Strahlwirkungen gemäß Regel 4	53
Tab. 13:	Negative Migrationswirkungen gemäß Regel 5	53
Tab. 14:	Umrechnung von Laufkrümmungsklassen in Windungsklassen mit definierten Sinuositäts-Spannweiten	57
Tab. 15:	Zuordnung von Breiten des Entwicklungskorridors und Habitatqualitätsklassen am Beispiel eines grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbachs mit bordvoller Gewässerbreite von 5 m	59
Tab. 16:	Zuordnung der FFH-Lebensraumtypen zu Biotoptypen/-gruppen und den abiotischen Schlüsselfaktoren Wasserhaushalt und Geländeform	63
Tab. 17:	Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes der FFH-Lebensraumtypen, die für einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund relevant sind, auf Ebene der biogeographischen Regionen	64
Tab. 18:	Derzeitiger Erhaltungszustand der 19 FFH-Lebensraumtypen in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund	64
Tab. 19:	Lebensraumwahl der ausgewählten Tierarten	66
Tab. 20:	Schutzstatus der ausgewählten Arten	67
Tab. 21:	Derzeitiger Erhaltungszustand der 20 in diesem Projekt beschriebenen FFH-Arten	68
Tab. 22:	Indikatorwerte für die vorgestellten Tierarten	69
Tab. 23:	Ausgewählte Kenn- oder Charakterarten von Pflanzengesellschaften, die typisch für einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund sind	69
Tab. 24:	Ausbreitungsmechanismen von Pflanzen und Tieren	71
Tab. 25:	Ausgewählte Pflanzen- und Tierarten, ihr Schutzstatus und ihre Bedeutung in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund	73
Tab. 26:	Auszug aus der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands	156

Verzeichnis der Kästen

Kasten 1:	Begriffsdefinitionen für verschiedene Bereiche der Aue	12
Kasten 2:	Beispiel eines Biotopverbunds für die Leitart „Fischotter“	12
Kasten 3:	Beispiel für einen gewässerorientierten Biotopverbund – Der Rhein	13
Kasten 4:	Beispiel: Erhaltungszustand des Bibers, differenziert nach Biogeographischen Regionen	68
Kasten 5:	Sicherung gegen Erosion	132
Kasten 6:	Fischwanderhilfen in naturnaher Bauweise	135

Verzeichnis der Steckbriefe

6.3 Steckbriefe ausgewählter Pflanzenarten	75	Europäischer Hecht, <i>Esox lucius</i> (LINNAEUS, 1758).....	102
Bruchweide, Knackweide, <i>Salix fragilis</i> L.....	75	Grundel, <i>Neogobius spp.</i>	103
Drüsiges Springkraut, <i>Impatiens glandulifera</i> (ROYLE).....	76	Maifisch, <i>Alosa alosa</i> (LINNAEUS, 1758).....	104
Flatterulme, <i>Ulmus laevis</i> (PALL.)	77	Rapfen, Schied, <i>Aspius aspius</i> (LINNAEUS, 1758).....	105
Flutender Wasserhahnenfuß, <i>Ranunculus fluitans</i> (LAM.)	78	Schlammpeitzger, <i>Misgurnus fossilis</i> (LINNAEUS, 1758).....	106
Kriechender Sellerie, <i>Apium repens</i> (JACQ.) LAG.....	79	6.4.5 Tagfalter	107
Schlammling, <i>Limosella aquatica</i> (L.).....	80	Eschen-Schreckenfaller, <i>Euphydryas maturna</i> (LINNAEUS, 1758)	107
Schwabenblume, <i>Butomus umbellatus</i> (L.).....	81	Großer Feuerfaller, <i>Lycaena dispar</i> (HAWORTH, 1803)	108
Schwarzerle, <i>Alnus glutinosa</i> (L.) P. GAERTN.....	82	Kleiner Schillerfaller, <i>Apatura ilia</i> (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775)	109
Sumpf-Engelwurz, <i>Angelica palustris</i> (BESSER) HOFFM.....	83	6.4.6 Köcherfliegen.....	109
6.4 Steckbriefe ausgewählter Tierarten.....	84	Köcherfliege, <i>Lepidostoma basale</i> (KOLENATI 1848).....	109
6.4.1 Säugetiere.....	84	6.4.7 Laufkäfer.....	110
Biber, <i>Castor fiber</i> (LINNAEUS, 1758).....	84	Blaugrüner Punkt-Ahlenläufer, <i>Bembidion decorum</i> (ZENKER in PANZER, 1801)	110
Bisam, <i>Ondatra zibethicus</i> (LINNAEUS, 1766)	85	Grüngestreifter Grundkäfer, <i>Omophron limbatum</i> (FABRICIUS, 1776).....	111
Fischotter, <i>Lutra lutra</i> (LINNAEUS, 1758)	86	Vierpunkt-Krallenläufer, <i>Lionychos quadrillum</i> (DUFTSCHMID, 1812).....	112
Mückenfledermaus, <i>Pipistrellus pygmaeus</i> ¹ (LEACH, 1825).....	87	6.4.8 Heuschrecken.....	113
Wasserspitzmaus, <i>Neomys fodiens</i> (PENNANT, 1771)	88	Blaufügelige Sandschrecke, <i>Sphingonotus caeruleus</i> (LINNAEUS, 1767)	113
6.4.2 Vögel.....	88	Kurzflügelige Schwertschrecke, <i>Conocephalus dorsalis</i> (LATREILLE, 1804).....	114
Eisvogel, <i>Alcedo atthis</i> (LINNAEUS, 1758).....	88	Sumpfschrecke, <i>Stethophyma grossum</i> (LINNAEUS, 1758).....	115
Flussuferläufer, <i>Tringa hypoleucos</i> (LINNAEUS, 1758)	90	6.4.9 Libellen	116
Pirol, <i>Oriolus oriolus</i> (LINNAEUS, 1758)	91	Asiatische Keiljungfer, <i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825).....	116
Schwarzstorch, <i>Ciconia nigra</i> (LINNAEUS, 1785).....	92	Gebänderte Prachtlibelle, <i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1782).....	117
Teichrohrsänger, <i>Acrocephalus scirpaceus</i> (HERMANN, 1804).....	94	Helm-Azurjungfer, <i>Coenagrion mercuriale</i> (CHARPENTIER, 1758).....	118
6.4.3 Amphibien, Reptilien	96	6.4.10 Eintagsfliegen.....	119
Gewöhnliche Ringelnatter, <i>Natrix natrix</i> (LINNAEUS, 1758).....	96	Uferaas, <i>Ephoron virgo</i> (OLIVIER, 1791).....	119
Kreuzkröte, <i>Bufo calamita</i> (LAURENTI, 1768)	97	6.4.11 Krebse	120
Nordamerikanischer Ochsenfrosch, <i>Rana catesbeiana</i> (SHAW 1802).....	98	Edelkrebs, <i>Astacus astacus</i> (LINNAEUS, 1758)	120
Nördlicher Kammmolch, <i>Triturus cristatus</i> (LAURENTI, 1768)	99	Kamberkrebs, <i>Orconectes limosus</i> (RAFINESQUE, 1817).....	121
6.4.4 Fische	100	Schuppenschwanz, <i>Lepidurus apus</i> (LINNAEUS, 1758).....	122
Atlantischer Lachs, <i>Salmo salar</i> (LINNAEUS, 1758).....	100	6.4.12 Weichtiere	124
Bitterling, <i>Rhodeus sericeus amarus</i> (BLOCH, 1782)	101	Bauchige Windelschnecke, <i>Vertigo moulinsiana</i> (DUPUY, 1849)	124
Europäische Äsche, <i>Thymallus thymallus</i> (LINNAEUS, 1758).....	102	Gemeine Flussmuschel, <i>Unio crassus</i> (PHILIPSSON, 1788)	125
		Körbchenmuschel, <i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	126

Vorwort

Flüsse und intakte Auen gehören zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas und werden deswegen oft als „hot spots“ der Biodiversität bezeichnet. Durch verschiedenste Gewässernutzungen und Beeinträchtigungen sind allerdings nur noch wenige Flüsse in einem ökologisch guten Zustand und die Durchgängigkeit ist oftmals nicht mehr gegeben. Die begleitenden, in das Überflutungsgeschehen einbezogenen Flussauen sind auf einen Bruchteil der ursprünglichen Ausdehnung reduziert und ihre ökologische Funktionsfähigkeit auf weiten Strecken deutlich eingeschränkt. In den letzten Jahrzehnten wurden daher bereits zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern und ihren Auen geplant und durchgeführt. Inwieweit sich diese Maßnahmen messbar auf den Zustand der Gewässer einschließlich der Auen auswirken, welchen Beitrag sie für den Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds leisten oder wie sie zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes beitragen ist bislang allerdings kaum belegt.

Die europäischen Vorgaben Vogelschutzrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie, deren Umsetzung in nationales Recht sowie die nationalen Strategien zur Nachhaltigkeit und zur biologischen Vielfalt haben die Möglichkeiten für den gezielten Aufbau gewässerorientierter durchgängiger Biotopverbünde deutlich verbessert. Die Umsetzung dieser Vorgaben in Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen bzw. Managementplänen der Länder gehört derzeit zu den wichtigsten Handlungsfeldern von Wasserwirtschaft und Naturschutz.

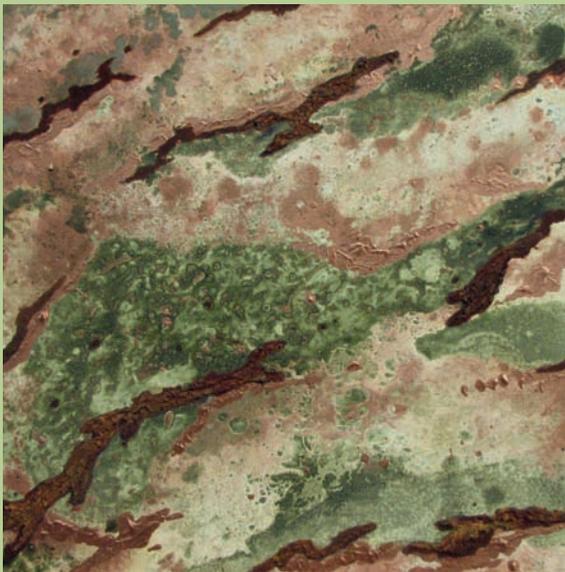
Der Deutsche Rat für Landespflege hat 2008 mit dem Konzept der „Strahlwirkung“ einen Beitrag zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie vorgelegt. Es geht davon aus, dass naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg) besitzen. Diese positive Wirkung ist das Ergebnis der aktiven oder passiven Migration von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial. Grundsätzlich macht das Konzept der Strahlwirkung deutlich, dass einzelne Maßnahmen nicht isoliert und unabhängig voneinander betrachtet werden dürfen, sondern dass die ökologischen Funktionen und Mechanismen ganzer Gewässersysteme berücksichtigt werden müssen.

In dem hier vorgelegten Vorhaben entwickeln der Deutsche Rat für Landespflege und seine Partner von der Universität Duisburg-Essen, dem Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg und dem umweltbüro essen den Ansatz der Strahlwirkung weiter. Das Konzept des Biotop- und Trittsteinverbunds wird auf die Fließgewässer übertragen und der terrestrische Bereich entlang der Fließgewässer stärker einbezogen.

Damit fügt sich das Vorhaben in eine Reihe in jüngerer Zeit abgeschlossener und noch laufender Projekte auf Bundesebene ein, die sich gleichfalls mit den Themenkomplexen Renaturierung, Flussauen und ihrer Bewertung sowie Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie auseinandersetzen, und ergänzt diese.

Wir erhoffen uns von den Ergebnissen des Vorhabens, dass sie einen weiteren Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung der Fließgewässer und ihrer Auen leisten und dass sie ihren Niederschlag nicht nur in den zu erarbeitenden Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen sondern auch in allen räumlichen Planungen finden und die Diskussion und die Zusammenarbeit zwischen allen an der Gewässerplanung Beteiligten fördern.

Prof. Dr. Beate Jessel
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz



Alles im Fluss (Ribanna Garbe)

Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen

1 Einleitung

Deutscher Rat für Landespflege

Flüsse sind dynamische Systeme. Niedrig- und Hochwasserstände wechseln sich ab. Fließgewässer haben je nach Wasserführung und Gefälle der Fließstrecke große erosive Wirkung. Wo Flüsse Raum haben, breiten sie sich bei hohen Wasserständen über ihr Bett hinaus aus und bilden eine Aue, deren Grenze der höchstmögliche Hochwasserstand ist. Bei Hochwasser führen die Flüsse meist große Mengen Bodenpartikel sowie Geschiebe, die im Einzugsgebiet abgeschwemmt werden. Bei nachlassender Strömung und sinkendem Wasserstand werden die mitgeführten Partikel als Sedimente - in der Regel der Größe nach sortiert - wieder abgelagert. Wegen dieser Dynamik und der sich natürlicherweise regelmäßig ändernden Zustände entwickelte sich entlang der Flussläufe und in den Auen eine eigene, vielfältige, vom Umland abweichende Vegetation, die eine hohe Biotop- und Artenvielfalt zeigt. Weil Flüsse und ihre Auen zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas gehören, werden sie oft als „hot spots“ der Biodiversität bezeichnet. Je nach Naturraum haben Auen einen unterschiedlichen Charakter, der von den Wildflusslandschaften im Alpenvorland bis zu den Talmooren und Niederungen im Norddeutschen Tiefland reicht und das Landschaftsbild prägt. Flussauen haben für den Menschen einen hohen Wert; sie dienen als Retentionsraum, in dem Hochwasser über längere Zeiträume zurückgehalten werden und langsam abfließen.

Mehrere Jahrhunderte wasserbaulicher Maßnahmen als Voraussetzung für die Erfüllung vielerlei Ansprüche des Menschen (z. B. Landwirtschaft, Siedlung, Verkehr, Kiesabbau, Energiegewinnung, Kühlwassernutzung) haben die Durchgängigkeit der Flüsse und der Fluss begleitenden Auen und die Gewässerqualität insgesamt erheblich reduziert und verändert, so dass die Auen ihre Funktionen im Naturhaushalt und als Retentionsraum von Hochwasser nur noch auf rd. 15-20 % ihrer Fläche erfüllen können (BMU 2007 a). 83 % aller Biotoptypen der Flüsse und Auen sind gefährdet und z. T. irreversibel geschädigt (BMU 2007 a).

Mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie von 2000 (WRRL; EG 2000) wird das Ziel

vorgegeben, dass bis 2015 für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer und chemischer Zustand bzw. für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ein guter chemischer Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial erreicht werden müssen. Neben einer guten Wasserqualität sollen auch eine naturnahe Gewässerstruktur und eine verbesserte biologische Durchgängigkeit angestrebt werden. Als maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des Gewässerzustandes werden vor allem der Zustand der Gewässerfauna und -flora herangezogen. Flussauen werden zwar in der WRRL nicht explizit genannt; ihre Bedeutung kommt jedoch indirekt über die biologischen Qualitätskomponenten – insbesondere die Fischfauna – und die Definition des Begriffs „Wasserkörper“¹ zum Ausdruck. Gefordert ist zudem, dass sowohl die Oberflächengewässer als Ökosysteme einschließlich ihrer direkt abhängigen Landökosysteme geschützt und verbessert werden, als auch bei der Nutzung der grundwasserabhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete der Grundwasserschutz zu berücksichtigen ist. Auch die Beachtung der Vogelschutz- und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien (EG 1979, EG 1992) ist ausdrücklich Bestandteil der Wasserrahmenrichtlinie. Die Umsetzung der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie in Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Länder gehört derzeit zum wichtigsten Handlungsfeld in der Wasserwirtschaft.

Bei der Aufstellung der in der WRRL geforderten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme können somit neben den Wasserkörpern die Flussauen auch außerhalb von bereits existierenden verschiedenartigen Schutzgebieten künftig stärker berücksichtigt und in ihrer Bedeutung neu gewichtet werden. Nach der länderweiten Bestandsaufnahme der Gewässer (u. a. morphologische Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur, Querbauwerke, Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, stoffliche Belastungen generell) schätzen die Bundesländer ein, wie hoch der Anteil der Fließgewässerabschnitte sein würde, der das Ziel der Erreichung des guten Zustands der Wasserrahmenrichtlinie erreichen kann bzw. ohne weitere Maßnahmen verfehlen

würde. Von den 9.000 in diese Bewertung eingegangenen Fließgewässerabschnitten (Wasserkörper) wird danach für 62 % die Zielerreichung als unwahrscheinlich, für 26 % als unsicher und für nur 12 % als wahrscheinlich eingestuft (BMU 2005).

Im vorliegenden Projekt geht es - trotz der ungünstigen Ausgangslage - um Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. der Herstellung eines guten ökologischen Potenzials an ausgebauten Fließgewässern, wobei anhand der Analyse von Lebensräumen und Ausbreitungswegen gewässer- und autotypischer Tier- und Pflanzenarten gleichzeitig Strategien für den Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds entwickelt werden. Gleichzeitig soll der Fachöffentlichkeit und auch der allgemeinen Öffentlichkeit verdeutlicht werden, dass nicht nur aufwendige Renaturierungsprojekte, sondern insbesondere verschiedene kleinteilige und leicht umsetzbare Maßnahmen dazu beitragen, einen solchen gewässerorientierten funktionsfähigen Biotopverbund durch Stärkung der biologischen Entwicklungskräfte zu realisieren und die angestrebten Ziele der WRRL zu erreichen. Das Projekt steht im Kontext zu mehreren in jüngerer Zeit abgeschlossenen und noch laufenden Projekten des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, die sich ebenfalls mit den Themenkomplexen Renaturierung, Fluss-

1 „Wasserkörper“ bezeichnet einen einheitlichen und bedeutenden Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. einen See, ein Speicherbecken, einen Strom, Fluss oder Kanal oder jeweils Teile davon, ein Übergangsgewässer oder einen Küstengewässerstreifen. Die Fließgewässer werden dafür aufgrund geographischer und hydromorphologischer Charakteristika unterteilt, d. h. nach Kategorien, Typen und Natürlichkeit. Zu den biologischen und hydromorphologischen Eigenschaften gehört die Beschaffenheit der Uferbereiche, und zwar nicht nur innerhalb des Flussschlauchs, sondern auch unmittelbar an einen Fluss grenzendes Land. Zu betrachten sind demnach das fließende Wasser, das Flussbett, und die angrenzende Umgebung, einschließlich deren Strukturen und Verhältnisse soweit sie direkt für das Erreichen der Zielwerte der biologischen Qualitätskomponenten bedeutsam sind (Anhang V WRRL (EG 2000); WFD-CIS 2003).

auen und ihrer Bewertung, Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie und Kompensation von Strukturdefiziten auseinandersetzen:

- Bundesamt für Naturschutz (2004-2006): F+E-Vorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“.
- KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B. & MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie - Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. - Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt H. 27, 253 S.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. – Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Reihe Angewandte Landschaftsökologie, H. 65, 327 S.
- DICKHAUT, W., SCHWARK, A., FRANKE, K. & ASMUSSEN, M. (2006): Fließgewässerrenaturierung heute auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Gef. durch Bundesministerium für Bildung und Forschung FKZ 1703203. Norderstedt: Books on Demand GmbH, HafenCity Universität Hamburg, 239 S.
- BROCKMANN-SCHERWASS, U. et al. (2007): Renaturierung der Berkelaue. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken. – Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt H. 45, 249 S.
- Bundesamt für Naturschutz: F+E-Vorhaben „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“.
- Bundesamt für Naturschutz: F+E-Vorhaben „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“.
- BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“.
- BMBF-Forschungsverbund „Kleine Fließgewässer“.

Berücksichtigt werden ferner die Ergebnisse eines vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen geförderten Projektes des Deutschen Rates für Landespflege: Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung (DRL 2008). Die so genannte Strahlwirkung beruht auf der aktiven oder passiven Migration von Tieren und Pflanzen im Gewässer oder Gewässerumfeld. Ist sie vorhanden, kann der nach WRRL zu überprüfende Zustand der biologischen Qualitätskomponenten eines Fließgewässerabschnitts trotz unzulänglicher Gewässerstruktur den WRRL-Vorgaben entsprechen (guter ökologischer Zustand oder gutes ökologisches Potenzial). Die ökologischen Grundlagen

und die Konzepte „Biotopverbundsystem“ und „Strahlwirkung“ werden in Kapitel 2 näher beschrieben.

Die Auswirkungen ausgewählter Renaturierungsprojekte auf unterschiedliche Organismengruppen des Gewässers und der Aue werden in Kapitel 3 untersucht, um Empfehlungen für künftige Renaturierungsmaßnahmen ggf. unter Berücksichtigung von Strahlwirkungen an Gewässern abzuleiten, die zur Schaffung eines gewässerorientierten Biotopverbunds beitragen.

Über die Reichweite der Strahlwirkung und die Mindestanforderungen an die Qualität der Strahlursprünge und den Strahlweg als Mindestvoraussetzungen für den Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds lagen abgesehen von den Erfahrungswerten des DRL (Tab. 1, Abschn. 2.2) kaum Erkenntnisse vor. Daher werden in Kapitel 4 die Strahlwirkung für den weit verbreiteten Fließgewässertyp 5 (Grobmateriareiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) quantifiziert und Empfehlungen für die Anwendung des Konzeptes der Strahlwirkung beim Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern abgeleitet.

Das Kapitel 5 befasst sich mit der Operationalisierung der Strahlwirkung für die praktische Gewässerentwicklungsplanung im Hinblick auf die Erreichung der Ziele der WRRL. Ziel ist die Ableitung von Entwicklungskorridorbreiten am Beispiel des vorgenannten Gewässertyps 5.

Im Kapitel 6 wird anhand vorliegender Daten eine exemplarische Bestandsaufnahme von Lebensräumen, Arten und Artengruppen in Flusseinzugsgebieten Deutschlands vorgelegt, die unter Berücksichtigung der oben genannten Konzepte als Grundlage beim weiteren Vorgehen des Aufbaus eines länderübergreifenden gewässerorientierten Biotopverbunds dienen soll. 51 Pflanzen- und Tierarten, die einen länderübergreifenden Auenbiotopverbund kennzeichnen, werden in Form von Steckbriefen beschrieben (blau markierter Seitenrand).

Das Kapitel 7 enthält Empfehlungen für eine künftige Maßnahmenplanung, die der Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. der Herstellung eines guten ökologischen Potenzials an ausgebauten Fließgewässern dienen und den Aufbau eines funktionsfähigen gewässerorientierten Biotopverbunds unter Berücksichtigung des Strahlwirkungsansatzes und des Biotopverbund-Konzepts fördern können.

Der Deutsche Rat für Landespflege hat für die Bearbeitung des Projekts einen Arbeitsausschuss eingerichtet; ihm gehörten an

die Ratsmitglieder
Prof. Dr. Günther *Friedrich*,
Dr.-Ing. Thomas *Grünebaum*,
Prof. Dr. Werner *Konold*,

die wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen des Rates
Dipl. Biologin Ute *Borchers*,
Dipl. Biologin Melanie *Drews*,
Dipl.-Ing. Landespflege Angelika *Wurzel*,

sowie die zusätzlichen Sachverständigen zur Untersuchung angewandter praktischer Fragen

Prof. Dr. Daniel *Hering*, Dr. Armin *Lorenz* und Kathrin *Januschke* von der Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen,
Martin *Halle* und Dr. Jochem *Kail* vom Umweltbüro essen sowie
Dr. Andrea *Sundermann* von der Abteilung Limnologie und Naturschutzforschung des Forschungsinstitut Senckenberg, Gelnhausen.

Das vom o. g. Arbeitsausschuss erarbeitete Konzept und der Entwurf des Endberichts wurden anlässlich der Ratsversammlungen am 10. April 2008 in Essen und am 19./20. November 2008 in Erfurt dem Ratsplenum vorgestellt und ausführlich diskutiert.

Am 24. November 2008 fand eine öffentliche Fachtagung „Verbesserungsmöglichkeiten für die biologische Vielfalt in ausgebauten Gewässerabschnitten“ im Bundesamt für Naturschutz in Bonn statt, bei der die Inhalte des Berichtes der Fachöffentlichkeit vorab präsentiert und in einem großen Kreis von Experten diskutiert wurden. Zusätzlich zu den Arbeitsausschussmitgliedern referierten folgende Expertinnen und Experten:

Prof. Dr. Beate *Jessel*, Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn: Begrüßung und Einführung in die Themenstellung;

Dr. Martin *Pusch*, Institut für Biologie des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin: Verzahnung von Fließgewässern und Auen;

Dr. Uwe *Koenzen*, Planungsbüro Koenzen, Hilden: Auenbewertung;

Klaus *Markgraf-Maué*, NABU, Kranenburg: Erfahrungen aus dem Projekt „Lebendiger Rhein - Fluss der 1000 Inseln“;

Dr. Andreas *Anlauf*, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: Bessere Trittssteinwirkung durch Umgestaltung? Zur Wirkung modifizierter Strombauwerke und wasserbaulicher Maßnahmen an der Elbe;

Dipl.-Ing. Wolfgang *Kraier*, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg: Biotop-

verbund an Fließgewässern in Bayern;

Dr. Volker *Mohaupt*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau: Naturverträgliche Unterhaltung von ausgebauten Fließgewässern.

Die Vorträge der Fachtagung sind auf der DRL-Homepage abrufbar (<http://www.>

landespflege.de/aktuelles/BioDivAuen/fachtag-index.html).

Die sich aus den Diskussionen während der Ratsversammlung und der Fachtagung ergebenden noch zu ändernden oder ergänzenden Aspekte wurden im vorliegenden Bericht berücksichtigt.

2 Ökologische, programmatische und rechtliche Grundlagen

Deutscher Rat für Landespflege

2.1 Ökologische Grundlagen

Gewässer mit mehr oder weniger starker Strömung werden als Fließgewässer bezeichnet. Sie sind in unterschiedlicher Weise miteinander vernetzt, so dass das Wasser oberirdisch abfließen kann und Sedimente sowie Nähr- und Schadstoffe transportiert werden können. Fließgewässer bilden längs ihrer Fließrichtung ein Kontinuum mit einer langsamen Abwandlung der Wirkungen von Faktoren wie Wasservolumen, Abflussregime, Strömung, Erosion und Ablagerung, Untergrund, Temperatur, Sauerstoffgehalt und Gewässerchemismus.

Damit ändern sich zugleich die Lebensbedingungen und das Artenspektrum vom Oberlauf zum Unterlauf (Abb. 1). Fließgewässer führen jahreszeitlich und witterungsabhängig unterschiedlich viel Wasser, das periodisch über die Ufer tritt und die benachbarten Flächen, die Auen, überflutet.

Auen sind die Flächen entlang eines Fließgewässers, die auch bei seltenen Hochwassern noch überflutet werden bzw. vom Grundwasser beeinflusst sind (DVWK 1998; PUSCH www.landespflege.de/aktuelles/BioDivAuen/pusch.pdf).

Funktionsfähige und intakte Auen sind durch den Wechsel von Überfluten und Trockenfällen und die dadurch bedingten Schwankungen des Grundwassers geprägt. Durch die Wasserbewegung, die Formung und den Transport von Schwebstoffen bis hin zu grobem Geschiebe werden die Auen gebildet und sind gleichzeitig ständigen Veränderungen unterworfen. Auenböden sind durch das Wasser gestaltet und haben eine unterschiedliche, vielfältige und oft kleinräumige Bodentextur mit unterschiedlichen Bodenwasser- und Bodenluftverhältnissen. Neben trockenen, grobkörnigen und gut durchlüfteten Böden können abflusslose

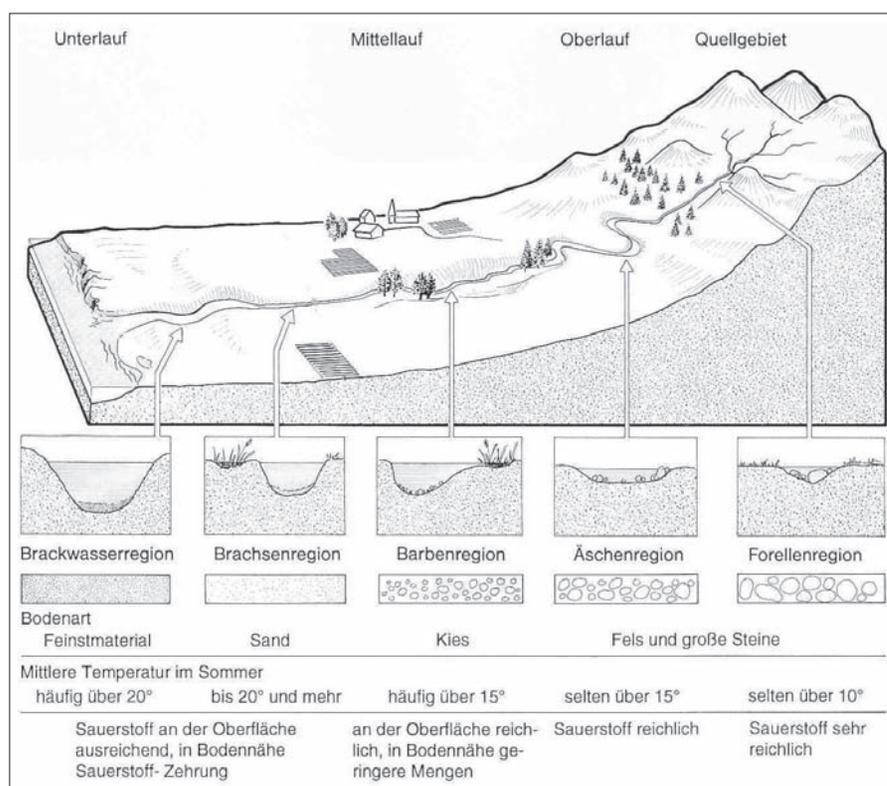


Abb. 1: Zonierung der Fließgewässer anhand ihrer Leitfischarten mit den abiotischen Faktoren Bodenart, mittlere Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt (JEDICKE 1992).

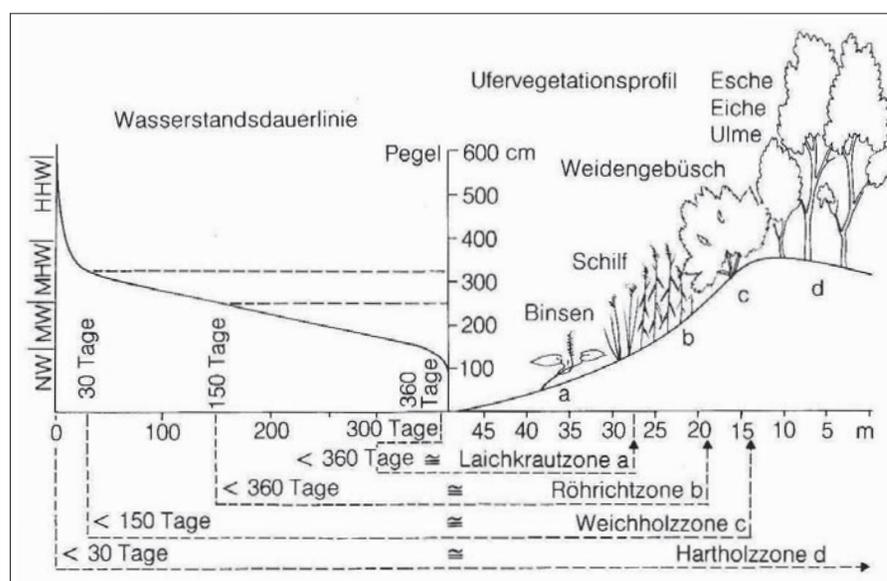


Abb. 2: Zonierung einer Flussaue in Abhängigkeit vom Grundwasser und Dauer des Hochwasserinflusses (GERKEN 1988).

dichte Mulden auftreten. Durch das vielgestaltige Kleinrelief ergeben sich unterschiedliche Grundwasserflurabstände.

Fließgewässer und ihre Auen sind dynamische Lebensräume mit ganz unterschiedlichen Standortbedingungen, die von ständigem Werden und Vergehen geprägt sind; sie verzahnen aquatische und terrestrische Lebensräume mosaikartig. Dennoch lassen sich Flussauen zonieren (Abb. 2, Kasten 1). In den Lebensgemeinschaften der Auen spiegelt sich die Vielfalt wider (DVWK 1998; vgl. auch Kap. 6).

Der zeitliche und räumliche Wechsel des Feuchteregimes fördert Arten, die während ihrer gesamten Entwicklung Überflutungen tolerieren können oder von diesen sogar begünstigt werden. Außerdem finden sich Arten, die dem Hochwasser aktiv ausweichen oder dieses in Übergangsstadien (in Pflanzenteilen, Kokons usw., vgl. Kap. 6) passiv überstehen können. Einige Arten benötigen mehrere der kleinteiligen Lebensräume innerhalb ihres Lebenszyklus.

Viele Pionierarten sind den sich ständig verändernden Lebensbedingungen durch besondere Lebensweisen angepasst und können neue Lebensräume aktiv oder auch passiv (z. B. durch Verdriftung im Genist, vgl. Kap. 6) erreichen. Insbesondere die periodisch überschwemmten Flächen, wie Tümpel, Überschwemmungsmulden, Altwasser und

Kasten 1: Begriffsdefinitionen für verschiedene Bereiche der Aue.

Rezente Aue (auch aktive oder Überschwemmungsaue) ist der derzeit überflutbare Auenbereich, festgelegt durch Ausuferungslinien, gemäß berechneter oder beobachteter Hochwasserspiegellagen (HW100/HQ100) (MEHL & SCHOTT 2007).

Morphologische Aue (historische oder potenziell natürliche Aue) umfasst den Bereich bis zum Hochufer oder Auenrand, der bis vor Beginn der Ausbauphase weitgehend frei überflutbar war (GÜNTHER-DIRINGER & DISTER 2004).

Altaue ist der Bereich der morphologischen Aue, der derzeit nicht überflutbar ist und in der Regel durch Deiche abgetrennt ist (GÜNTHER-DIRINGER & DISTER 2004).

Gesteuert überflutete Bereiche liegen in der morphologischen Aue und werden durch unterschiedliche wasserbauliche Maßnahmen kontrolliert.

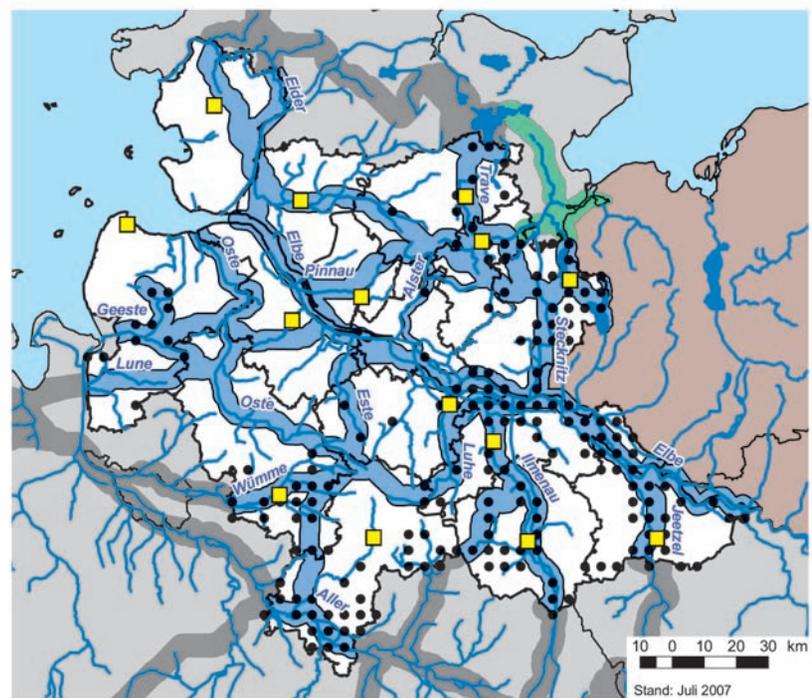
flachgründige grobkörnige Standorte sind Lebensräume für Arten, die an hohe Grundwasserstände und das spezielle Mikroklima gebunden sind (Laufkäfer, Spinnen, Krebse, Unken, Ringelnatter, Wasserspitzmaus, vgl. Kap. 6). Fische nutzen längerfristig überstaute Flächen oder Altwasser als Laichplatz. Auch der Biber ist z. B. an die Kombination

von Wald und Wasser besonders gebunden (Kap. 6). Die Wasserführung (und damit die Stoffverlagerung) in Fließgewässern ist abhängig von den Niederschlägen und der Schneeschmelze im Einzugsgebiet. Es können im Jahresverlauf unterschiedlich starke Hochwasserereignisse auftreten. Je nach Ausprägung und Ausdehnung der

Kasten 2: Beispiel eines Biotopverbunds für die Leitart „Fischotter“.

Die Aktion Fischotterschutz e. V. initiierte das Projekt „Das blaue Metropolnetz“ für die Region Hamburg. Ziel ist die Herleitung und Ausweisung von miteinander verbundenen Gewässerkorridoren zwischen Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein für die Leitart Fischotter bei gleichzeitiger Berücksichtigung der Erholungsnutzung. Es werden die Entwicklung eines ökologisch durchgängigen Gewässernetzes sowie die Entwicklung touristisch attraktiver Gewässerabschnitte angestrebt. Inzwischen wurde das länderübergreifende gewässerorientierte Netz mit Fachleuten abgestimmt und ausgewiesen. Derzeit wird an der Zusammenstellung konkreter Maßnahmen zur Umsetzung gearbeitet.

Das Projekt wird gefördert durch die Metropolregion Hamburg über den Förderfonds Hamburg/Schleswig-Holstein sowie den Förderfonds Hamburg/Niedersachsen, die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), die Hanseatische Natur- und Umweltinitiative (HNUI), die Bingo! Umweltlotterien und die Aktion Fischotterschutz.



- Fischotternachweise 1999-2006, bezogen auf die Mittelpunkte der UTM 5km-Raster (Daten ISOS)
- Fischotter-Kerngebiete in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg
- Gewässerrachsen Metropolregion (Korridor von 6 km um die prioritären Gewässer)
- Fluss (ESRI)
- See (ESRI)
- Kreisstadt (ESRI)
- Lebensraum-Verbund-Achsen für den Fischotter nach dem Projekt 'Otter Habitat Netzwerk Europa (OHNE)' (REUTHER & KREKEMEYER 2004)
- Überregional bedeutsame Wanderkorridore des Fischotters in Raum Lübeck, Ostholstein und Plön (Fachgutachterliche Empfehlungen Hansestadt Lübeck, Bereich Naturschutz 2007; WOM e.V. 2007, BEHL 2001-2007; REIMER 2007)
- Grenze Kreis/Landkreis der Metropolregion Hamburg (ESRI)
- Grenze Bundesland (ESRI)

(BORGGRÄFE & KREKEMEYER 2007; die Abbildung ist dem Faltblatt „Das blaue Metropolnetz“ der Aktion Fischotterschutz e. V. entnommen).

Aue nimmt diese das Hochwasser auf, hält es zurück und verzögert den Abfluss über mehrere Tage. Diese Retentionswirkung hat eine deutliche Verminderung des Hochwasserscheitels und eine Verlängerung der Fließzeit zur Folge. Hierdurch tragen Auen dazu bei, die Schäden von Hochwassern zu vermindern. Jedes Hochwasser dient auch der Grundwasseranreicherung und -speicherung (DVWK 1998).

Gewässerausbau und Landnutzungsänderungen haben die naturgegebene Multifunktionalität von Fließgewässern und Auen weitgehend verschwinden lassen.

2.2 Die Konzepte „Biotopverbund“ und „Strahlwirkung“

Das Biotopverbundkonzept entstand in den 1980er Jahren und wurde seitdem weiterentwickelt. Nach heutiger Definition (BURCKHARDT et al. 2004) beschreibt der Begriff „Biotopverbund“ die Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung der räumlichen Voraussetzungen und funktionalen Beziehungen in Natur und Landschaft mit dem Ziel, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume langfristig zu sichern. Die räumlichen Voraussetzungen beziehen sich auf die Sicherung und Bereitstellung von Flächen für ein funktional zusammenhängendes „Netz“, das landschaftstypische Lebensräume und Lebensraumkomplexe einbindet und das den Auswirkungen räumlicher Verinselung und weiterer Fragmentierung von Natur und Landschaft entgegen wirkt.

Die funktionalen Beziehungen in einer Landschaft umfassen das ganze Spektrum ökologischer Prozesse, die das Vorkommen, die Verbreitung und das Verhalten von Lebensgemeinschaften von Tier- und Pflanzenarten bestimmen und beeinflussen. Dazu gehören sowohl die abiotischen Standortfaktoren wie Boden, Wasser, Klima/Luft, als auch biotische Einflussgrößen wie Nahrungsbeziehungen, Vermehrungs- und Anpassungsstrategien der Arten und Lebensgemeinschaften sowie der Einfluss des Menschen. Dabei sind nicht mehr nur die naturbetonten Lebensräume zu einem funktionsfähigen Gesamttraum zu vernetzen, sondern es sind auch solche Kulturbiotop unter dem Aspekt des Biotopverbunds zu behandeln, die eine wichtige Lebensraum- oder Verbundfunktion für die heimische Tier- und Pflanzenwelt haben. Tier- und Pflanzenpopulationen sind, beispielsweise bei sich ändernden Klimabedingungen, in

der Regel nur dauerhaft überlebensfähig, wenn die Möglichkeit reger Austausch-, Ausbreitungs- und Wanderungsbewegungen besteht. Der Prozess der Selbstregulierung zum Erhalt einer stabilen Metapopulation erfordert ein ausreichendes Angebot an Nahrungs-, Rückzugs- und Regenerationsbereichen, aber auch Ausweich- und Reservehabitaten, die in überbrückbarer Distanz zueinander liegen (STERNBERG 1995). Besonders wichtig für den Fortbestand einer Metapopulation sind ausreichende stabile Lokalpopulationen (JEDICKE 1994 b).

Arten und ihre Lebensgemeinschaften besiedeln Landschaften entsprechend ihrer spezifischen Anforderungen an deren Ausstattung und Struktur. Diese beziehen sich einerseits auf die Qualität der Fläche an sich,

die wesentlich durch die Flächengröße, die Ausprägung der Biotop, die Vollständigkeit der Biotopkomplexe und ihre Unzerschnitttheit bestimmt wird. Andererseits beziehen sie sich auf die Lage im Raum, von der abhängt, ob ein Gebiet bzw. eine Fläche als Teil einer Verbundachse oder aufgrund seiner räumlichen Nähe zu anderen Gebieten als sonstige Verbindungsfläche oder –element einen Beitrag zum Biotopverbund leisten kann.

Die Idee und die Notwendigkeit des Aufbaus von Biotopverbänden, die aus sog. Kernflächen und Verbindungselementen (Trittsteinen und linienhaften Elementen) bestehen, haben sich wissenschaftlich und praktisch durchgesetzt und sind Grundlage der Planung geworden (Kästen 2,3).

Kasten 3: Beispiel für einen gewässerorientierten Biotopverbund – Der Rhein.

Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR 2006) hat für den Aufbau des Biotopverbunds Rhein ein Konzept vorgelegt, das die unterschiedlichen auencharakteristischen Biotoptypen und –gruppen sichern soll, um den regional typischen Tier- und Pflanzenarten ausreichend Raum für die Erhaltung und Entwicklung überlebensfähiger Populationen zu geben. Dabei wird berücksichtigt, dass bestimmte Arten zur Sicherung ihrer Lebensraumansprüche (Nahrung, Rast, Fortpflanzung) auf verschiedene Biotoptypen angewiesen sind. Anhand der Lebensraumansprüche ausgewählter Leitarten können Mindestareale von Biotopbeständen und von maximal tolerierbaren Abständen zueinander herangezogen werden, um den Biotopverbund aufzubauen. Im Biotopverbund Rhein wurde von acht Biotoptypengruppen ausgegangen:

- (1): Aquatischer und amphibischer Bereich
- (2): Natürliche Auengewässer und naturnahe künstliche Stillgewässer
- (3): Sümpfe, Röhrichte, Hochstaudenfluren
- (4): Grünland
- (5): Trockenbiotop
- (6): Auenwälder im Überschwemmungsbereich
- (7): Wälder in der ehemaligen Aue
- (8): Sonstige für Artenschutz/ Biotopverbund bedeutende Biotoptypen, z. B. als Trittsteine.

Die Biotoptypen werden jeweils durch folgende Stichworte beschrieben: Subtypen, typische Pflanzen- und Tierarten mit Zeigereigenschaften, Biotopverbundaspekte wie Mindestfläche und Maximalentfernung. Weiter werden einzelne Rheinabschnitte näher beleuchtet und deren Ist-Zustand, die Entwicklungsziele und der Handlungsbedarf beschrieben.

Die Umsetzung des Biotopverbunds Rhein stellt folgende Anforderungen an die Planung:

1. Dauerhafte Erhaltung und Vergrößerung der noch vorhandenen Lebensräume und/oder Neuschaffung von Lebensräumen.
2. Schaffung von direkten (unmittelbaren) und indirekten (mittelbaren) Verbundstrukturen zur Verknüpfung von isolierten Flächen.
3. Minderung der Nutzungsintensität auf der Restfläche zur Verringerung deren isolierender Wirkung.

In Defizitbereichen sind wo immer möglich Trittsteinbereiche zu entwickeln, um den durchgängigen Biotopverbund zu unterstützen.

Der Biotopverbund Rhein berücksichtigt gleichermaßen Anforderungen der europäischen Vogelschutzrichtlinie, der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie.

Das vom Deutschen Rat für Landespflege vorgestellte Konzept der Strahlwirkung stellt die Übertragung des Biotopverbundkonzepts auf Fließgewässer dar; es ist überwiegend auf den aquatischen Bereich ausgerichtet und berücksichtigt die Auen nicht explizit (DRL 2008).

Das Konzept der Strahlwirkung geht davon aus, dass naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg) besitzen (siehe Abb. 3). Diese positive Wirkung ist das Ergebnis aktiver oder passiver Bewegung von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial. Die Reichweite der Strahlwirkung lässt sich durch Trittsteine vergrößern.

Mit *Strahlursprung* wird der Ausgangsbereich einer Strahlwirkung bezeichnet. Hierbei handelt es sich um einen dem jeweiligen Gewässertyp entsprechend artenreich besiedelten Gewässerabschnitt. Der Strahlursprung produziert einen Überschuss an Individuen und übernimmt damit eine Quellfunktion im ökologischen Sinne für angrenzende Gewässerabschnitte. Durch die stete Individuenzufuhr verbessert der Strahlursprung die Besiedlungsverhältnisse angrenzender Gewässerabschnitte und erhöht damit deren Widerstandsfähigkeit gegenüber natürlichen oder künstlichen Störungen.

Strahlursprünge müssen nicht zwangsläufig im Hauptlauf der Fließgewässer liegen. Gerade unterhalb von Querbauwerken oder

anderen Unterbrechungen des Fließgewässerserkontinuums wirken vielfach einmündende Nebengewässer, Altgewässer oder andere Gewässerbereiche (z. B. Bühnenfelder) als Strahlursprung, wenn sie demselben oder einem ähnlichen Gewässertyp mit gemeinsamem Arteninventar angehören.

Der *Strahlweg* ist die Gewässerstrecke, in der Organismen vom Strahlursprung ausgehend im Wasser bewegt werden oder sich aktiv im oder außerhalb des Wassers bewegen. Somit kann der Strahlweg im Idealfall Strahlursprünge vernetzen. Ist im Strahlweg aufgrund der strukturellen Defizite keine gewässertypische ortsfeste Besiedlung möglich, fungiert dieser als Migrationskorridor. Damit zusätzlich der biologische Zustand durch Strahlwirkung verbessert werden kann, muss der Strahlweg eine gewässertypgemäße Mindest-Habitatausstattung besitzen (Abb. 3).

Trittsteine sind entweder kurze Gewässerabschnitte mit typgerechten hydromorphologischen Bedingungen oder einzelne Strukturelemente mit guten Habitategenschaften innerhalb der Strahlwege (z. B. eingebrachtes Totholz, lokale Gewässeraufweitungen oder Wiederansiedlungen von typgerechten Wasser- und Uferpflanzen). Sie ermöglichen oder erleichtern Gewässerorganismen (z. B. Makrozoobenthos oder Fische) die Migration, indem sie kleinräumige Rast- und Nahrungsmöglichkeiten bieten. Insofern können Trittsteine die Reichweite der Strahlwirkung vergrößern. Im Gegensatz zu Strahlursprüngen produzieren Trittsteine aufgrund der zu geringen Länge oder einer defizitären Habitatausstattung keinen

ausreichenden Überschuss an Individuen, um ihrerseits die Besiedlungsverhältnisse angrenzender Gewässerabschnitte deutlich zu verbessern.

Die *Richtung der Strahlwirkung* (in Fließrichtung oder entgegen der Fließrichtung) hängt von den Ausbreitungsfähigkeiten der betrachteten Organismen ab. Bei passiver Bewegung als organismische Drift ist eine Strahlwirkung nur unterhalb des Strahlursprungs denkbar. Bei aktiver Migration (Aufwärtsbewegung, Verbreitungs- oder Aufwärtsflug merolimnischer Arten, Fischwanderung) oder sonstiger Ausbreitung (über Luft, Fische, Vögel, Menschen) ist auch die Ausbildung eines Strahlwegs entgegen der Fließrichtung möglich.

Die *Reichweite der Strahlwirkung* bzw. Länge des Strahlwegs ist bei der aktiven Migration vor allem abhängig von den Aktivitätsmustern und dem Wanderungsverhalten der betrachteten Organismen (Tab. 1). Bei aktiver wie auch bei passiver Verbreitung ist jedoch auch die Qualität des Strahlwegs von ausschlaggebender Bedeutung.

Folgende Habitatdefizite führen zu einer Verkürzung des Strahlwegs:

- gestaute Bereiche in einem Fließgewässersystem mit Senkenfunktion für Substrate (und damit in der Regel auch für Organismengruppen, die sich über Verdriftung ausbreiten),
- Querbauwerke oder gravierende morphologische Veränderungen (z. B. Verrohrung, betonierte Sohle) mit Barrierewirkung für die jeweiligen Organismen (insbesonde-

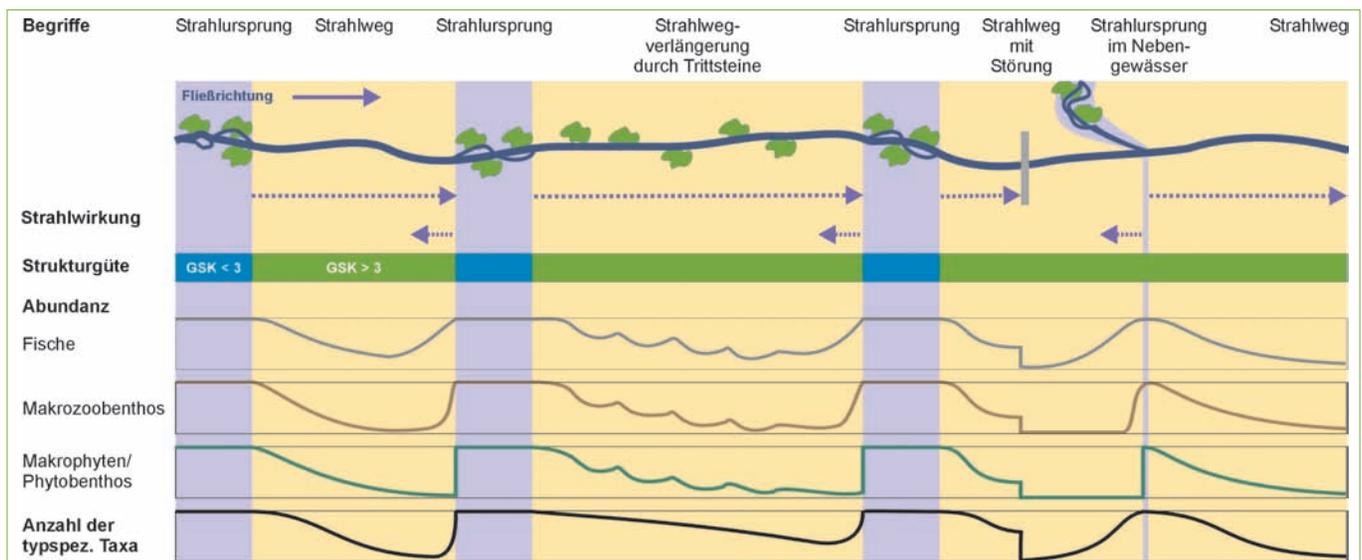


Abb. 3: Strahlwirkung auf Abundanz und Anzahl der relevanten Organismen in einem Gewässersystem (Schema), Gewässerstrukturgüteklassen (GSK) sind kumuliert (DRL 2008).

re bei Aufwärtsbewegung durch aktive Migration),

- stoffliche Veränderungen durch Eintrag von toxischen Stoffen, Nährstoffen, Salzen, Feststoffen (u. a. durch Erosion von Ackerböden mit der Gefahr des zusätzlichen Eintrags von daran adsorbierten Nähr- und Schadstoffen),
- Kolmatierung der Gewässersohle,
- Veränderungen des Sauerstoffhaushalts im Wasserkörper oder im Interstitial (insbesondere unzureichender oder stark schwankender Sauerstoffgehalt),
- thermische Veränderungen (z. B. durch Einleitungen von warmen Wässern, Abschnitte mit fehlender Beschattung, Einleitung von kalten Tiefenwässern aus Talsperren),
- gravierende wassermengenmäßige Veränderungen des Kontinuums (Einleitungen, Entnahmen, Schwallbetrieb von wasserbaulichen Anlagen) mit Veränderungen der Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft, der Strömungsmuster und -diversität, des Gewässerquerschnitts und der Wassertiefe (soweit nicht „geschützte“ Bereiche verfügbar sind, z. B. für Jungtiere und -pflanzen, Eier, Larven),
- Lebensräume mit einer Artenzusammensetzung, die durch übermäßige Prädatorendichte geprägt sind.

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

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

Die Strahlwirkung ist zum einen für die Maßnahmenplanung gemäß WRRL von Bedeutung. Durch den gezielten Ausbau und die Schaffung von Strahlursprüngen lässt sich potenziell auch der ökologische Zustand angrenzender Gewässerabschnitte verbessern, wenn ggf. ergänzende Maßnahmen auf dem Strahlweg umgesetzt werden (z. B. Rückbau von Wanderhindernissen, Schaffung von Trittsteinen). Damit ist es

Tab. 1: Anhaltswerte für erforderliche Mindestlänge des Strahlursprungs und zu erwartende Länge des Strahlwegs bei Fließgewässern des Tieflandes und des Mittelgebirges (eigene Schätzungen und Auswertung der DRL-Expertenbefragung 2007).

		Mindestlänge Strahlursprung [km]	Zu erwartende Länge Strahlweg [km]	
			in Fließrichtung	entgegen der Fließrichtung
Typ 14 Sandgeprägte Tiefenbäche	Makrozoobenthos	1,5	2,5	2,0
	Makrophyten, Phytobenthos		5,0	-
	Fischfauna		7,5	4,0
Typ 15 Sand- und lehmgeprägte Tiefenflüsse	Makrozoobenthos	2,5	3,5	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		4,0	-
	Fischfauna		12,5	3,5
Typ 19 Fließgewässer der Niederungen	Makrozoobenthos	1,0	1,5	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		1,0	-
	Fischfauna		5,5	3,5
Typ 5/7 Großmaterial- reiche Mittel- gebirgsbäche	Makrozoobenthos	0,5	3,0	1,0
	Makrophyten, Phytobenthos		1,5	-
	Fischfauna		3,5	2,0
Typ 9/9.1 Fein- bis grob- materialreiche Mittelgebirgsfl.	Makrozoobenthos	1,5	4,0	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		2,0	-
	Fischfauna		20,0	5,0

möglich, die Wirksamkeit und Kosteneffizienz zu erhöhen und den Mitteleinsatz zu optimieren.

Zum anderen bietet sich die Möglichkeit, auch in Gewässerabschnitten mit hohem Nutzungsdruck und geringem Handlungsspielraum den ökologischen Zustand deutlich zu verbessern: Oberstrom und unterstrom von strukturell defizitären, z. B. urbanen, Bereichen liegende, renaturierte Abschnitte wirken als Strahlursprünge.

Im urbanen Gewässerabschnitt selbst kann durch relativ begrenzte Maßnahmen eine Mindest-Habitatausstattung geschaffen werden, die den eingewanderten bzw. verdrifteten Organismen als Lebensraum dient.

Grundsätzlich macht das Konzept der Strahlwirkung deutlich, dass einzelne Maßnahmen nicht isoliert und unabhängig voneinander betrachtet werden können, sondern dass die ökologischen Funktionen und Mechanismen des Gewässers, wie sie auch mit der Strahlwirkung beschrieben werden, berücksichtigt werden müssen.

In vielen Fließgewässern fehlen Strahlursprünge und Trittsteine und es sind umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen notwendig, um einen gewässerorientierten Biotopverbund zu schaffen, der die Ansprüche aquatischer und terrestrischer Tier- und Pflanzenarten und ihrer Lebensräume adäquat berücksichtigt. Allerdings führen Renaturierungsmaßnahmen in vielen Fällen zu keiner deutlichen Verbesserung des ökologischen Zustands (z. B. DICKHAUT et al. 2006). Mögliche Ursachen hierfür sind notwendige Entwicklungszeiträume und ein unzureichendes Besiedlungspotenzial.

Die (eigendynamische) Entwicklung einer naturnahen Gewässerstruktur und die Besiedlung dieser neu geschaffenen Habitate benötigt lange Zeiträume und erfolgt oft erst nach mehreren Generations- und Sukzessionszyklen. Dabei spielen „renaturierende Hochwasser“ eine große Rolle. Darüber hinaus ist es entscheidend, ob überhaupt die entsprechenden Arten im Einzugsgebiet vorkommen (leitbildspezifisches Besiedlungspotenzial), um die neu geschaffenen Habitate zu besiedeln (Kap. 3).

2.3 Programmatische Grundlagen: Konvention über die biologische Vielfalt, Nachhaltigkeitsstrategie und Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt

Der Begriff „biologische Vielfalt“ umfasst die Mannigfaltigkeit des gesamten Lebens: die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt (Anzahl von Arten in bestimmten Raumschnitten als traditionelles Betätigungsfeld des Naturschutzes) und die Vielfalt an Ökosystemen, Habitaten und Lebensgemeinschaften von Arten und ihre biotischen und abiotischen Wechselbeziehungen. Erhaltung einer hohen biologischen Vielfalt bedeutet nicht, unnatürliche Vielfalt zu erzeugen, denn Natürlichkeit und Vielfalt sind nicht korreliert, deshalb sind bei der Verwendung des Begriffes biogeographische Gegebenheiten zu beachten.

Die Nachhaltigkeitsstrategie (Die Bundesregierung 2001) enthält zur Dokumentation von Erfolgen bzw. Fehlentwicklungen in Bezug auf die biologische Vielfalt einen ersten „Artenindex“ bzw. Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt, der die Entwicklung der Bestände von sechs ausgewählten Tierarten¹ zusammenfasst. Diese Arten repräsentieren zugleich auch typische Lebensräume und sollen Aussagen über den Zustand von Natur und Landschaft liefern.

Dieser Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt wurde auf Anregung zahlreicher Experten aus Wissenschaft, Verwaltung und Naturschutzverbänden im ersten Fortschrittsbericht zur Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie (Die Bundesregierung 2004) weiterentwickelt und verbessert. Er beruht nun auf der Bestandsentwicklung von insgesamt 51 Vogelarten, die grundsätzlich den Zustand bzw. die Entwicklungen der Gesamtlandschaft repräsentieren. Die ausgewählten Vogelarten sind keine speziell geschützten Arten; sie sind den wesentlichen Landschafts- und Lebensraumtypen Deutschlands zugeordnet. Die Indikatorarten Eisvogel, Flussuferläufer, Haubentaucher, Kolbenente, Rohrdommel, Rohrweihe, Seeadler, Teichrohrsänger, Wasserralle und Zwergtaucher repräsentieren den Teilindikator und Lebensraumtyp Binnengewässer². Nach bewährten Methoden wurden durch ein Expertengremium für jede einzelne der ausgewählten Vogelarten Bestandszielwerte³ für das Jahr 2015 festgelegt, die Zielerreichungsgrade ermittelt und daraus schließlich der Gesamtindikator berechnet.

Der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt zeigt in der Rückblende, dass der

größte Artenrückgang vor 1990 stattgefunden hat und seitdem relativ ausgeglichen, allerdings bei rd. 70 % Zielerreichungsgrad, ist. Es bleiben daher weitere Anstrengungen zur Erhaltung der biologischen Diversität im Lebensraumtyp Binnengewässer notwendig.

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007 a, S. 7 f.) hat die deutliche Verringerung der Gefährdung der biologischen Vielfalt bis zum Aufhalten zum Ziel; als Fernziel wird die Zunahme der biologischen Vielfalt unter Berücksichtigung regionaltypischer Besonderheiten bis zum Jahr 2050⁴ angestrebt. Die Strategie formuliert eine konkrete Vision für die Zukunft und legt für alle biodiversitätsrelevanten Themen Qualitätsziele und Handlungsziele fest.

Die Handlungsziele sind in den unterschiedlichen Aktionsfeldern durch Maßnahmen staatlicher und nicht-staatlicher Akteure konkretisiert. Auch die Minimierung der Hochwassergefahren durch angepasste Nutzungen gehört zu den Aktionsfeldern. Alle gesellschaftlichen Gruppen sind angesprochen, an der Umsetzung der Ziele und Maßnahmen mitzuwirken. Die Strategie berücksichtigt ökologische, ökonomische und soziale Aspekte im Sinne der Nachhaltigkeitsziele.

Zu den für den Aufbau eines Auenbiotopverbunds besonders wichtigen Visionen und Zielen (BMU 2007 a, S. 26 f.) gehören:

- Vorhandensein einer für Deutschland typischen Vielfalt von natürlichen sowie durch menschliches Handeln geprägte Landschaften, Lebensräumen und Lebensgemeinschaften – konkrete Ziele: bis 2010 ist der Rückgang der Biodiversität aufgehalten und eine positive Trendwende setzt ein.
- Vorhandensein der gebietstypischen, natürlich und historisch entstandenen Artenvielfalt in für die einzelnen Lebensräume charakteristischer Ausprägung, Vorhandensein eines günstigen Erhaltungszustandes, Lebensräume sind nachhaltig gesichert und in ausreichender Größe vernetzt – konkrete Ziele: bis 2010 ist der Rückgang der heute vorhandenen Vielfalt wildlebender Arten aufgehalten und eine positive Trendwende setzt ein.
- Vorhandensein einer naturraumtypischen Vielfalt von dauerhaft gesicherten Lebensräumen innerhalb eines funktionsfähigen ökologischen Netzwerkes mit günstigem Erhaltungszustand – konkrete Ziele: bis 2020 entwickelt sich die Natur auf 2 % der

Landesfläche ungestört; bis 2010 besitzt Deutschland auf 10 % der Landesfläche einen repräsentativen, funktionsfähigen Biotopverbund, der Aufbau von Natura 2000 ist abgeschlossen; bis 2010 ist der Rückgang gefährdeter Lebensraumtypen aufgehalten, eine positive Trendwende setzt ein, Degradierungen sind aufgehalten und die Regeneration hat begonnen.

- „Fließgewässer und ihre Auen bilden wieder eine Einheit und sind die Lebensadern der Landschaft. Ihre natürliche Vielfalt und Dynamik macht sie zu Zentren der Biodiversität. Die für die jeweiligen Flüsse typischen Lebensräume und Arten befinden sich in einem günstigen Erhaltungszustand. Flüsse haben wieder mehr Raum, damit sich Hochwasser dort ausbreiten kann, wo es keinen Schaden anrichtet. In vielen Flüssen kann wieder gebadet werden, und eine nachhaltige Berufsfischerei ist möglich. Bäche und Auen sind wieder geschätzte Bestandteile der Landschaft.“ (BMU 2007 a, S. 35 f.). – Konkrete Ziele: bis 2020 sind Fließgewässer und ihre Auen soweit gesichert, dass sie funktionsfähige Lebensräume darstellen und die naturräumliche Vielfalt gewährleisten; bis 2015 sind der gute ökologische und chemische Zustand bzw. das ökologische Potenzial der Flüsse entsprechend WRRL erreicht und die ökologische Durchgängigkeit ist wieder hergestellt; bis 2020 verfügt der überwiegende Teil der Fließgewässer über mehr natürliche Überflutungsräume; bis 2020 haben viele Flüsse wieder gute Badewasserqualität und der Bestand der für das jeweilige Fließgewässer charakteristischen Fischfauna ist dauerhaft gesichert.

Der „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“ als Gradmesser des Zustands ist ebenfalls in der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ enthalten, nun allerdings um einige Vogelarten erweitert⁵. Der Zielerreichungsgrad für den Teillebensraum „Binnengewässer“ liegt danach inzwischen bei 71 %.

1 Mittelwerte der Bestände von Kormoran, Weißstorch, Rotmilan, Seeregenpfeifer, Seeadler und Zwergseeschwalbe.

2 Andere Teilindikatoren stehen für die Lebensraumtypen Agrarland, Wälder, Siedlungen, Küsten/Meere und die Alpen.

3 Dieser Bestandszielwert des Artenindex entspricht in etwa dem Zustand um 1970.

4 EU-Erklärung von Göteborg 2001: Stop the loss.

5 Die neu hinzugekommenen Arten gehören zum Hauptlebensraumtyp Alpen.

2.4 Rechtliche Grundlagen

2.4.1 Internationale und europäische Vorgaben

Mit der Zeichnung der *Ramsar-Konvention* (Ramsar-Konvention 1971) hat sich Deutschland verpflichtet, Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung unter Schutz zu stellen. Bislang sind 32 Gebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 841.000 ha gemeldet; davon sind 80 % Watt- und Wasserflächen der Nordsee (BfN 2008). Für Feuchtgebiete internationaler Bedeutung sind Managementpläne aufzustellen, Nutzungen sollen nachhaltig sein und es ist ein positiver ökologischer Zustand zu entwickeln bzw. beizubehalten.

Das *Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten* (Bonner Konvention; engl. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, CMS) wurde 1979 verhandelt und unterzeichnet. Es verpflichtet die Vertragsstaaten, Maßnahmen zum weltweiten Schutz und zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten zu treffen, einschließlich ihrer nachhaltigen Nutzung. Dies wird auf der Grundlage bestehender oder neu zu schaffender völkerrechtlicher Instrumente international durch abgestimmte Erhaltungsmaßnahmen im gesamten Wanderungsraum der betroffenen Arten umgesetzt. Das Übereinkommen umfasst etwa 1.200 Arten bzw. regional abgegrenzte Populationen, die akut vom Aussterben bedroht (Anhang I) sind oder deren Bestand hoher Gefährdung (Anhang II) ausgesetzt ist. Für einzelne Arten oder Gruppen, die gefährdet, jedoch nicht notwendigerweise vom Aussterben bedroht sind, ist die Ausarbeitung von Regionalabkommen vorgesehen, in denen rechtsverbindlich Schutz, Erhaltung und nachhaltige Nutzung dieser Arten über ihren gesamten Wanderungsbereich geregelt sind.

Die *Vogelschutz-Richtlinie* (VRL; EG 1979) hat das Ziel, sämtliche auf europäischem Gebiet natürlicherweise vorkommenden Vogelarten einschließlich der Zugvogelarten dauerhaft im Bestand zu erhalten. Sie enthält in Anhang I eine Liste von Arten, für die besondere Schutzgebiete (special protected areas) errichtet werden müssen. Die von den Mitgliedsländern gemeldeten Gebiete sind Bestandteil des kohärenten ökologischen europäischen Schutzgebietsnetzes Natura 2000.

Mit der *Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie* (FFH-RL; EG 1992) sollen das kohärente ökologische europäische Netz Natura 2000

besonders schützenswerter Lebensräume geschaffen und die besonders schutzwürdigen Arten erhalten werden. Deutschland ist verpflichtet, seinen Beitrag für den Aufbau dieses europäischen Netzes zu leisten. In Deutschland treten 83 bzw. 35 % der in Anhang 1 der FFH-RL gelisteten rund 240 Lebensraumtypen auf, die geschützt werden müssen.

VRL und FFH-RL sind über das Bundesnaturschutzgesetz umgesetzt.

Die *Wasserrahmenrichtlinie* (WRRL; EG 2000) betrachtet die Gewässer einschließlich ihres Einzugsgebietes, deren Bestandteile Grundwasser, Oberflächenwasser, Übergangs- und Küstengewässer in enger Wechselwirkung stehen. Sie gibt als Ziel vor, dass bis 2015 für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer und chemischer Zustand bzw. für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ein guter chemischer Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial erreicht werden müssen. Maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des Gewässerzustandes sind vor allem die Gewässerfauna und -flora. Damit sind die ökologischen Funktionen der Gewässer als Lebensraum für unterschiedliche Pflanzen und Tiere verstärkt zu betrachten. Die WRRL ist über das Wasserhaushaltsgesetz umgesetzt.

Die inhaltlichen und planerischen Umweltziele von FFH-RL und WRRL weichen trotz vieler Überschneidungen voneinander ab. In der WRRL werden mit einer integralen Zielvorgabe für den sogenannten ökologischen Zustand anhand biologischer Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytoplankton) flusseinzugsgebietsbezogene, also großräumige, flächendeckende Bewirtschaftungspläne verpflichtend gefordert, die FFH-RL enthält die Erhaltungspflicht und das Verschlechterungsverbot für kleinere Raumeinheiten – in der Regel auch mit einer artenspezifisch ausgerichteten Zielvorgabe. In Natura-2000-Gebieten, die der Erhaltung von Oberflächen- oder von Grundwasser abhängigen Lebensräumen oder Arten dienen, gelten beide Richtlinien (WRRL, Art. 6). Bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne der WRRL müssen dementsprechend die Anforderungen beider Richtlinien berücksichtigt werden. Konflikte können in diesen Überschneidungsbereichen z. B. hinsichtlich bestimmter Zielarten auftreten (WENDLER 2007).

Die Bedeutung der Auen für die Erreichung des in der WRRL geforderten guten ökolo-

gischen Zustands als Gewässerschutzziel, gemessen an den biologischen Qualitätskomponenten, wird im wasserwirtschaftlichen Planungsprozess und Vollzug meist unterschätzt. Auen bilden zudem als Teil der vom Grundwasser abhängigen Landökosysteme mit aquatischen und terrestrischen Teillebensräumen den Übergang zu höher gelegenen terrestrischen Lebensräumen und können diese auch verbinden.

Die *Hochwasserrichtlinie* (HWRL; EG 2007) schafft einen Ordnungsrahmen für die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken zur Verringerung hochwasserbedingter nachteiliger Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten. In der HWRL wird anerkannt, dass die ökologischen Ziele der WRRL auch im Sinne der HWRL liegen, da gesamte Wassereinzugsgebiete betrachtet werden und eine Abschwächung der Auswirkungen von Hochwasser gefördert wird. Hochwasserschutz ist aber nicht Hauptziel der WRRL. Beide Richtlinien sollen ggf. synergistische Effekte ihrer Zielsetzungen nutzen.

Für jede Flussgebietseinheit bzw. jede Bewirtschaftungseinheit soll bis zum Jahr 2011 eine vorläufige Bewertung des Hochwasserrisikos vorgenommen werden. Dabei sind die entsprechenden Erfahrungen und Berichte vergangenen Jahre auszuwerten. Auf dieser Grundlage bestimmen die Mitgliedstaaten in jeder Flussgebietseinheit bzw. jeder Bewirtschaftungseinheit diejenigen Gebiete, für die ein potenzielles signifikantes Hochwasserrisiko besteht oder für wahrscheinlich gehalten wird. Diese Gebiete werden in Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten festgeschrieben. Auf der Basis dieser Karten erstellen die Mitgliedstaaten auf der Ebene der Flussgebietseinheiten oder der Bewirtschaftungseinheiten koordinierte Hochwasserrisikomanagementpläne.

Dabei steht bei der Zielsetzung die Verringerung potenzieller hochwasserbedingter nachteiliger Folgen für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftlicher Tätigkeiten im Vordergrund.

2.4.2 Naturschutzrecht¹

Das vom Prinzip der Nachhaltigkeit ausgehende Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) nennt bereits in seinen Grundsätzen (§ 2) Maßnahmen, die zu einer

¹ Untergesetzliches Regelwerk ist nicht behandelt.

Verbesserung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer und zum Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds herangezogen werden könnten:

- „1. Sicherung des Naturhaushalts in seinen räumlich abgrenzbaren Teilen zur Erfüllung der den Standort prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse, Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung landschaftlicher Strukturen,
3. Sicherung der Ufervegetation im Rahmen des Umgangs mit Böden,
4. Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung natürlicher oder naturnaher Gewässer sowie deren Uferzonen und natürliche Rückhalteflächen, naturnaher Gewässerausbau,
7. Vermeidung dauerhafter Schäden des Naturhaushalts und Zerstörungen wertvoller Landschaftsteile beim Aufsuchen und bei der Gewinnung von Bodenschätzen, bei Abgrabungen und Aufschüttungen, Ausgleich oder Minderung von unvermeidbaren Beeinträchtigungen durch Förderung natürlicher Sukzession, Renaturierung, naturnahe Gestaltung, Wiedernutzbarmachung oder Rekultivierung,
8. Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt,
9. Schutz wild lebender Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensgemeinschaften als Teil des Naturhaushalts in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt, Schutz, Pflege, Entwicklung und Wiederherstellung ihrer Biotop- und ihrer sonstigen Lebensbedingungen,
13. Sicherung der Landschaft in ihrer Vielfalt, Eigenart und Schönheit auch wegen ihrer Bedeutung als Erlebnis- und Erholungsraum des Menschen, Erhaltung ihrer charakteristischen Strukturen und Elemente.“

In den Ländergesetzen sind diese Grundsätze in unterschiedlicher Art und Weise übernommen bzw. teilweise auch erweitert worden.

Der Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds, der mindestens 10 % der Landesfläche umfassen soll, ist ebenfalls Vorgabe des BNatSchG (§ 3(1)). Seine Zwecke (2) sind die nachhaltige Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften sowie die Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen. Er soll aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen bestehen. Zu seinen Bestandteilen gehören Nationalparke, im Rahmen von § 30 gesetzlich geschützte

Biotop-, Naturschutzgebiete, FFH-Gebiete, Biosphärenreservate oder Teile davon, ggf. auch geeignete Teile von Landschaftsschutzgebieten und Naturparken.

Bis auf Schleswig-Holstein haben alle Länder die grundsätzlichen Aussagen zum Biotopverbund übernommen. Einige Länder haben Ergänzungen, auch gewässerbezogene, vorgenommen, z. B. Baden-Württemberg: § 6 (1) Bei Gewässern ist im Rahmen des Biotopverbunds... „die Erhaltung des biologischen Gleichgewichts der Gewässer sowie die dauerhafte Sicherung der großräumigen Vernetzungsfunktion und eine naturgemäße Ufergestaltung der oberirdischen Gewässer zu berücksichtigen. Die Lebensmöglichkeiten für eine artenreiche Tier- und Pflanzenwelt sind zu verbessern und geeignete Bereiche für die Erholung zu bewahren. (2) Oberirdische Gewässer sollen nur so ausgebaut und unterhalten werden, dass sie einschließlich ihrer Gewässerrandstreifen und Uferzonen als Lebensstätten und Lebensräume für heimische Tier- und Pflanzenarten erhalten bleiben“.

Im Bereich der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft werden die Länder durch § 5 (3) BNatSchG verpflichtet, eine regionale Mindestdichte von zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen (Saumstrukturen, insbesondere Hecken und Feldraine sowie Trittsteinbiotop) festzusetzen und geeignete Maßnahmen (planungsrechtliche Vorgaben, langfristige Vereinbarungen, Förderprogramme oder andere Maßnahmen) zu ergreifen, falls diese Mindestdichte unterschritten ist und solche Elemente neu einzurichten sind. § 5 (4) erfordert als gute fachliche Praxis auch die Erhaltung und Vermehrung von Biotopvernetzungselementen, die Vermeidung von Grünlandumbruch in Überschwemmungsgebieten und auf Standorten mit hohem Wasserstand; auch die fischereiliche Nutzung (§ 5 (6)) muss oberirdische Gewässer einschließlich ihrer Uferzonen als Lebensstätten und Lebensräume heimischer Tier- und Pflanzenarten erhalten und fördern.

Die Länder Hamburg, Rheinland-Pfalz und Thüringen haben auf spezielle Aussagen zur Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft verzichtet. Alle anderen Länder führen die entsprechenden Paragraphen mit dem Hinweis auf die Bedeutung der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft für die Erhaltung der Kultur- und Erholungslandschaft ein.

Ergänzend zur fischereiwirtschaftlichen Nutzung der oberirdischen Gewässer über

das Bundesnaturschutzgesetz hinaus fordern einige Länder, den Besitz der Gewässer mit nicht heimischen Tierarten grundsätzlich zu unterlassen (Baden-Württemberg, Brandenburg, Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt).

Die §§ 13–21 des BNatSchG befassen sich mit dem Planungsinstrumentarium des Naturschutzes, der Landschaftsplanung (§ 15: Landschaftsprogramm–Land, Landschaftsrahmenplan–Region, § 16: Landschaftsplan – lokale Ebene) und der Eingriffsregelung (landschaftspflegerischer Begleitplan). Aufgabe der Landschaftsplanung ist es, die Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den jeweils betrachteten Raum darzustellen und zu begründen.

Bei Eingriffen (§ 18 BNatSchG) aufgrund von Fachplänen (§ 20 (4) BNatSchG), muss der Planungsträger die zur Vermeidung, zum Ausgleich und zur Kompensation erforderlichen Maßnahmen im Fachplan oder in einem landschaftspflegerischen Begleitplan als Bestandteil des Fachplans darstellen. Die Länder haben die Eingriffsregelung im Wesentlichen übernommen.

Um bestimmte Teile von Natur und Landschaft zielgerichtet schützen, pflegen oder entwickeln zu können, sind eine Reihe von Schutzkategorien vorgesehen. In § 30 BNatSchG ist der Schutz bestimmter Biotop gesetzlich geregelt, zu denen auch Bereiche in den Auen gehören:

- „1. natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmte Bereiche;
2. Moore, Sümpfe, Röhrichte, seggen- und binsenreiche Nasswiesen, Quellbereiche, Binnenlandsalzstellen;
3. offene Binnendünen, offene natürliche Block-, Schutz- und Geröllhalden, Lehm- und Lösswände, Zwergstrauch-, Ginster- und Wacholderheiden, Borstgrasheiden, Trockenrasen, Schwermetallrasen, Wälder und Gebüsche trockenarmer Standorte und
4. Bruch-, Sumpf- und Auwälder.“

Nach § 31 BNatSchG sollen die Länder sicherstellen, dass die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Gewässerrandstreifen und Uferzonen als Lebensstätten und Lebensräume für heimische Tier- und

Pflanzenarten erhalten bleiben und so weiterentwickelt werden, dass sie ihre großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können.

Dieser Paragraph ist in den Ländern Baden-Württemberg, Berlin, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein aufgenommen.

2.4.3 Wasserhaushaltsgesetz und Landeswassergesetze, Hochwasserschutzgesetz¹

Die auf einen umfassenden Gewässerschutz ausgerichteten Grundsätze der Wasserwirtschaft sind im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) niedergelegt (§ 1 (1)): „Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben“ (WHG 2002, zuletzt geänd. 2007).

Bis auf die Länder Hamburg und Thüringen haben die Länder die Grundsätze individuell übernommen und teils weiter ausgefüllt. Insbesondere das Land Sachsen hat in seinen Grundsätzen auf die Vernetzungsfunktion von Fließgewässern hingewiesen.

§ 19 WHG sieht vor, dass aus bestimmten Gründen Wasserschutzgebiete ausgewiesen und Nutzungsbeschränkungen ausgesprochen werden können. Die Länder schreiben in ihren Wassergesetzen mehr oder weniger strenge Restriktionen für die Nutzung dieser Gebiete vor. Oberirdische Gewässer sind nach § 25 a (1) WHG so zu bewirtschaften, dass eine nachteilige Veränderung ihres ökologischen und chemischen Zustandes vermieden und ein guter ökologischer und chemischer Zustand erhalten oder erreicht wird (z. B. Baden Württemberg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Schleswig-Holstein).

Zur Unterhaltung gehört auch die Pflege und Entwicklung (§ 28 (1) WHG); bei der Unterhaltung der Binnengewässer ist den Belangen des Naturhaushalts Rechnung zu tragen; Bild und Erholungswert der Gewässerlandschaft sind zu berücksichtigen. Bis auf Bremen haben die Länder die Vorgaben umgesetzt und dabei unterschiedliche Pflichten geregelt.

In Überschwemmungsgebieten (§ 31 b WHG) können die Länder nach Erfordernis

Schutzvorschriften zum (2) Erhalt oder zur Verbesserung der ökologischen Strukturen der Gewässer und ihrer Überflutungsflächen erlassen, ferner Vorschriften zur (3) ...Einschränkung für die landwirtschaftliche Nutzung, (4) ...Einschränkung für die Bebauung ... erlassen. Außerdem sollen nach (5) ...Überschwemmungsgebiete als Rückhalteflächen erhalten werden; gegebenenfalls Ausgleichsmaßnahmen getroffen und frühere Überschwemmungsgebiete soweit wie möglich wieder hergestellt werden.

Die Länder haben die Vorschrift aufgegriffen und sehen oftmals auch Restriktionen für Überschwemmungsgebiete vor.

Einige Länder haben in ihren Wassergesetzen Aussagen zu Gewässerrandstreifen getroffen (Baden-Württemberg, Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen. Baden-Württemberg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen fordern eine Breite von 10 m bei Gewässern 1. Ordnung und eine Breite von 5 m bei Gewässern 2. Ordnung.

Die Länder Sachsen und Sachsen-Anhalt fordern die Gewährleistung der Durchgängigkeit beim Bau und Betrieb von Wasserkraft- oder Stauanlagen.

Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes

Das „Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes“ (2005) wird als Artikelgesetz über bestehende Gesetze wie Wasserhaushaltsgesetz, Baugesetzbuch, Raumordnungsgesetz und anderen umgesetzt. Grundsatz ist nach § 31a WHG, dass oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften sind, dass so weit wie möglich Hochwasser zurückgehalten, der schadlose Wasserabfluss gewährleistet und der Entstehung von Hochwasserschäden vorgebeugt wird.

Bestimmte geeignete Gebiete (§ 31b WHG) können unter bestimmten Bedingungen und landesrechtlichen Voraussetzungen zu Überschwemmungsgebieten erklärt werden.

Die von den Ländern erlassenen Vorschriften sollen u. a. zum Erhalt oder zur Verbesserung der ökologischen Strukturen der Gewässer und ihrer Überflutungsflächen dienen. Es können auch erhöhte Anforderungen an die ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung gestellt werden.

2.4.4 Weiterentwicklung von Rechtsgrundlagen

Ziel des Umweltgesetzbuches (Entwurf 2008; UGB) war die Bündelung verschiedener den Umweltbereich betreffender Gesetze, um das Recht einfacher, benutzerfreundlicher und transparenter zu gestalten. Es gliederte sich in drei Teile: Allgemeine Vorschriften, Wasserwirtschaft, Naturschutz. Auf Grund parteipolitischer Auseinandersetzungen kam es nicht zur Verabschiedung. Es ist beabsichtigt, die Teile "Wasserwirtschaft" und "Naturschutz" als Einzelgesetze noch in der laufenden Legislaturperiode zu verabschieden, um den Anforderungen der Föderalismusreform Genüge zu tun.

2.4.5 Räumliche Planung

Das Raumordnungsgesetz (2008) hat zum Ziel (§ 1), den Gesamttraum Deutschlands und seine Teilräume durch zusammenfassende überörtliche und fachübergreifende Raumordnungspläne, durch raumordnerische Zusammenarbeit und durch Abstimmung raumbedeutsamer Planungen und Maßnahmen zu entwickeln, zu ordnen und zu sichern. Unterschiedlichen Anforderungen an den Raum und Konflikte sollen ausgeglichen werden sowie Vorsorgemaßnahmen für einzelne Nutzungen und Funktionen und Raumnutzungen getroffen werden.

Leitvorstellung bei der Raumentwicklung ist das Prinzip der Nachhaltigkeit: die sozialen und wirtschaftlichen Ansprüche sollen mit den ökologischen Funktionen des Raumes in Einklang gebracht werden. Das Raumordnungsgesetz gehört nach der Föderalismusreform in die konkurrierende Gesetzgebung. Die Länder haben Abweichungsrechte. In Zusammenhang mit Gewässern und dem Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds sind von den 8 Grundsätzen Nr. 5 und 6 von Bedeutung (§ 2 (2) GeROG):

„5. Kulturlandschaften sind zu erhalten und zu entwickeln. Historisch geprägte und gewachsene Kulturlandschaften sind in ihren prägenden Merkmalen und mit ihren Kultur- und Naturdenkmälern zu erhalten. Die unterschiedlichen Landschaftstypen und Nutzungen der Teilräume sind mit den Zielen eines harmonischen Nebeneinanders, der Überwindung von Strukturproblemen und zur Schaffung neuer wirtschaftlicher und kultureller Konzeptionen zu gestalten und weiterzuentwickeln. Es sind die räumlichen Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass die Land- und Forstwirtschaft ihren

¹ Untergesetzliches Regelwerk ist nicht behandelt.

Beitrag dazu leisten kann, die natürlichen Lebensgrundlagen in ländlichen Räumen zu schützen sowie Natur und Landschaft zu pflegen und zu gestalten.

6. Der Raum ist in seiner Bedeutung für die Funktionsfähigkeit der Böden, des Wasserhaushalts, der Tier- und Pflanzenwelt sowie des Klimas einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen zu entwickeln, zu sichern oder, soweit erforderlich, möglich und angemessen, wiederherzustellen. Wirtschaftliche und soziale Nutzungen des Raums sind unter Berücksichtigung seiner ökologischen Funktionen zu gestalten; dabei sind Naturgüter sparsam und schonend in Anspruch zu nehmen, Grundwasservorkommen sind zu schützen. Beeinträchtigungen des Naturhaushalts sind auszugleichen, den Erfordernissen des Biotopverbundes ist Rechnung zu tragen. Für den vorbeugenden Hochwasserschutz an der Küste und im Binnenland ist zu sorgen, im Binnenland vor allem durch Sicherung oder Rückgewinnung von Auen, Rückhalteflächen und Entlastungsflächen. Den räumlichen Erfordernissen des Klimaschutzes ist Rechnung zu tragen, sowohl durch Maßnahmen, die dem Klimawandel entgegenwirken, als auch durch solche, die der Anpassung an den Klimawandel dienen.“

Nach § 4 (1) GeROG sind die Ziele der Raumordnung von öffentlichen Stellen bei ihren raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen zu beachten...; die Grundsätze (§ 2 (2) GeROG und sonstigen Erfordernisse der Raumordnung sind von öffentlichen Stellen bei raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen ... in der Abwägung oder bei der Ermessensausübung nach Maßgabe der dafür geltenden Vorschriften zu berücksichtigen (Behördenverbindlichkeit).

Die Länder haben bisher teilweise Leitbilder für die Regionen oder Teilregionen ihres Landes entwickelt, denen sich auch dezidierte Aussagen zum Umgang mit Fließgewässern und ihren Auen entnehmen lassen.

2.4.6 Baugesetzbuch

Wichtig für die Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer und den Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds ist besonders die Ebene der Bauleitplanung mit dem Flächennutzungs- und dem Bebauungsplan, denn hier geht es um die konkreteste Ebene der räumlichen Planung.

§ 1 Baugesetzbuch (BauGB) nennt die Aufgaben, Begriffe und Grundsätze der Bauleitplanung. Sie betreffen insbesondere die

(1) Vorbereitung und Leitung der baulichen und sonstigen Nutzung der Grundstücke in den Gemeinden. Bauleitpläne sind nach (2) der Flächennutzungsplan (vorbereitender Bauleitplan) und der Bebauungsplan (verbindlicher Bauleitplan). Die Bauleitplanung ist (4) den Zielen der Raumordnung anzupassen. Bauleitplanung soll (5) eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung gewährleisten, die die sozialen, wirtschaftlichen und umweltschützenden Anforderungen auch in Verantwortung gegenüber künftigen Generationen miteinander in Einklang bringt, und eine dem Wohl der Allgemeinheit dienende sozialgerechte Bodennutzung gewährleistet. Bei der Aufstellung (6) der Bauleitpläne sind in Bezug auf die Umsetzung eines gewässerorientierten Biotopverbunds insbesondere zu berücksichtigen:

- „5. die Belange der Baukultur, des Denkmalschutzes und der Denkmalpflege, und die Gestaltung des Orts- und Landschaftsbildes,
- 7. die Belange des Umweltschutzes, einschließlich des Naturschutzes und der Landschaftspflege, insbesondere
 - a) die Auswirkungen auf Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und das Wirkungsgefüge zwischen ihnen sowie die Landschaft und die biologische Vielfalt,
 - b) die Erhaltungsziele und der Schutzzweck der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung und der Europäischen Vogelschutzgebiete im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes,
 - c) umweltbezogene Auswirkungen auf den Menschen und seine Gesundheit sowie die Bevölkerung insgesamt,
 - g) die Darstellungen von Landschaftsplänen sowie von sonstigen Plänen, insbesondere des Wasser-, Abfall- und Immissionsschutzrechts,
- 8. die Belange
 - b) der Land- und Forstwirtschaft,
 - e) der Versorgung, insbesondere mit Energie und Wasser,
 - f) der Sicherung von Rohstoffvorkommen,
- 12. die Belange des Hochwasserschutzes.“

Bei der Aufstellung der Bauleitpläne (7) sind die öffentlichen und privaten Belange gegeneinander und untereinander gerecht abzuwägen.

Nach § 1a des BauGB (1) bei der Aufstellung der Bauleitpläne Vorschriften zum Umweltschutz anzuwenden. Diese sind nach (2) sparsamer Umgang mit Grund und Boden,, Begrenzung von Bodenversiegelungen,

möglichst wenig Umnutzung von landwirtschaftlich, als Wald oder für Wohnzwecke genutzten Flächen.

Erhebliche Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sowie der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts (Eingriffsregelung nach dem Bundesnaturschutzgesetz) sind zu vermeiden und auszugleichen, dies ist in der Abwägung zu berücksichtigen (3). Der Ausgleich erfolgt durch geeignete Darstellungen und Festsetzungen nach den §§ 5 und 9 BauGB als Flächen oder Maßnahmen zum Ausgleich.

Nach § 2 BauGB (1) sind die Bauleitpläne von der Gemeinde in eigener Verantwortung aufzustellen. Die Behörden und sonstigen Träger öffentlicher Belange, deren Aufgabenbereich durch die Planung berührt werden kann, sind aufgrund § 4 (1) BauGB zu unterrichten und zur Äußerung aufzufordern.

Im Flächennutzungsplan wird (§ 5 (1) BauGB) für das ganze Gemeindegebiet die sich aus der beabsichtigten städtebaulichen Entwicklung ergebende Art der Bodennutzung nach den voraussehbaren Bedürfnissen der Gemeinde in den Grundzügen dargestellt. Dies sind (2) insbesondere:

- „4. die Flächen für Versorgungsanlagen, für die Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung, für Ablagerungen sowie für Hauptversorgungs- und Hauptabwasserleitungen;
- 5. die Grünflächen, wie Parkanlagen, Dauerkleingärten, Sport-, Spiel-, Zelt- und Badeplätze, Friedhöfe;
- 6. die Flächen für Nutzungsbeschränkungen oder für Vorkehrungen zum Schutz gegen schädliche Umwelteinwirkungen im Sinne des Bundes-Immissionsschutzgesetzes;
- 7. die Wasserflächen, Häfen und die für die Wasserwirtschaft vorgesehenen Flächen sowie die Flächen, die im Interesse des Hochwasserschutzes und der Regelung des Wasserabflusses freizuhalten sind;
- 8. die Flächen für Aufschüttungen, Abgrabungen oder für die Gewinnung von Steinen, Erden und anderen Bodenschätzen;
- 9. a) die Flächen für die Landwirtschaft und
b) Wald;
- 10. die Flächen für Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung von Boden, Natur und Landschaft.
- (2a) Flächen zum Ausgleich im Sinne des § 1a Abs. 3 im Geltungsbereich des Flächennutzungsplans können den Flächen, auf denen Eingriffe in Natur und Landschaft zu erwarten sind, ganz oder teilweise zugeordnet werden.“

Im Flächennutzungsplan sollen gekennzeichnet werden:

„§ 5 (3)

Flächen, bei deren Bebauung besondere bauliche Vorkehrungen gegen äußere Einwirkungen oder bei denen besondere bauliche Sicherungsmaßnahmen gegen Naturgewalten erforderlich sind;

§ 5(4)

Planungen und sonstige Nutzungsregelungen, die nach anderen gesetzlichen Vorschriften festgesetzt sind, sowie nach Landesrecht denkmalgeschützte Mehrheiten von baulichen Anlagen sollen nachrichtlich übernommen werden. Sind derartige Festsetzungen in Aussicht genommen, sollen sie im Flächennutzungsplan vermerkt werden.

§ 5(4a)

Festgesetzte Überschwemmungsgebiete im Sinne des § 31b Abs. 2 Satz 3 und 4 des Wasserhaushaltsgesetzes sollen nachrichtlich übernommen werden. Noch nicht festgesetzte Überschwemmungsgebiete im Sinne des § 31b Abs. 5 WHG sowie überschwemmungsgefährdete Gebiete im Sinne des § 31c WHG sollen im Flächennutzungsplan vermerkt werden.“

Der Bebauungsplan (§ 8 (1) BauGB) enthält die rechtsverbindlichen Festsetzungen für die städtebauliche Ordnung. Er soll (2) aus dem Flächennutzungsplan entwickelt werden.

Der Bebauungsplan kann festsetzen:

„§ 9 (1)

5. die Flächen für den Gemeinbedarf sowie für Sport- und Spielanlagen;
9. den besonderen Nutzungszweck von Flächen;
10. die Flächen, die von der Bebauung freizuhalten sind, und ihre Nutzung;
14. die Flächen für die Abfall- und Abwasserbeseitigung, einschließlich der Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser, sowie für Ablagerungen;
15. die öffentlichen und privaten Grünflächen, wie Parkanlagen, Dauerkleingärten, Sport-, Spiel-, Zelt- und Badeplätze, Friedhöfe;
16. die Wasserflächen sowie die Flächen für die Wasserwirtschaft, für Hochwasserschutzanlagen und für die Regelung des Wasserabflusses;
17. die Flächen für Aufschüttungen, Abgrabungen oder für die Gewinnung von Steinen, Erden und anderen Bodenschätzen;
18. a) die Flächen für die Landwirtschaft und b) Wald;
24. die von der Bebauung freizuhaltenden Schutzflächen und ihre Nutzung, die Flächen für besondere Anlagen und Vorkehrungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen

und sonstigen Gefahren im Sinne des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sowie die zum Schutz vor solchen Einwirkungen oder zur Vermeidung oder Minderung solcher Einwirkungen zu treffenden baulichen und sonstigen technischen Vorkehrungen;

25. für einzelne Flächen oder für ein Bebauungsplangebiet oder Teile davon sowie für Teile baulicher Anlagen mit Ausnahme der für landwirtschaftliche Nutzungen oder Wald festgesetzten Flächen,
 - a) das Anpflanzen von Bäumen, Sträuchern und sonstigen Bepflanzungen,
 - b) Bindungen für Bepflanzungen und für die Erhaltung von Bäumen, Sträuchern und sonstigen Bepflanzungen sowie von Gewässern;
26. die Flächen für Aufschüttungen, Abgrabungen und Stützmauern, soweit sie zur Herstellung des Straßenkörpers erforderlich sind.“

Nach § 9 (1a) können Flächen oder Maßnahmen zum Ausgleich auf den Grundstücken, auf denen Eingriffe in Natur und Landschaft zu erwarten sind, oder an anderer Stelle sowohl im sonstigen Geltungsbereich des Bebauungsplans als auch in einem anderen Bebauungsplan festgesetzt werden. Die Flächen oder Maßnahmen zum Ausgleich an anderer Stelle können den Grundstücken, auf denen Eingriffe zu erwarten sind, ganz oder teilweise zugeordnet werden; dies gilt auch für Maßnahmen auf von der Gemeinde bereitgestellten Flächen.

Der § 9 (6a) bestimmt, dass festgesetzte Überschwemmungsgebiete im Sinne des § 31b Abs. 2 Satz 3 und 4 des WHG nachrichtlich übernommen werden sollen. Noch nicht festgesetzte Überschwemmungsgebiete im Sinne des § 31b Abs. 5 sowie überschwemmungsgefährdete Gebiete im Sinne des § 31c des WHG sollen im Bebauungsplan vermerkt werden.

2.4.7 Fischereirecht

Im Bereich der Binnenfischerei liegt die Gesetzgebungskompetenz ausschließlich bei den Ländern; der Bund hat nach Grundgesetz Art. 30 und 70 keine Regelungskompetenz. Die Länder haben bei ihrer Gesetzgebung die Fischerei unterschiedlich und mitunter sehr umfangreich geregelt. Dabei wird in einigen Ländern davon ausgegangen, dass die Gewässer als Lebensraum und die in ihnen beheimateten Tiere und Pflanzen als Bestandteile des Naturhaushaltes und damit als Lebensgrundlage der menschlichen Gesellschaft anzusehen sind. Gewässer sollen eine gute Qualität und Vielfalt als unentbehrliche Voraussetzungen für die

Entwicklung, Erhaltung und Nutzung der Fischbestände aufweisen. Gewässer sind mit ihrer Artenvielfalt und in der natürlichen Artenzusammensetzung zu erhalten oder wiederherzustellen. Beeinträchtigungen der im und am Wasser lebenden Tier- und Pflanzenwelt sind zu unterlassen. Die fischereiliche Nutzung soll ordnungsgemäß und nachhaltig sein.

In einer Reihe von Bundesländern bezieht sich das Fischereirecht nicht nur auf Fische, sondern auch auf Muscheln, Krebse und Fischnährtiere; letztere sind ggf. zu hegen oder zu schützen (z. B. Baden-Württemberg, Berlin, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen). Zu den grundsätzlichen Inhalten des Fischereirechts gehört, dass in den meisten Bundesländern grundsätzlich von einer Hegepflicht ausgegangen wird. Baden-Württemberg, Brandenburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen stellen dazu Bewirtschaftungs- oder Hegepläne auf.

Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, ist in 11 Bundesländern verpflichtet, durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern.

Wenn dies nicht machbar ist, müssen nach den Landesgesetzen Baden-Württembergs, Bayerns, Berlins, Hessens, Mecklenburg-Vorpommerns, Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalts, Schleswig-Holsteins und Thüringens gegenüber den betroffenen Fischereiberechtigten Ersatzmaßnahmen oder Schadenersatz geleistet werden. Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen fordern, dass Fischwege oder Fischereivorrichtungen angelegt werden und der Fischwechsel durchgängig sichergestellt ist. Die Einrichtung von Schonbezirken für die Fischerei ist in Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen vorgesehen.

Zum Schutz der Fische und der Fischerei können in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen Schonzeiten ausgesprochen werden

2.5 Schlussfolgerungen

Das Wasserrecht stammt aus den 1950er Jahren, das Raumordnungsrecht aus den 1960er Jahren und das Naturschutzrecht aus den 1970er Jahren. Alle Rechtsbereiche wurden entsprechend der umweltpolitischen Entwicklung auf nationaler Ebene mehrfach novelliert. Die europäische Gesetzgebung kam in der Regel später hinzu. Alle Rechtsbereiche gehen heute vom Prinzip der Nachhaltigkeit und der Erhaltung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes aus und bieten damit gute Voraussetzungen für die Verbesserung der Wasserqualität, die Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer und der Gewässerstruktur, für die Herstellung des guten ökologischen Zustands bzw. die Schaffung des guten ökologischen Potenzials, sowie für den Aufbau von gewässerorientierten Biotopverbänden zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Die politischen Strategien – Nachhaltigkeitsstrategie und Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt – unterstützen dies. Neu ist, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit Zeitvorgaben zur Umsetzung versehen ist und auch die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt Zeithorizonte vorgibt.

Wenn es an der Umsetzung dennoch gemangelt hat und ein erhebliches Vollzugsdefizit besteht, liegt dies an mehreren Ursachen:

- Die Vielfalt anzustrebender Ziele und Grundsätze in den einzelnen Rechtsbereichen, die untereinander abgewogen werden müssen, erschwert die Umsetzung und den Aufbau von gewässerorientierten Biotopverbänden. Auch die Zielvorgaben von Naturschutz und Wasserwirtschaft weichen in vielen Gewässerabschnitten voneinander ab. Die Verzahnung aquatischer und terrestrischer Lebensräume und damit die ökologische Bedeutung der gewässerbegleitenden Auen für die Funktionsfähigkeit des Fließgewässersystems wird in der Planung der Länder vielfach vernachlässigt oder nur unzureichend abgebildet. Auch sind die Beurteilungskriterien für den Aufbau eines länderübergreifenden gewässerorientierten Biotopverbands unterschiedlich (Habitatstrukturen, Indikatorarten, Raumgrößen).
- Die Vielfalt von Ansprüchen verschiedener Landnutzungen, z. B. der Land- und Forstwirtschaft, der Wasserwirtschaft, der Fischereiwirtschaft, des Naturschutzes, Siedlung und Verkehr, Freizeit und Erholung, die ebenfalls untereinander in der Landes- und Regionalplanung und Bauleitplanung abzuwägen sind, ist außerordentlich hoch. Je höher die räumliche Abstraktion, desto leichter lassen sich Forderungen nach Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands bzw. des guten Potenzials, nach durchgängigen Fließgewässern und funktionsfähigen Auen, die einen gewässerorientierten Biotopverbund bilden sollen, begründen und planerisch darstellen; auf der untersten Ebene der räumlichen Planung, wo es um konkrete Raumbedarfe geht, lassen sich diese Ziele aber am schwersten umsetzen.
- Bei Ländergrenzen überschreitenden Planungen erschweren bisher voneinander abweichende Gesetze und Vorschriften mitunter eine zügige Umsetzung übergreifender gewässerorientierter Biotopverbände.
- In der Vergangenheit war sicherlich die mangelhafte Zusammenarbeit beteiligter Ämter oftmals zu beklagen. Dies hat sich jedoch in den letzten 15 Jahren in allen Bundesländern deutlich verbessert. Naturschutz- und Wasserwirtschaftsämter auf allen Ebenen arbeiten nicht nur beim Aufbau durchgängiger Gewässerstrecken und gewässerorientierter Biotopverbände in Schutzbereichen an Fließgewässern zusammen, sondern sind beispielsweise meist auch als Träger öffentlicher Belange bei vielen anderen umzusetzenden Maßnahmen an Fließgewässern mitbeteiligt. Durch die Mitwirkungsrechte von anerkannten Natur- und Umweltschutzverbänden ist auch der Druck für verstärktes gemeinsames Naturschutzhandeln höher geworden. Als problematisch erweist sich eher die dünne Personaldecke, die die Abgabe von qualifizierten Vorschlägen und Stellungnahmen erschweren kann. Fehlendes Personal erschwert auch die Überprüfung der Umsetzung von Maßnahmen und die Kontrolle von Erfolgen.
- Für die Finanzierung von wasserbaulichen Maßnahmen zum Aufbau durchgängiger Gewässerstrecken und gewässerorientierter Biotopverbände bzw. den Erwerb von Grundstücken gibt es zwar verschiedene Programme in den Ländern, die Mittel reichen jedoch keinesfalls aus.
- Ein weiteres Problem ist, dass Erfolge der Verbesserung des Zustands von Fließgewässern und ihren Auen sich nur sehr langsam einstellen. Sie lassen sich daher oftmals sehr schwer kommunizieren.
- Zwei gravierende Probleme, die auch künftig eine schnelle Umsetzung von gewässerorientierten Biotopverbänden erschweren werden, sind die fehlende Flächenverfügbarkeit und die Besitzstruktur an Fließgewässern.
- Ein besonderes Problem ist die Betroffenheit der Beteiligten. Im Gegensatz zu den Kosten der Abwasserbehandlung, die anteilmäßig einer großen Zahl anonymer Betroffener auferlegt werden, betreffen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und der Auen wenige Einzelpersonen in vollem Umfang.

3 Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands

Kathrin Januschke, Andrea Sundermann, Claudia Antons, Peter Haase, Armin Lorenz, Daniel Hering

Fließgewässer-Renaturierungen verfolgen sehr unterschiedliche Ziele: Mit einigen Maßnahmen wird die Wiederherstellung einer naturnahen Gewässerstruktur und naturnaher Lebensgemeinschaften des Gewässers und der Aue beabsichtigt, während andere eine Verbesserung von Biodiversitäts-Parametern oder die Förderung von Ökosystem-Funktionen und -Dienstleistungen zum Ziel haben (NIENHUIS & LEUVEN 2001, BOND & LAKE 2003, BOULTON 2007, HELFIELD et al. 2007, JANSSON et al. 2007, WOOLSEY et al. 2007).

In Europa werden die Ziele von Renaturierungen zusehends durch rechtliche Vorgaben bestimmt: Während die FFH-RL den Schutz einzelner Arten und Lebensgemeinschaften der Aue und des Gewässers in den Vordergrund stellt, beabsichtigt die WRRL die Wiederherstellung eines „guten ökologischen Zustandes“ für alle „natürlichen Gewässer“ bis zum Jahr 2015; der ökologische Zustand wird durch die Lebensgemeinschaften definiert, im Fall von Flüssen durch die Fischfauna, das Makrozoobenthos und die aquatische Vegetation. Nach den ersten Bestandsaufnahmen werden europaweit ca. 70 % der Wasserkörper den guten ökologischen Zustand nicht erreichen oder es liegen bislang keine ausreichenden Daten vor, um den Zustand bewerten zu können (EU Commission 2007).

In Deutschland spielen Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur die Hauptrolle für das Nicht-Erreichen des guten ökologischen Zustandes: 67 % der Wasserkörper sind von hydromorphologischen Beeinträchtigungen betroffen, während nur 33 % (meist geringfügig) organisch belastet sind (BMU 2006). Renaturierungsprojekte zur Umsetzung der WRRL haben daher meist zum Ziel, die Gewässerstruktur zu verbessern. Allein in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Hessen (Gesamtfläche: 75.000 km²) wurden in den letzten 20 Jahren fast 1.400 Renaturierungsprojekte durchgeführt (FELD et al. 2007). Die meisten dieser Maßnahmen sind kleine Projekte, z. B. der Umbau einzelner Wehre, und nur wenige Projekte hatten zum Ziel, längere Abschnitte umzugestalten. Eine systematische Einbindung in das gesamte Fließgewässersystem oder eine Betrachtung der Wechselwirkungen mit oberhalb bzw. unterhalb liegenden Abschnitten oder Nebengewässern erfolgte nur äußerst selten.

Zur Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf hydromorphologische Parameter und auf Organismengruppen liegen nur wenige und oft widersprüchliche Daten vor: In den USA wurden von mehr als 37.000 Projekten nur knapp 10 % einer Erfolgskontrolle unterzogen. Eine ähnlich geringe Quote wird für Europa vermutet (KAIL et al. 2007, BRATRICH 2004). In Nordrhein-Westfalen wurden 6,4 % von 426 Maßnahmen einer Erfolgskontrolle unterzogen, indem zumindest eine Organismengruppe vor und nach der Maßnahme untersucht wurde (MUNLV 2005). Eine zusammenfassende Übersicht der Wirkung von Renaturierungen auf verschiedene Organismengruppen existiert bislang nicht.

Das Ziel der hier geschilderten Untersuchungen ist die Schaffung und Auswertung einer vergleichbaren Datenbasis zur Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf gewässerstrukturelle Parameter sowie auf fünf Organismengruppen des Gewässers und der Aue, die für die Umsetzung der WRRL und der FFH-RL von Bedeutung sind. Die Untersuchung basiert teilweise auf der Auswertung existierender Daten; Datenlücken wurden durch neue Freilanduntersuchungen geschlossen, so dass für die Mehrzahl von insgesamt 37 Renaturierungsmaßnahmen vergleichende Daten zur Gewässerstruktur, zur Fischfauna, zum Makrozoobenthos, den aquatischen Makrophyten, zu uferbewohnenden Laufkäfern und der Auenvegetation vorliegen, jeweils für den renaturierten Abschnitt und für einen nahegelegenen, nicht renaturierten Vergleichsabschnitt.

Die Auswertung dient der Beantwortung folgender Fragen:

- Welche Auswirkungen haben die Renaturierungsmaßnahmen auf die Struktur der Aue und des Gewässers sowie auf die Organismengruppen? Bestehen Unterschiede zwischen den Organismengruppen?
- Unterscheiden sich die Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen zwischen Gewässertypen?
- Unterscheiden sich die Wirkungen von weiter zurückliegenden Renaturierungsmaßnahmen und erst kürzlich durchgeführten Maßnahmen?

An zwei Fallbeispielen wird zudem die Strahlwirkung von renaturierten Abschnitten auf nahegelegene, nicht renaturierte

Abschnitte untersucht. Darüber hinaus wird betrachtet, inwieweit umgekehrt die räumliche Nähe von Renaturierungsmaßnahmen zu naturnahen Flussabschnitten für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen entscheidend ist.

3.1 Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf Gewässerstruktur und verschiedene Organismengruppen

3.1.1 Methodik

Charakterisierung der Renaturierungsmaßnahmen

Es wurden die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen untersucht, die sich auf die Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz verteilen (vgl. Tab. 2). Die Renaturierungsmaßnahmen wurden zwischen 1997 und 2007 durchgeführt.

Als Grundlage wurden Daten aus dem Projekt „Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und das hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, und Untersuchungen des Planungsbüros Koenzen, des Wasserverbandes Eifel-Rur sowie des Projektes Euro-limpacs (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540) genutzt¹. Die untersuchten Renaturierungsmaßnahmen dienten in den meisten Fällen der Verbesserung der Gewässerstruktur und/oder dem Hochwasserschutz. Mit folgenden Mitteln sollten die gesteckten Ziele erreicht werden:

- Rücknahme von Verbaumaßnahmen,
- Schaffung eines neuen Gewässerverlaufs,
- Einbringung von Totholz,
- Wiederverzweigung des Gewässerverlaufs,
- Wiederanbindung von Altarmen,
- Einbringen von Strömunglenkern oder
- Verlängerung der Gewässerstrecke.

¹ Für die Überlassung danken die Autoren herzlich.

Tab. 2: Ausgewertete Renaturierungsmaßnahmen. (Erläuterung zu den Fließgewässertypen: Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges, Typ 11: Organisch geprägte Bäche, Typ 12: Organisch geprägte Flüsse, Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse, Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche, Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse, Typ 20: Sandgeprägte Ströme).

Fließgewässer	Ort in der Nähe (und Bezeichnung)	Bundesland	Jahr der Fertigstellung der Renaturierungs- maßnahme	Fließgewässertyp	Gewässerstruktur	Auenmorphologie	Makrozoobenthos	Fische	Makrophyten	Auenvegetation	Laufkäfer
Bröl	Waldbröl	NRW	passiv	9	x	x	x	-	x	x	x
Dill	Dillenburg	HE	2005	9	x	x	x	x	x	x	-
Eder	Dodenau - Rössmühle	HE	2000	9	x	x	x	x	x	x	x
Fulda	Mecklar	HE	2005	9.2	x	x	x	x	x	x	-
Fulda	Niederaula	HE	2005	9.2	x	x	x	x	x	x	-
Gartroper Mühlenbach	Hünxe	NRW	2004	11	x	x	x	x	x	x	-
Hase	Haselünne_r1	NI	2000	15	x	-	x	x	x	-	-
Hase	Haselünne_r2	NI	2006	15	x	-	x	x	x	-	-
Inde	Kirchberg - Brücke	NRW	2002	17	-	x	x	-	x	x	-
Inde	Kirchberg - unterer Abschnitt	NRW	2002	17	-	x	x	x	x	-	-
Josbach	Josbach	HE	2003	5.1	x	x	x	x	x	x	-
Kimmer- Brookbäke	Hude	NI	2006	16	x	-	x	x	x	-	-
Lahn	Cölbe	HE	2000	9	x	x	x	x	x	x	x
Lahn	Ludwigshütte	HE	2002	9	x	x	x	x	x	x	x
Lahn	Wallau	HE	2001	9	x	x	x	x	x	x	x
Nette	Weißenthurm - Mündung	RP	2007	9	x	x	x	x	x	x	-
Nidda	Bad Vilbel	HE	2001	9	x	x	x	x	x	x	-
Nidda	Ilbenstadt	HE	2006	9	x	x	x	x	x	x	-
Nidda	Ranstadt	HE	2004	9	x	x	x	x	x	x	-
Nidder	Altenstadt	HE	2002	5	x	x	x	x	x	x	-
Niers	Geldern - Pont R1	NRW	2000	12	x	-	x	x	x	x	x
Niers	Geldern - Pont R2	NRW	2007	12	-	-	-	x	x	-	x
Nims	Birtlingen	RP	2000	9	x	x	x	-	-	x	x
Orke	Niederorke	HE	passiv	9	x	x	x	x	x	x	x
Rhein	Duisburg	NRW	2005	20	x	-	x	x	x	-	-
Ruhr	Arnsberg - Altes Feld	NRW	2004	9	x	x	x	x	x	x	x
Ruhr	Arnsberg - Binnerfeld	NRW	2008	9	x	x	x	x	x	-	x
Ruhr	Neheim - uh. Möhne	NRW	1998	9.2	-	x	x	-	-	-	x
Rur	Jülich 2 - Brücke	NRW	1996	9	-	x	x	x	x	x	-
Rur	Jülich 3 - Klärwerk	NRW	1996	9	-	x	x	x	x	-	-
Rur	Körrenzig 2 - Insel Süd	NRW	2001	17	-	x	x	-	x	x	x
Rur	Körrenzig 3 - Neutrassierung Nord	NRW	2001	17	-	-	x	x	x	-	-
Rur	Millich 2	NRW	2002	17	-	x	x	x	x	x	-
Rur	Millich 3 - Schanz	NRW	2002	17	-	x	x	x	x	-	-
Schwalm	Brüggen	NRW	1997	12	x	x	x	x	x	x	-
Ulster	Wenigentaft	TH	2006	9	x	x	x	-	x	x	-
Wurm	Frelenberg - FB4	NRW	2007	17	-	x	x	x	x	x	-

Darüber hinaus wurde die Nutzungsexten-sivierung der Aue in vielen der Projekte angestrebt. Das bedeutet, dass die ausge-werteten Renaturierungsmaßnahmen nicht nur Auswirkungen auf das Gewässer selbst, sondern auch auf die angrenzende Aue er-warten lassen konnten. In der Regel lagen für die einzelnen Renaturierungsmaßnahmen die Datensätze zu den Organismen und/oder zur Struktur des Gewässers und/oder der Aue nicht vollständig vor. Diese Datenlücken wurden jedoch, soweit möglich, durch nachträgliche Aufnahmen geschlossen, so dass auf vergleichbare und hochwertige Datensätze zurückgegriffen werden kann.

Existierende Datensätze wurden im Hin-blick auf methodische Vergleichbarkeit ausgewählt. Die bestehenden Datenlücken bezüglich der Struktur der Gewässer und der Aue bzw. einzelner Organismengruppen wurden durch Untersuchungen im Zeitraum zwischen Mai und September 2008 geschlos-sen. Es kamen standardisierte Verfahren zum Einsatz, die eine hohe Datenqualität und eine Vergleichbarkeit der Daten gewährleis-ten. Diese werden in den beiden nachfolgenden Kapiteln näher erläutert.

Eine Bilanzierung des Zustandes vor und nach Durchführung einer Renaturierung ist oftmals nicht möglich, da entsprechende Daten hierzu fehlen. Die wenigen vorhan-denen Daten sind aufgrund unterschiedlicher methodischer Vorgehensweisen oft nicht

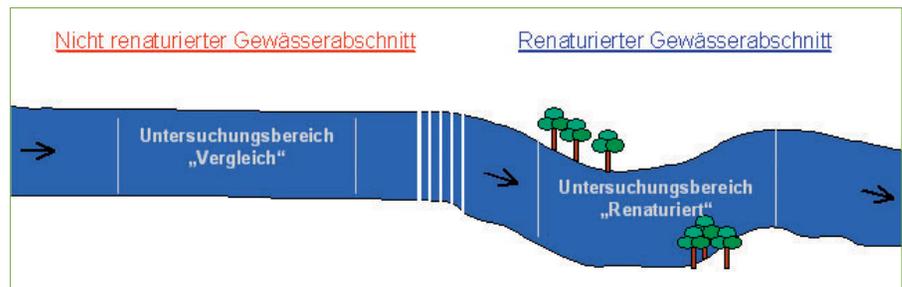


Abb. 4: Schema der Untersuchungen der Renaturierungsmaßnahmen.

vergleichbar. Aus diesem Grund wurden Gewässerstruktur und Besiedlung eines jeweils renaturierten Abschnittes und eines nahegelegenen nicht-renaturierten Abschnit-tes verglichen („space for time substitution“ oder „unechte Zeitreihe“) (vgl. Abb. 4).

Wesentlich war hierbei, dass der nicht-renaturierte Abschnitt dem renaturierten Abschnitt vor Durchführung der Maßnah-me weitgehend glich. Auf der Basis dieses Designs können Aussagen zum Erfolg und zur Auswirkung von Renaturierungsmaß-nahmen auf die Organismengruppen und die Struktur des Gewässers und der Aue getroffen werden.

Datenaufnahme gewässer- und auenmorphologischer Parameter

Um die (hydro-)morphologischen Gegeben-heiten und damit den Erfolg der Maßnahmen unabhängig von den Organismengruppen beurteilen zu können, wurden in den jeweili-gen Untersuchungsbereichen je 10 Transekte

im gleichmäßigen Abstand durch Gewässer und Aue gelegt. Die Untersuchungsbereiche umfassten eine Fließstrecke von 100 m bei kleineren und 200 m bei größeren Gewäs-ern.

Im Bereich des Gewässers wurden für jedes Transekt folgende Parameter aufgenommen: Gewässerbreite, Wasserspiegelbreite sowie Uferbreite und -höhe. Im Gewässerbett selbst wurden entlang eines jeden Transektes 10 Messpunkte im gleichmäßigen Abstand voneinander eingerichtet und dort Gewäs-sertiefe sowie Strömungsgeschwindigkeit aufgenommen.

Zudem erfolgte an jedem Messpunkt eine Kartierung des vorkommenden Substrats für eine Auswertung der Mikrohabitate.

Im Bereich der Aue wurden entlang ei-nes jeden Transektes die vorkommenden (semi-)terrestrischen Auelemente kartiert (Tab. 3).

Tab. 3: Übersicht der kartierten Auelemente.

Morphologische Einheit	Beschreibung
Hauptarm	Hydrologisch dynamischer Wasserkörper, Hauptstrom mit größtem Abfluss
Nebenarm	Hydrologisch dynamischer Wasserkörper, an beiden Enden mit dem Hauptstrom verbunden, geringerer Abfluss
Angeschlossener Seitenarm	Wasserkörper nur mit dem abfließenden Ende mit dem Fluss verbunden
Seitenarm ohne Anschluss	Keine Verbindung mehr mit dem Hauptstrom
Permanentes Auengewässer	Dauerhaft feuchte Flächen, resultierend aus hohen Wasserständen und Grundwasser, keine Zei-chen von Trockenheit
Temporäres Auengewässer	Zeitweise feuchte Flächen, resultierend aus hohen Wasserständen, fällt kurzzeitig trocken
Uferbank	Unbewachsene Kiesbank entweder an Überflutungsfläche oder einer Insel
Inselbank	Unbewachsene Kiesbank in der Mitte des Haupt- oder Nebenarmes
Insel (bewachsen)	Bewachsene große Bank, teilt Haupt- und Nebenarm auf
Böschung	Künstlich erschaffene Bank, mit trapezförmigem oder rechteckigem Profil, begrenzt das Ufer von der Umgebung
Ufer	Aquatisch-terrestrische Übergangszone, keine Bank oder Böschung
Aue	Durch ein Ufer abgegrenztes Gebiet, neigt bei höheren Wasserständen zur Überflutung

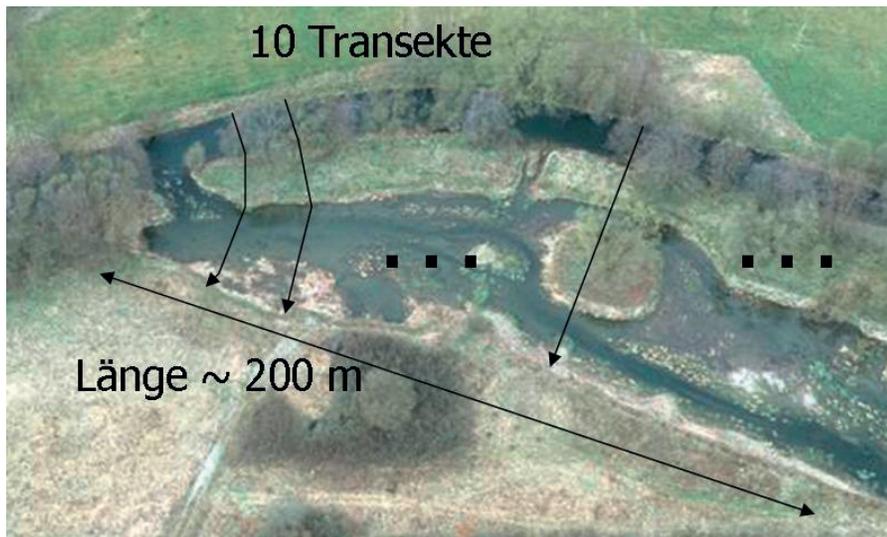


Abb. 5: Beispielhafte Darstellung der Transekte und der Messung der Strukturen des Gewässers und der Aue (Foto: S. Jähnig).

Zusätzlich wurde entlang jeden Transektes die Länge der jeweiligen Auelemente gemessen (vgl. Abb. 5).

Auf der Basis dieser Informationen können Strukturkarten erstellt werden, die die (hydro-) morphologischen und strukturellen Verhältnisse des Gewässers und der angren-

zenden Aue anschaulich widerspiegeln.

Im Gerinne wurden die Mikrohabitate auf der Sohle mit einer vergleichbaren Methodik entlang der 10 Transekte aufgenommen.

An zehn gleich verteilten Punkten wurde das Substrat nach Tabelle 4 bestimmt.

Tab. 4: Übersicht der kartierten Substrate. (* CPOM: Grobes (Coarse) partikuläres organisches Material; ** FPOM: Feines partikuläres organisches Material)

Substrat	Beschreibung
Megalithal (> 40 cm)	Oberseite von großen Steinen und Blöcken, anstehender Fels
Makrolithal (> 20 cm - 40 cm)	Größtkorn: Steine von Kopfgröße, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen
Mesolithal (> 6 cm - 20 cm)	Größtkorn: Faustgroße Steine, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen
Mikrolithal (> 2 cm - 6 cm)	Größtkorn: Grobkies (von der Größe eines Taubeneis bis zur Größe einer Kinderfaust), mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen
Akal (> 0,2 cm - 2 cm)	Fein- bis Mittelkies
Psammal / Psammopelal (> 6 µm - 2 mm)	Sand und/oder (mineralischer) Schlamm
Argyllal (< 6 µm)	Lehm und Ton (bindiges Material, z. B. Auenlehm)
Technolithal 1	(Künstliche Substrate) Steinschüttungen
Algen	Filamentöse Algen, Algenbüschel
Submerse Makrophyten	Makrophyten, inkl. Moose und Characeae
Emerse Makrophyten	z. B. Typha, Carex, Phragmites
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation
Xylal (Holz)	Baumstämme, Totholz, Äste, größere Wurzeln
CPOM*	Ablagerungen von grobpartikulärem organischem Material, z. B. Falllaub
FPOM**	Ablagerungen von feinputikulärem organischem Material

3.1.2 Untersuchung der Organismengruppen

Makrozoobenthos

Die Beprobung wurde nach dem Multi-Habitat-Sampling vorgenommen. Die vorhandenen Substrate wurden hierbei paritätisch zu ihrem Vorkommen beprobt, insofern sie ein Mindestmaß an Fläche (5 % des Untersuchungsabschnittes) bedecken. Insgesamt wurde eine Fläche von 1,25 m² beprobt. Die Probenahme erfolgte im Wesentlichen durch Kicksampling. Das Probematerial wurde konserviert und zur weiteren Bearbeitung ins Labor gebracht.

Die Bestimmung der Organismen richtete sich nach den Kriterien der operationellen Taxaliste (HAASE et al. 2006). Der ökologische Zustand der beprobten Untersuchungsbereiche wurde unter Zugrundelegung der aktuellen Fassung des Auswertungsprogramms ASTERICS Version 3.1.1 (Download unter www.fliessgewaesserbewertung.de) bestimmt. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik ist in MEIER et al. (2006) zu finden (ebenfalls erhältlich als Download unter www.fliessgewaesserbewertung.de).

Fische

Die Fischfauna wurde je nach Gewässergröße auf einer Länge von 300 bis 500 m über die gesamte Breite erfasst, beginnend am untersten Ende des Untersuchungsabschnitts entgegen der Strömung. Abhängig von der Tiefe wurden Bäche und kleinere Flüsse watend, größere dagegen überwiegend vom Boot aus elektrisch befishet.

Die Befischung wurde ab einer Gewässerbreite > 5 m mit zwei, ab einer Gewässerbreite von > 10 m mit drei Elektrofischereigeräten mit Gleichstrom durchgeführt. Um eine ausreichende Erfassung von 0+ Fischen (Jungfische desselben Jahres) sicherzustellen, wiesen die Fanggeräte (Kescher) eine Maschenweite < 6 mm auf. Die Befischungstrecken wurden in 100 m-Abschnitte unterteilt. Innerhalb eines 100 m-Abschnitts wurde der Anodenkescher mindestens 30mal eingetaucht. Im Feldprotokoll wurden die Fangergebnisse jeweils gesondert pro 100 m Befischungstrecke aufgezeichnet. Die Länge der gefangenen Fische wurde in cm-Schritten erfasst. Abschließend wurden für die gesamte Befischungstrecke die Gesamtzahl der gefangenen Fische und zusätzlich die Zahl der 0+ Individuen je Art zusammengefasst.

Um eine Doppelerfassung zu vermeiden, wurden die Fische innerhalb eines 100 m

Abschnitts dem Gewässer entnommen, in einer belüfteten Wanne zwischengehalten und nach Protokollierung der Fangergebnisse wieder zurückgesetzt. Innerhalb eines Untersuchungsabschnitts wurden alle Habitate beprobt, um den Nachweis aller potenziell vorhandenen Arten und Altersstadien zu gewährleisten. Der zeitliche Aufwand wurde repräsentativ auf alle Habitattypen verteilt, d. h. potenziell „gute“ Fischhabitate wurden nicht intensiver befishet als potenziell „schlechtere“ Habitattypen. War es in Ausnahmefällen aufgrund örtlicher Gegebenheiten nicht möglich, die Befischungsvorgaben einzuhalten, so wurde dies in den Protokollen vermerkt. Zur Ermittlung artspezifischer Beeinträchtigungen und Gefährdungen wurden über die gesamte Befischungslänge Anzahl, Lage und Art der Wanderungshindernisse, chemisch/physikalische Gewässerbelastungen (z. B. Einleitungen aus Fischteichen, Kläranlagen usw.), negative Veränderungen der Gewässerstruktur (Gewässerunterhaltung, Kanalisierung, Rückstau) kartiert. Die Angaben (Schätzwerte) zum Sohlensubstrat erfolgten in 5%-Schritten, geringere Anteile wurden ebenfalls vermerkt.

Der ökologische Zustand des jeweiligen Untersuchungsbereiches wurde unter Zugrundelegung der vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) zur Verfügung gestellten Referenzzönose gemäß dem fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer fiBS (DUßLING 2007) ermittelt.

Laufkäfer

Für die Laufkäfer-Erfassung wurden drei für den Abschnitt charakteristische Transekte ausgewählt. Diese sollten zudem, wenn vorhanden, für Laufkäfer typische Habitate wie Kies- oder Schotterbänke aufweisen. Die Beprobungen fanden ausschließlich innerhalb der terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräume wie Uferbank, Inselbank, Insel (bewachsen), Böschung, Ufer und Aue statt. Es wurde eine Kombination aus Handaufsammlungen mit einem Exhaustor und Barberfallen verwendet. Die ufernahen Schotter- bzw. Lehmabänke sowie unbewachsene Steilböschungen wurden mit einem Exhaustor selektiv abgesammelt. An unbewachsenen Steilböschungen eignete sich zudem die Durchführung von Schwemmpfropfen, bei denen der zu beprobende Bereich mit Wasser angespült wird. Dadurch werden die Laufkäfer aufgescheucht und können mit Hilfe des Exhaustors gesammelt werden. An den vegetationsreichen, oberen Abschnitten der Ufer wurden Barberfallen eingesetzt. Dort

ist der Einsatz eines Exhaustors aufgrund der Unübersichtlichkeit des Geländes nicht geeignet.

Die Gefäße, die als Barberfallen verwendet wurden, besitzen eine Tiefe von 8,5 cm und einen Öffnungsdurchmesser von 4 cm mit einem Volumen von 200 ml. Diese wurden ebenerdig in den Boden eingegraben. Als Fang-Detergenz wurden pro Falle etwa 100 ml Renner-Lösung (RENNER 1981/82) verwendet. Um die Oberflächenspannung herabzusetzen, wurde im Gelände ein Schuss Spülmittel hinzugegeben.

Auf den Ufer- und Inselbänken sowie in Bereichen von unbewachsenen Steilböschungen der Transekte wurden abhängig von ihrer Größe zwei bis vier Handproben pro Transekt genommen. In unverzweigten, nicht renaturierten Abschnitten war dies aufgrund fehlender Strukturen oft nicht möglich. Für jede Handprobe wurde eine Fläche von 0,82 m² mit einem Kunststoffring abgegrenzt. Jede Fläche wurde vollständig für maximal 10 Minuten untersucht. Bei Uferbänken wurden mineralische Substrate (Steine, Kies) und organische Substrate (Blätter) umgedreht und anschließend mit dem Exhaustor abgesammelt.

Das Eingraben der Barberfallen erfolgte, wenn möglich, in den gleichen Transekten wie die der Handaufsammlung. Pro Transekt wurden zwei Fallen vergraben, jeweils eine am rechten und am linken Ufer. An verzweigten Abschnitten wurden zum Teil auch Insel-Bereiche genutzt. Das Anlegen der Barberfallen erfolgte so nah am Ufer wie möglich, um im Besonderen auch Laufkäfer des Grenzbereichs zwischen Fließgewässer und Uferbereich zu erfassen.

An der Ruhr wurden die Renaturierungsabschnitte intensiver beprobt. Dabei wurden vier Transekte ausgewählt, in denen pro Transekt zwei Barberfallen vergraben wurden, d. h. die Gesamtanzahl an Fallen pro Probestelle wurde von sechs auf acht erhöht. Auch die Handaufsammlungen wurden auf jeweils vier Transekte verteilt, wobei in jedem Transekt zwei bis drei Handaufsammlungen durchgeführt wurden.

Alle gesammelten Laufkäfer wurden in 70 %-iges Ethanol überführt und nach FREUDE et al. (2004) auf Artniveau bestimmt.

Makrophyten

Die Makrophytenvegetation wurde durch Begehung des Fließgewässers entgegen der

Fließrichtung kartiert. In kleineren Gewässern betrug der untersuchte Fließgewässerabschnitt 100 m und in größeren 200 m. Um die gesamte Breite des Fließgewässers zu erfassen, wurden das Gewässer im Zickzack durchwaten und die Makrophyten mit Hilfe eines Sichtkastens erfasst. In größeren, nicht vollständig durchwatenen Fließgewässern wurde vom Ufer aus mit einem Rechen gesammelt. Es wurden höhere Pflanzen, Armleuchteralgen und Moose erfasst, die submers wachsen bzw. zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Die Bestimmung der Arten erfolgte weitgehend vor Ort. Nicht vor Ort bestimmbare Arten wie *Callitriche sp.*, Algen und Moose wurden entnommen und später im Labor bestimmt. Das Material wurde gekühlt in einem beschrifteten Gefrierbeutel transportiert, Moosproben wurden in einer aus Papier gefalteten Moostüte aufbewahrt.

Für jeden Untersuchungsbereich wurden Gewässer- und Standortdaten in Feldprotokollen ausgefüllt. Die Angabe (Schätzwerte) zum Sohlensubstrat erfolgte in 5%-Schritten. Auf dem Kartierbogen wurde die jeweilige Pflanzenmenge einer Art nach der Schätzskaala von KOHLER (1978) angegeben. Zusätzlich wurden die Parameter Deckungsgrad nach LONDO (1975), Vitalität und Soziabilität sowie Wuchsform aufgenommen. Die Anwendung des PHYLIB-Verfahrens bedingt die korrekte Zuordnung der beprobten Gewässerabschnitte zu der für die Makrophyten bestimmenden biozönotischen Ausprägung. Zunächst wurden die biozönotisch begründeten Makrophytentypausprägungen ermittelt und dann die ökologische Zustandsklasse mit der aktuellen Fassung des Auswertungsprogramms PHYLIB Version 2.6 (<http://www.lfu.bayern.de>) und nach der Handlungsanweisung von SCHAUMBURG et al. (2006) bestimmt.

Auenvegetation

Die Auenvegetation wurde, wie auch bei den Erfassungen der anderen Organismengruppen, auf einer Strecke von 100 m bei kleineren und 200 m bei größeren Gewässern kartiert. Dabei wurden drei Transekte pro Untersuchungsabschnitt ausgewählt, jeweils ein Transekt im oberen, mittleren und unteren Bereich des Abschnittes. Die Transekte reichten in ihrer Längsausdehnung jeweils von Böschungsoberkante (Wasserstand bei Hochwasserabfluss MHQ) zu Böschungsoberkante (vgl. Abb. 5).

Grundlage der Kartierung ist die Einteilung von Vegetationstypen auf pflanzensoziologischem Ordnungsniveau nach OBER-

DORFER (1983, 1992) und ELLENBERG (1996). Die entlang eines Transektes vorkommenden Vegetationstypen werden im Folgenden als Vegetationseinheiten bezeichnet.

Auf jedem der drei Transekte wurden die Längen der jeweiligen Vegetationseinheiten gemessen, um bei der Auswertung den Anteil der einzelnen Vegetationseinheiten innerhalb des betrachteten Untersuchungsabschnitts ermitteln zu können.

In jeder Vegetationseinheit, die in den Transekten vorkam, wurden bezüglich des gesamten Abschnitts drei Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die Probenflächengröße betrug dabei 2 x 3 m bei einer Transektbreite von 2 m. Die Probenflächen lagen auf den Transekten, sofern die jeweilige Vegetationseinheit dort ausreichend häufig vorkam. Andernfalls wurden einzelne Probenflächen auch außerhalb der Transekte gelegt. Kartiert wurden dabei alle vorkommenden Arten sowie ihr jeweiliger prozentualer Deckungsgrad innerhalb der Vegetationseinheit.

Aus den einzelnen Vegetationsaufnahmen einer Probestelle wurde eine gemeinsame Artenliste für die Probestelle generiert. Diese diente der Berechnung der Arten-/Dominantenidentität der Probestellen.

3.1.3 Speicherung der Daten

Alle Daten zu den Renaturierungsmaßnahmen wurden in einer Datenbank gespeichert, um für die Auswertungen der Struktur sowie der Organismengruppen gezielte Datenabfragen machen zu können.

Die Datenbank beinhaltet folgende übergeordnete Datengruppen in Form von Tabellen:

- Stammdaten des Fließgewässers
- Daten zu den jeweiligen Probestellen (renaturiert/nicht renaturiert), z. B.
 - Fließgewässertyp/Auentyp
 - bei renaturierten Probestellen Angaben zum Zeitpunkt der Renaturierung sowie zur durchgeführten Maßnahme
 - Angaben zum Teileinzugsgebiet
- Allgemeine Angaben zu den Untersuchungen
 - Erhebungszeitpunkt
 - Bearbeiter
 - Untersuchungsgegenstand (Struktur oder bestimmte Organismengruppe)
 - Methodik
 - Länge des untersuchten Fließgewässer-Abschnittes.

Die untergeordneten Datengruppen zur Struktur bzw. den jeweiligen Organismengruppen werden in der Datenbank in Form von weiteren Tabellen aufgeschlüsselt. Bezüglich der Struktur des Gewässers und der Aue sind in den Tabellen die wichtigsten allgemeinen Kenngrößen für den gesamten Untersuchungsabschnitt, wie z. B. mittlere Breite des Fließgewässers gespeichert. Darüber hinaus sind die aufgenommenen Parameter der einzelnen Transekte abrufbar. Bei den einzelnen Organismengruppen gibt es sowohl Tabellen mit den wichtigsten Metrics als auch Tabellen, die die Taxalisten enthalten.

3.1.4 Ergebnisse

Auswirkung der Renaturierungsmaßnahmen auf die Struktur des Gewässers und der Aue

Es wurde überprüft, inwiefern sich die Renaturierungsmaßnahmen positiv auf die Struktur der Gewässer auswirken. Hierbei wurden sowohl die Substratvielfalt innerhalb des Gewässers als auch die Anzahl der Auelemente betrachtet. Die Daten wurden jeweils für den gesamten Datensatz sowie getrennt für die beiden Fließgewässertypengruppen „Silikatische Mittelgebirgsflüsse“ (Typen 9 und 9.2) und „Mittelgroße Tieflandflüsse“ (Sand, Kies, organisch geprägt) (Typen 12, 15 und 17) (vgl. Tab. 2) betrachtet.

Substratvielfalt

Als Maß für die Substratvielfalt wurde die Anzahl unterschiedlicher Substrate (Mikrohabitate) pro Probestelle herangezogen. Die Ergebnisse, dargestellt in der Abbildung 6, zeigen, dass in den renaturierten Bereichen eine höhere Substratvielfalt vorhanden war als in den Vergleichsstrecken. Signifikant ist dieses Ergebnis allerdings nur für den gesamten Datensatz (Wilcoxon, $p = 0,02$). Der Median der Anzahl der Substrate liegt in den Vergleichsstrecken bei 5 und in den renaturierten Abschnitten bei 7 (gesamter Datensatz). An den silikatischen Mittelgebirgsflüssen (Typen 9 und 9.2) liegen die Werte bei 6 bzw. 8. Auf die Darstellung der Ergebnisse für die Fließgewässertypen 12, 15 und 17 wurde verzichtet, da lediglich drei Gewässer aus dem gesamten, für diese Analysen zur Verfügung stehenden Datensatz den Typen 12, 15 und 17 angehören.

Auelemente

Auch im Hinblick auf die Anzahl der Auelemente (Abb. 7) zeigt sich in den renaturierten Gewässerabschnitten eine signifikant höhere Anzahl an Auelementen als in den Vergleichsstrecken (Wilcoxon, $p < 0,01$ bzw. $p = 0,01$ für Typen 12, 15 und 17). Dieses ist sowohl für den gesamten Datensatz als auch bei der typspezifischen Betrachtung der Fall. Die Anzahl der Auelemente liegt im Median in den Vergleichsstrecken bei 3 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 7 (gesamter Datensatz; $N = 30$). Für die Gewässertypen 9 und 9.2 liegen die Werte ebenfalls bei 3 bzw. 7 ($N = 20$) und bei den Gewässertypen 12, 15 und 17 bei 2 bzw. 7 ($N = 8$).

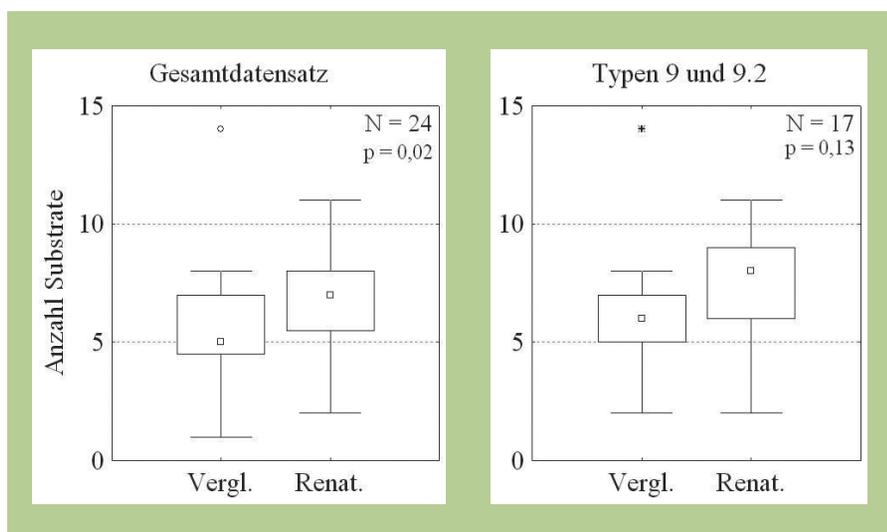


Abb. 6: Anzahl der Substrate in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten. Erläuterung der Box-and-Whisker-Plots: Die Box wird durch das obere und untere Quartil begrenzt, sie umfasst 50 % der Daten. Als weiteres Quartil ist der Median in der Box eingezeichnet. Die Whisker repräsentieren jeweils 25 % der Messwerte, die oberhalb und unterhalb der Box liegen. ○ Ausreisser; * Extremwerte. Als zusätzliche Information wird jeweils das Signifikanzniveau (p) angegeben, mit dem sich beide Verteilungen (Vergleich gegen Renaturiert) von einander unterscheiden.

Die Anzahl der Auelemente liegt bei den Typen 9 und 9.2 sowohl in den Vergleichsabschnitten als auch in den renaturierten Gewässerabschnitten höher als bei den Typen

12, 15 und 17. Hinsichtlich der Reaktion auf die Renaturierungen bestehen jedoch keine Unterschiede. In beiden Typengruppen ist die oben beschriebene Erhöhung der Anzahl der

Auenelemente zu beobachten. Bezüglich der Anzahl der Substrate konnte aufgrund des geringen Stichprobenumfanges kein typspezifischer Vergleich durchgeführt werden.

Fazit: Durch die Renaturierungen wurde sowohl eine erhöhte Substratvielfalt in Gewässern als auch eine erhöhte Strukturvielfalt der Auen erreicht, wobei die Erhöhung im

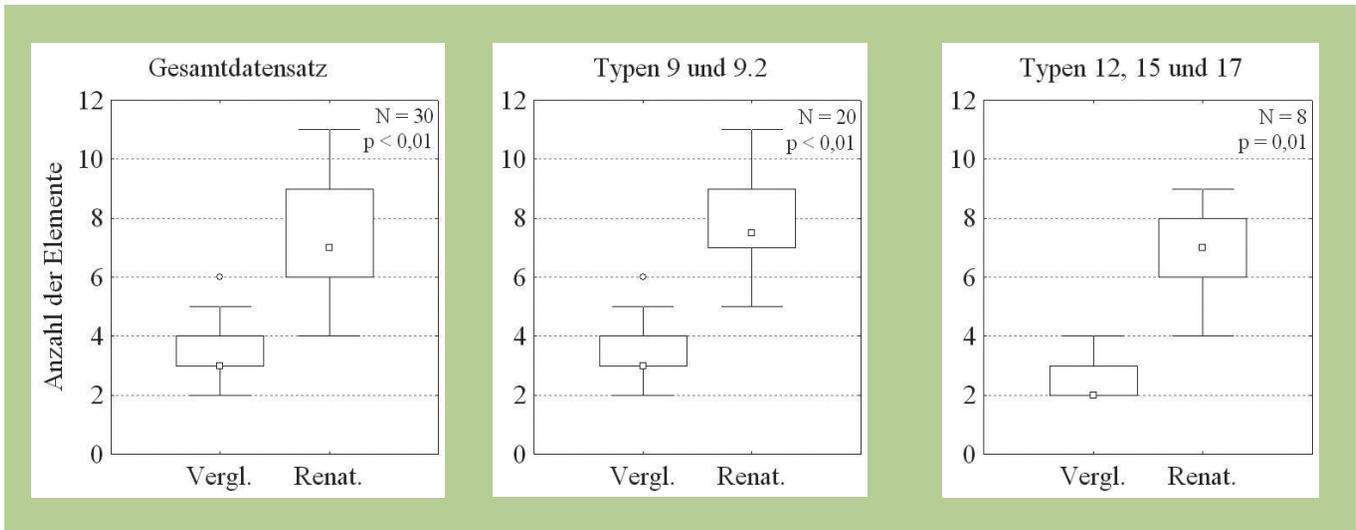


Abb. 7: Anzahl der unterschiedlichen Auenelemente in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten.

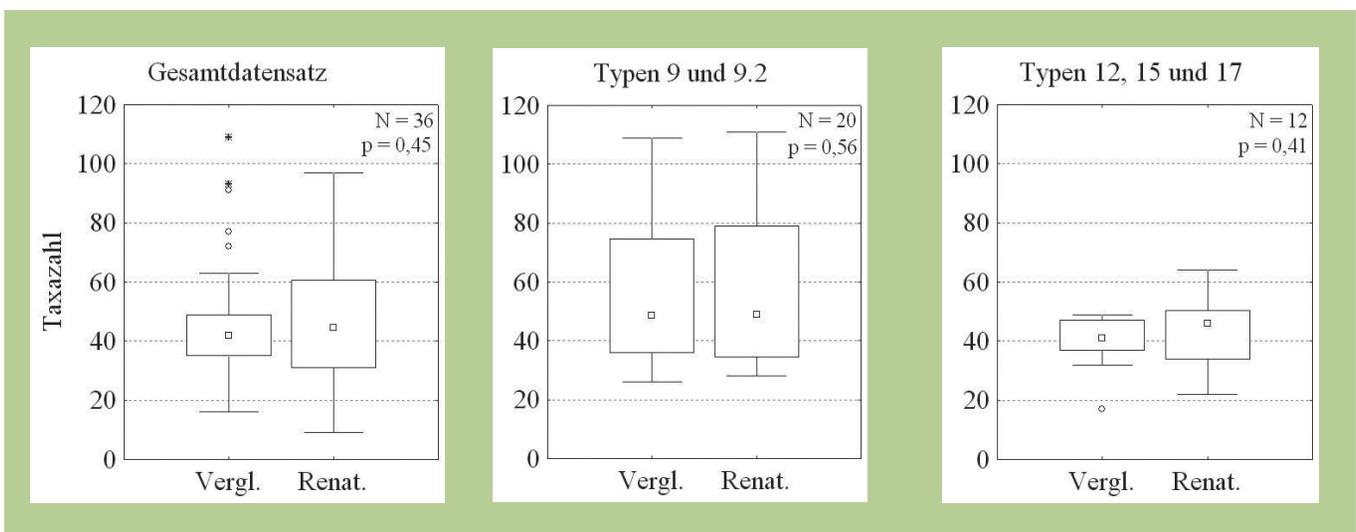


Abb. 8: Taxazahlen des Makrozoobenthos in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten.

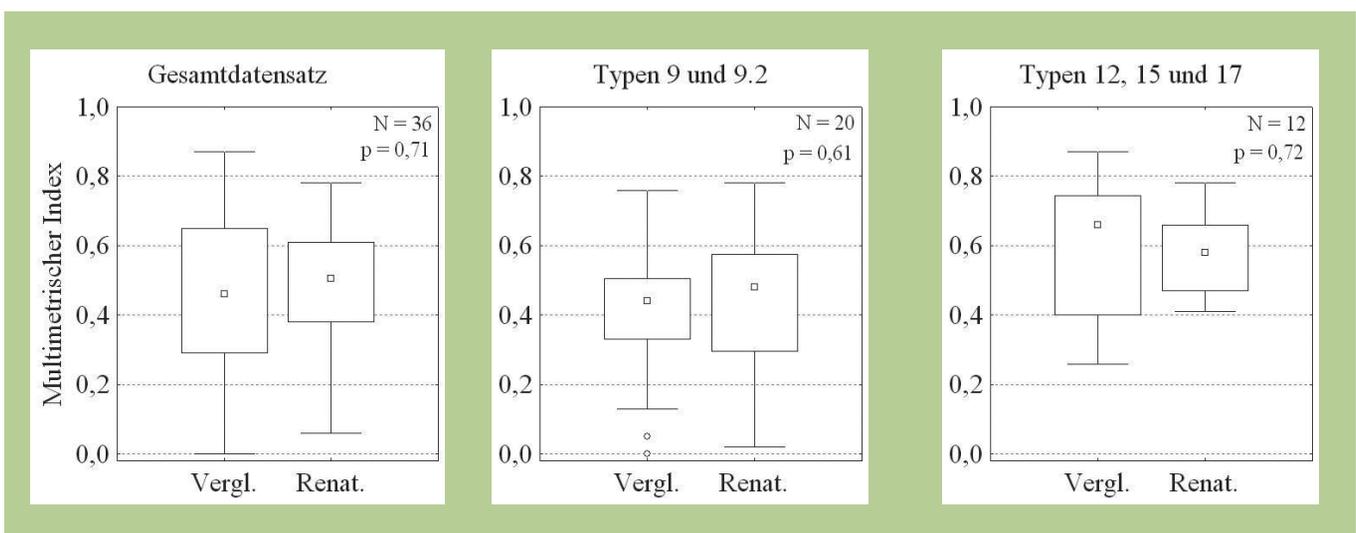


Abb. 9: Ökologische Qualitätsklasse für das Makrozoobenthos, berechnet auf der Basis des Multimetrischen Index (MMI). Dargestellt für die Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitte.

Fall der Substrate im Gewässer geringer ausfällt. Diese Erhöhung der Habitatvielfalt verbessert die Bedingungen für eine diverse Besiedlung der Abschnitte.

Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf die Organismengruppen

Es wurde überprüft, inwiefern sich die Renaturierungsmaßnahmen positiv auf die Organismengruppen auswirken.

Hierbei wurden neben den aquatischen Organismengruppen (Makrozoobenthos, Makrophyten und Fische) auch die für die Aue bedeutenden Komponenten „Auenvegetation“ und „Laufkäfer“ betrachtet.

Die Daten wurden wiederum jeweils für den gesamten Datensatz sowie getrennt für die beiden Fließgewässertypengruppen „Silikatische Mittelgebirgsflüsse“ (Typen 9 und 9.2) und „Mittelgroße Tieflandflüsse“ (Sand, Kies, organisch geprägt) (Typen 12, 15 und 17) ausgewertet.

Makrozoobenthos

Für die Betrachtung des Makrozoobenthos lagen Datensätze aus insgesamt 36 renaturierten Gewässerabschnitten sowie deren Vergleichsabschnitten vor. Die Gegenüberstellung der ermittelten Taxazahlen in den Vergleichs- und den renaturierten Gewässerabschnitten zeigt weder im gesamten Datensatz noch bei der Betrachtung der ausgewählten Gewässertypen deutliche Unterschiede (Wilcoxon, $p > 0,05$). Die Taxazahl des Makrozoobenthos liegt im Median in den Vergleichsstrecken bei 42 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 44 (gesamter Datensatz; $N = 36$). Für die Gewässertypen 9 und 9.2 liegen die entsprechenden Werte bei 48 bzw. 49 ($N = 20$) und bei den Gewässertypen 12, 15 und 17 bei 41 bzw. 46 ($N = 12$), wie Abbildung 8 zeigt.

Über die reine Betrachtung der Taxazahlen hinaus wurde getestet, inwiefern sich mögliche Unterschiede in den Taxalisten

zwischen Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten in der biologischen Kenngröße des Multimetrischen Index (MMI) widerspiegeln. Letzterer Index wird für die Bewertung von Fließgewässern nach WRRL herangezogen und gibt vor allem die allgemeine Degradation eines Gewässers wieder. Der MMI kann Werte zwischen 1 und 0 annehmen, wobei hohe Werte den Referenzzustand und niedrige Werte einen degradierten Zustand anzeigen.

Ähnlich wie bei der Betrachtung der Taxazahlen zeigen sich keine deutlichen Unterschiede der MMI-Werte aus Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten (vgl. Abb. 9). In allen Fällen sind die Unterschiede nicht signifikant (Wilcoxon, $p > 0,05$). Der Wert des MMI liegt im Median in den Vergleichsstrecken bei 0,46 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 0,51 (gesamter Datensatz; $N = 36$). Für die Gewässertypen 9 und 9.2 liegen die entsprechenden Werte bei 0,44 und 0,48 ($N = 20$)

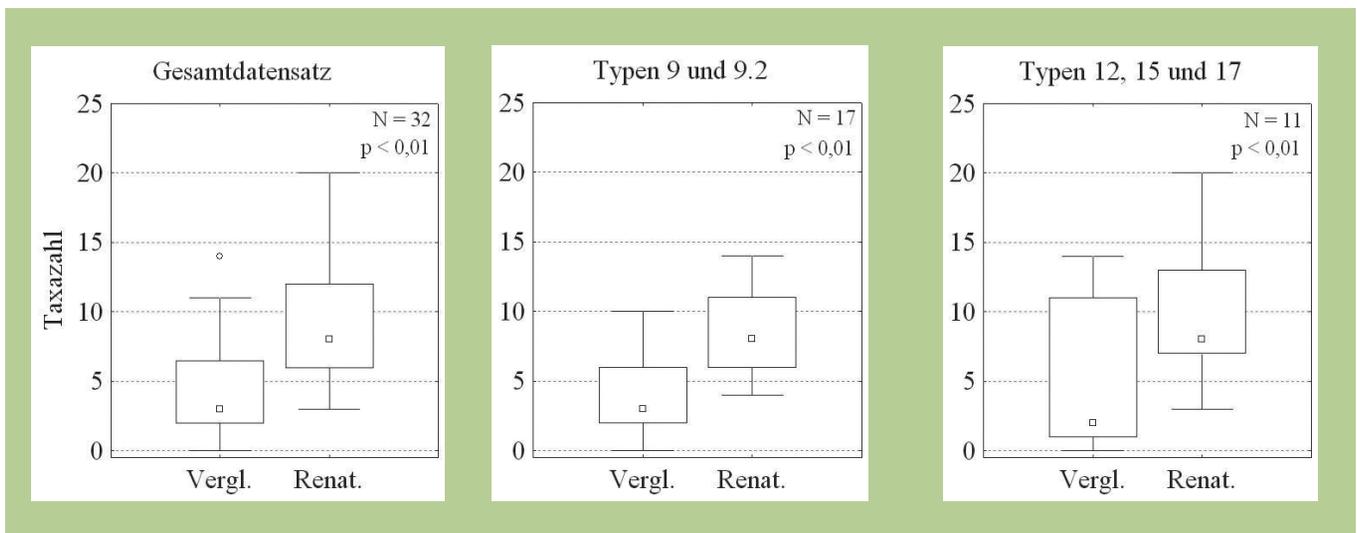


Abb. 10: Taxazahlen der Makrophyten in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten.

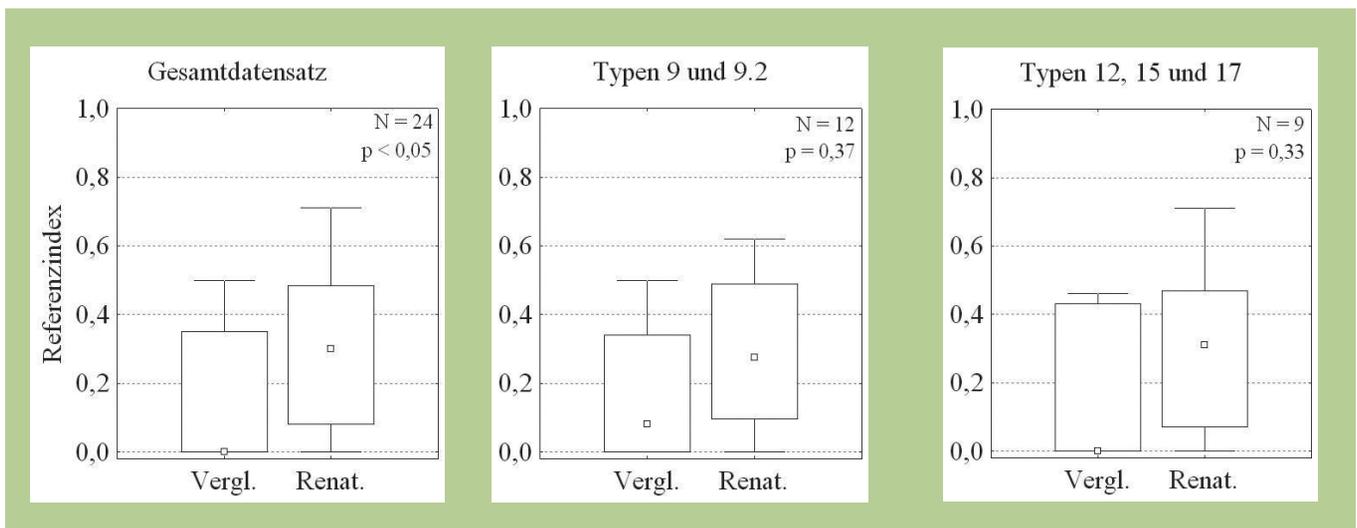


Abb. 11: Referenzindex der Makrophyten. Dargestellt für die Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitte.

und bei den Gewässertypen 12, 15 und 17 bei 0,66 und 0,58 (N = 12).

Makrophyten

Hinsichtlich der Makrophyten konnte eine signifikant höhere Taxavielfalt in den renaturierten Gewässerabschnitten festgestellt werden als in den Vergleichsabschnitten (Wilcoxon, $p < 0,01$). Dieses gilt sowohl für den gesamten Datensatz (N = 32) als auch für die typspezifische Betrachtung (N = 17 für die Typen 9 und 9.1, N = 11 für die Typen 12, 15 und 17). Der Median der Taxazahlen liegt in den Vergleichsstrecken bei 3 und in den renaturierten Abschnitten bei 8 (gesamter Datensatz). Für die separate Betrachtung der Maßnahmen des Fließgewässertyps 9 und 9.2 liegen die Werte ebenfalls bei 3 bzw. 8, für die Fließgewässertypen 12, 15 und 17 bei 2 bzw. 8 (Abb. 10).

Zusätzlich zur Betrachtung der Taxazahlen wurde für die Makrophyten der Referenzindex berechnet. Der Referenzindex wird als ein Kriterium für die Ermittlung des ökologischen Zustands nach WRRL herangezogen. Der Referenzindex kann in der normierten Version Werte zwischen 1 und 0 annehmen, wobei hohe Werte den Referenzzustand und niedrige Werte einen degradierten Zustand anzeigen.

Für die Darstellung des Referenzindex konnte nur auf einen geringeren Datensatz zurückgegriffen werden als für die Betrachtung der Taxazahlen, da der Referenzindex erst ab einer bestimmten Mindestabundanz der vorkommenden Makrophyten berechnet werden kann. Konnte der Referenzindex nicht für die Vergleichsstrecken und für die renaturierten Strecken berechnet werden, wurden die Paare (Maßnahmen) von der Darstellung der Ergebnisse ausgenommen.

Die Ergebnisdarstellung zeigt, dass die Werte des Referenzindex im Median in den renaturierten Gewässerabschnitten höher liegen als in den Vergleichsabschnitten (Abb. 11). Die Werte für den Referenzindex liegen im Median in den Vergleichsstrecken bei 0 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 0,3 (gesamter Datensatz; N = 24). Für die Gewässertypen 9 und 9.2 liegen die entsprechenden Werte bei 0,08 bzw. 0,28 (N = 12) und bei den Gewässertypen 12, 15 und 17 bei 0 bzw. 0,31 (N = 9). Diese Differenz ist allerdings nur für den gesamten Datensatz signifikant (Wilcoxon, $p < 0,05$). Für die separate Betrachtung der beiden Typengruppen 9 und 9.2 sowie 12, 15 und 17 liegen die Werte des Referenzindex in den renaturierten Abschnitten nicht signifikant höher als in den Vergleichsabschnitten (Wilcoxon, $p = 0,37$ für die Typengruppe 9 und 9.2 sowie $p = 0,33$ für die Typengruppe 12, 15 und 17).

Fische

Für die Fische lagen Datensätze aus insgesamt 31 renaturierten Gewässerabschnitten sowie deren Vergleichsabschnitten vor. Die Gegenüberstellung der ermittelten Taxazahlen in den Vergleichs- und den renaturierten Gewässerabschnitten (Abb. 12) zeigt wie bei den Makrophyten signifikante Unterschiede (Wilcoxon, $p < 0,01$ für den gesamten Datensatz, $p = 0,04$ für die Typen 9 und 9.2 und $p = 0,03$ für die Typen 12, 15 und 17). Die Angaben für das Signifikanzniveau zeigen jedoch, dass die Taxazahlen in den renaturierten Abschnitten nur geringfügig über den Werten der Vergleichsstrecken liegen.

Die Taxazahl der Fische liegt im Median in den Vergleichsstrecken bei 11 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 12 (gesamter Datensatz; N = 31). Für die

Gewässertypen 9 und 9.2 liegen die entsprechenden Werte bei 11 bzw. 12 (N = 16) und bei den Gewässertypen 12, 15 und 17 bei 13 bzw. 16 (N = 11).

Zusätzlich zur Betrachtung der Taxazahlen wurde für die Fische der sogenannte Ecological Quality Ratio (EQR) berechnet. Der EQR wird für die Fische als Kriterium für die Ermittlung des ökologischen Zustands nach WRRL herangezogen. Der EQR kann Werte zwischen 1 und 0 annehmen, wobei hohe Werte den Referenzzustand und niedrige Werte einen degradierten Zustand anzeigen. Es konnten in den renaturierten Gewässerabschnitten signifikant höhere EQR-Werte festgestellt werden als in den Vergleichsabschnitten (Wilcoxon, $p < 0,01$ für den Gesamtdatensatz und die Typen 9 und 9.2 sowie $p = 0,03$ für die Typen 12, 15 und 17). Der Median der EQR-Werte liegt in den Vergleichsstrecken bei 0,2 und in den renaturierten Abschnitten bei 0,3 (gesamter Datensatz). Für die separate Betrachtung der Maßnahmen des Fließgewässertyps 9 und 9.2 liegen die Werte bei 0,2 bzw. 0,33, für die Fließgewässertypen 12, 15 und 17 bei 0,28 bzw. 0,3 (Abb. 13).

Auenvegetation

Hinsichtlich der Auenvegetation (vgl. Abb. 14) konnte in den renaturierten Gewässerabschnitten eine signifikant höhere Taxazahl festgestellt werden als in den Vergleichsabschnitten (Wilcoxon, $p < 0,01$). Dieses gilt sowohl für den gesamten Datensatz (N = 26) als auch für die typspezifische Betrachtung (N = 17 für die Typen 9 und 9.1, N = 7 für die Typen 12, 15 und 17).

Der Median der Taxazahlen liegt in den Vergleichsstrecken bei 42 und in den renaturierten Abschnitten bei 82 (gesamter Datensatz).

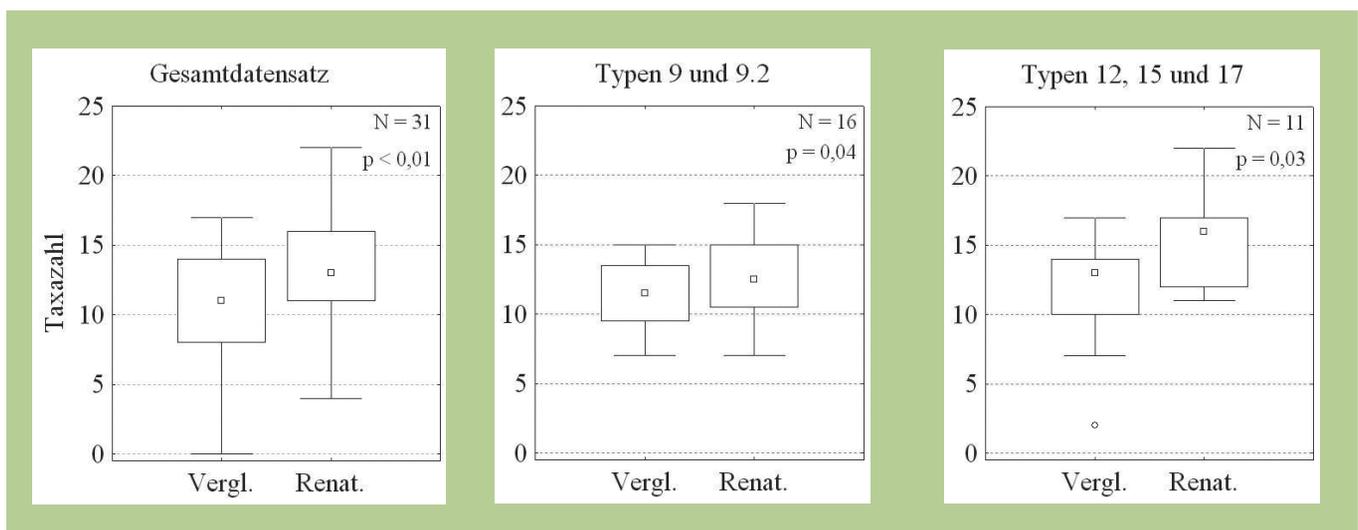


Abb. 12: Taxazahlen der Fische in Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitten.

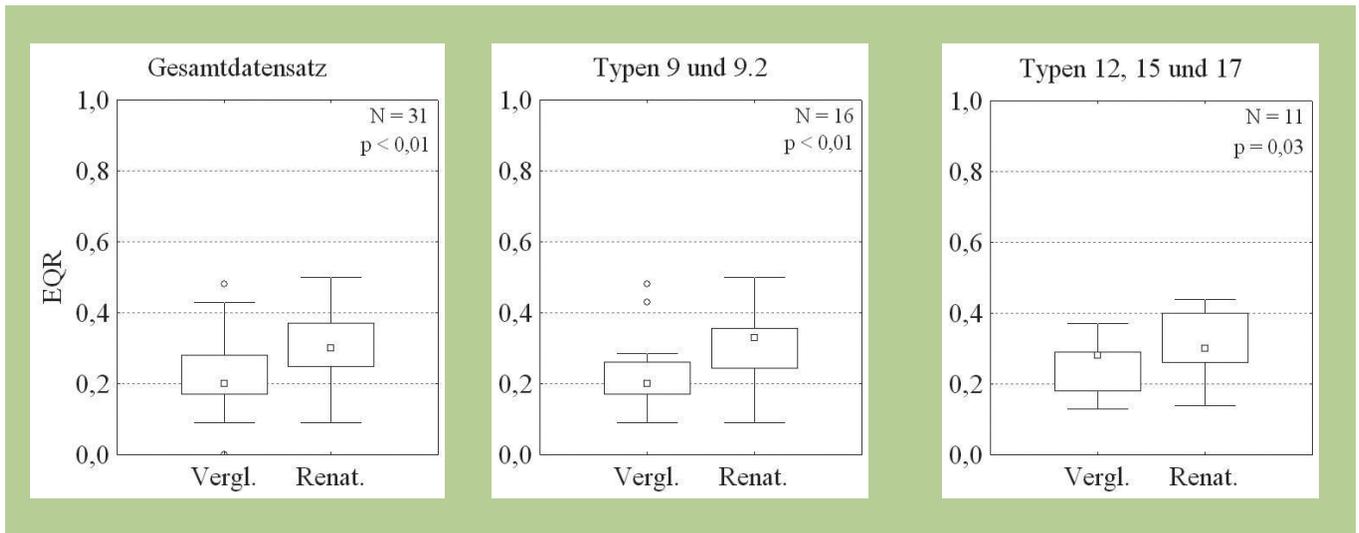


Abb. 13: Ecological Quality Ratio (EQR) der Fische. Dargestellt für die Vergleichs- und renaturierten Gewässerabschnitte.

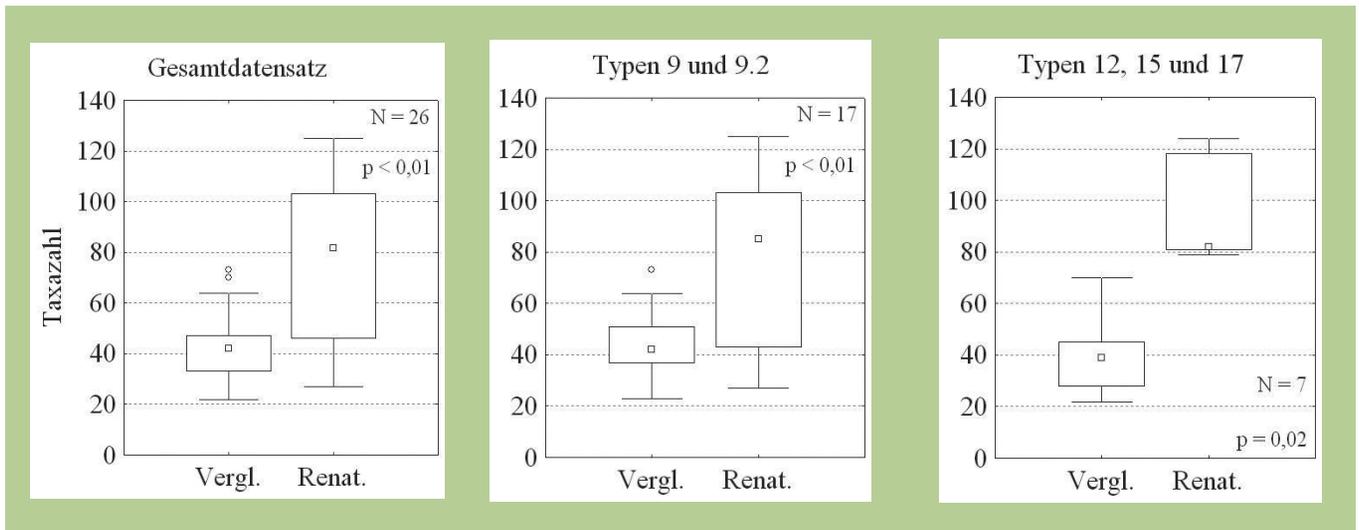


Abb. 14: Artenvielfalt der Auenvegetation im Bereich renaturierter Gewässerabschnitte und deren Vergleichsstrecken.

Für die separate Betrachtung der Maßnahmen des Fließgewässertyps 9 und 9.2 liegen die Werte bei 42 bzw. 85, für die Fließgewässertypen 12, 15 und 17 bei 29 bzw. 82.

Laufkäfer

Für die Betrachtung der Laufkäfer lagen Datensätze aus insgesamt 13 renaturierten Gewässerabschnitten sowie deren Ver-

gleichsabschnitten vor. Die Gegenüberstellung der ermittelten Taxazahlen in den Vergleichs- und den renaturierten Gewässerabschnitten in Abbildung 15 zeigt insgesamt signifikante Unterschiede (Wilcoxon, $p < 0,01$ für den gesamten Datensatz, $p = 0,01$ für die Typen 9 und 9.2).

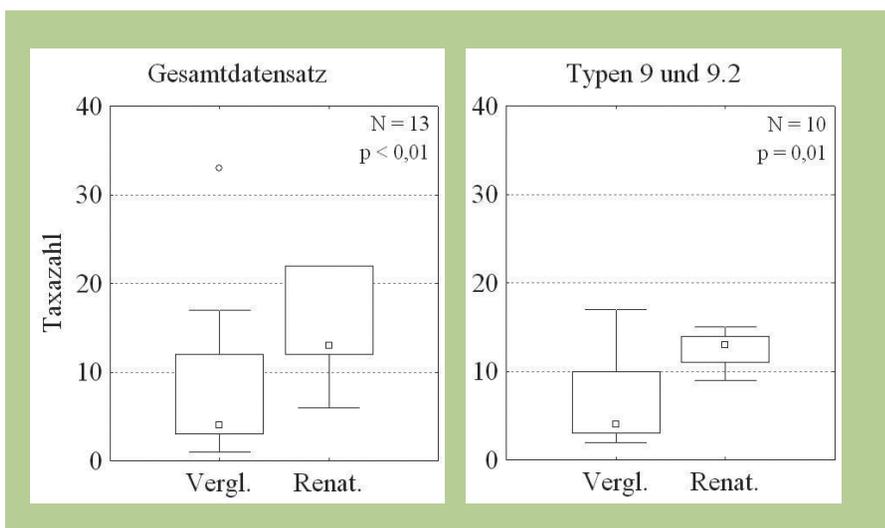


Abb. 15: Artenvielfalt der Laufkäfer im Bereich renaturierter Gewässerabschnitte und deren Vergleichsstrecken.

Die Taxazahl der Laufkäfer liegt im Median in den Vergleichsstrecken bei 4 und in den renaturierten Gewässerabschnitten bei 13. Dies gilt sowohl für den gesamten Datensatz ($N = 13$) als auch für die Gewässertypen 9 und 9.2 ($N = 10$). Auf die separate Darstellung der Ergebnisse für die Fließgewässertypen 12, 15 und 17 wurde verzichtet, da lediglich drei Gewässer aus dem gesamten für diese Analysen zur Verfügung stehenden Datensatz den Typen 12, 15 und 17 angehören.

Gewässertypspezifische Unterschiede

Insgesamt ist beim Vergleich der zwei Gewässertypengruppen 9 und 9.2 sowie 12, 15 und 17 kein prinzipieller Unterschied

in der Reaktion der Organismengruppen auf die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen sichtbar. Die Reaktion der Organismengruppen ist in einer der beiden Gewässertypengruppen nicht prinzipiell stärker als in der anderen.

Fazit: Mit Ausnahme der Komponente Makrozoobenthos zeigen alle untersuchten Organismengruppen eine deutlich positive Reaktion auf die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen. Sowohl im Gewässer selbst als auch in der angrenzenden Aue stellt sich nach Durchführung der Maßnahmen eine höhere Biodiversität ein. Dieses zeigt sich nicht nur in höheren Taxazahlen, sondern spiegelt sich auch in bewertungsrelevanten Parametern (z. B. EQR bei den Fischen oder Referenzindex bei den Makrophyten) wider. Gewässertypspezifische Unterschiede in der Reaktion der Organismengruppen sind nicht feststellbar.

Betrachtung des zeitlichen Aspektes

Die zeitliche Komponente spielt bei der Reaktion verschiedener Organismengruppen auf Renaturierungsmaßnahmen eine wichtige Rolle. Je mehr Zeit nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen vergangen ist, desto eher sollten Veränderungen in den Biozönosen messbar werden. Für bestimmte Organismengruppen, z. B. Pionierbesiedler unter den Laufkäfern oder Pflanzen, ist hingegen ein umgekehrter Effekt zu postulieren (vgl. GÜNTHER & ASSMANN 2005):

Direkt nach der Renaturierung, bei der häufig vegetationsfreie Flächen geschaffen werden, ist mit einer Besiedlung durch Pionierarten zu rechnen, die im weiteren Verlauf der Sukzession wieder verschwinden, falls eine kontinuierliche Neuschaffung solcher Flächen durch die Eigendynamik des Gewässers ausbleibt.

Auch die Biodiversität, respektive Taxazahlen, sollte mit dem Alter der Maßnahmen in direktem Zusammenhang stehen. Letzteres wird nicht zuletzt dadurch begründet, dass durch die Umsetzung von Maßnahmen vielfach eine gewisse Eigendynamik der Gewässer gefördert wird. Das bedeutet, dass sich die entsprechenden Gewässerabschnitte erst im Laufe der Zeit immer mehr dem morphologischen Referenzzustand annähern.

Im Folgenden soll daher überprüft werden, ob bei älteren Maßnahmen im Hinblick auf Substratvielfalt und Anzahl von Auelementen eine stärkere Veränderung beobachtet werden kann als bei Maßnahmen, die zeitlich gesehen jünger sind. Gleiches

soll hinsichtlich der Veränderung der Biozönosen überprüft werden. Hierzu wurde das Alter der Maßnahmen zum Zeitpunkt der Datenaufnahme bestimmt, welches bei den hier untersuchten Projekten zwischen einem und elf Jahren liegt. Die Maßnahmen wurden auf dieser Basis in zwei Kategorien eingeteilt: Maßnahmen, die jünger als fünf Jahre sind und Maßnahmen, die fünf Jahre oder älter sind.

Abweichend von den Ergebnisdarstellungen im vorangegangenen Kapitel wurden im Folgenden nicht die Anzahl der Substrate, Auelemente oder Taxa aus den renaturierten Abschnitten denen aus den Vergleichsabschnitten gegenübergestellt. Für die folgende Auswertung wurde die Differenz zwischen beiden Abschnitten berechnet. Je höher die Differenz der genannten Komponenten zwischen beiden Abschnitten, desto höher war die Anzahl der Substrate, Auelemente oder Taxa in den renaturierten Gewässerabschnitten im Vergleich zu den Vergleichsabschnitten.

Veränderung in der Struktur der Gewässer in Abhängigkeit von der Zeit

Die Ergebnisdarstellung in Abbildung 16 zeigt, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Alterskategorien feststellbar sind (Wilcoxon, $p > 0,05$). Die Daten spiegeln demnach nicht die Prognose wider, dass sich die Gewässerabschnitte mit zunehmender Zeit stärker verändert haben als bei den vergleichsweise jungen Maßnahmen.

Veränderung der Biozönosen der Gewässer in Abhängigkeit von der Zeit

Die Ergebnisse der einzelnen Qualitätskomponenten sind in Abbildung 17 als Box- und-

Whisker Plots dargestellt. Eine Ausnahme stellt hierbei die Ergebnisdarstellung der Laufkäfer dar. Aufgrund der niedrigen Stichprobengröße wurde das entsprechende Ergebnis als Scatterplot dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei allen Organismengruppen insgesamt kein signifikanter Unterschied zwischen beiden Alterskategorien beobachtet werden konnte (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$ in allen Fällen). Die zur Auswertung zur Verfügung stehenden Daten zeigen demnach auf der Basis der gewählten Alterskategorien nicht die oben prognostizierten Ergebnisse.

3.1.5 Schlussfolgerung

Insgesamt konnte durch die Renaturierungsmaßnahmen in allen untersuchten Gewässern eine deutliche Verbesserung der Auenstruktur und eine geringe Verbesserung der Substratvielfalt im Gewässer erreicht werden. Diese Verbesserungen spiegeln sich in den einzelnen Organismengruppen allerdings sehr unterschiedlich wider (Abb. 18).

Die Organismen der Aue profitieren vergleichsweise stark von den umgesetzten Maßnahmen, während die Organismen der Gewässer selbst weniger deutliche Reaktionen zeigen. Dies ist teilweise in dem Ausmaß struktureller Veränderungen durch die Renaturierungen begründet: Während die Renaturierungen sehr deutliche Verschiebungen in der Habitatzusammensetzung der Aue bewirkten (Abb. 7), sind die Änderungen in der Habitatzusammensetzung auf der Sohle deutlich geringer (Abb. 6), hochwertige Habitate (z. B. Totholz oder Kies in Tieflandgewässern) entstanden häufig nicht. Dies ist vermutlich einer der

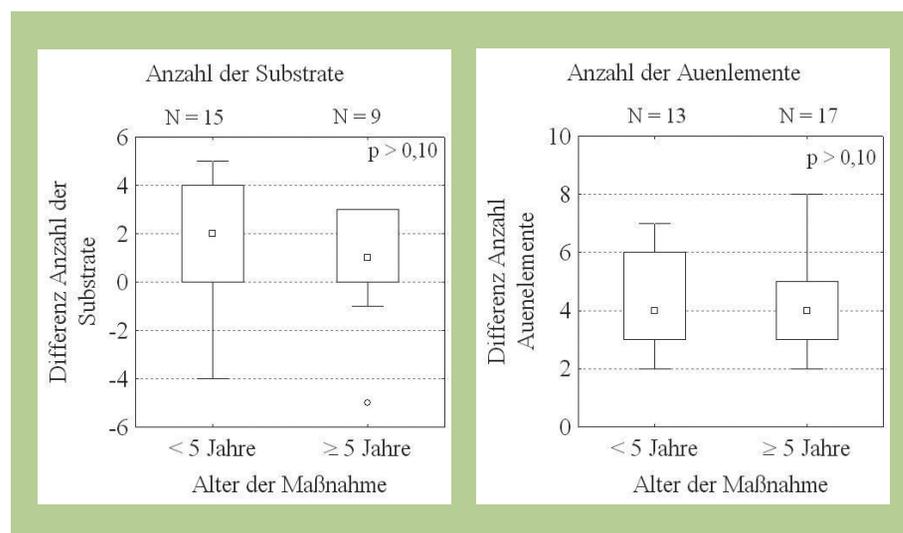
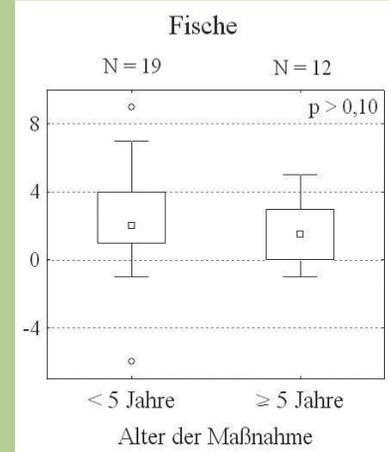
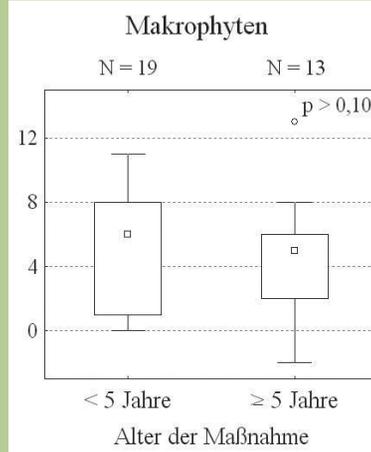
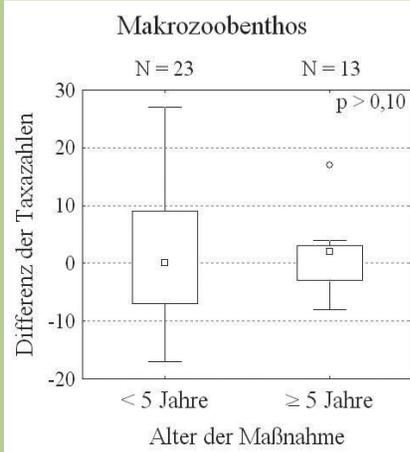


Abb. 16: Differenz in der Anzahl der Substrate bzw. Auelemente zwischen renaturierten Gewässerabschnitten und deren Vergleichsabschnitten, dargestellt in Abhängigkeit vom Alter der Maßnahme zum Zeitpunkt der Datenaufnahme.



Gründe für die schwache Reaktion des Makrozoobenthos auf die Renaturierungen. Zukünftig müssen daher die ökologischen Anforderungen an die Renaturierung stärker Beachtung finden.

Eine weitere mögliche Erklärung für die Unterschiede in der Reaktion von Organismengruppen der Aue und des Gewässers kann in aktuellen oder ehemaligen Wasserbelastungen liegen. Zwar sind alle Untersuchungsgewässer derzeit nicht saprobiell belastet, jedoch ist eine Belastung zum Beispiel mit Nährstoffen oder ein hoher Feinsedimenteintrag nicht auszuschließen. Feinsedimenteintrag (Kolmatierung) kann in vielen Fällen Auswirkungen auf wasserlebende Organismen haben. Zudem ist die Mehrzahl der Gewässer in Deutschland ehemals organisch belastet gewesen; in der Folge sind viele Arten, gerade größerer Fließgewässer, in ganzen Einzugsgebieten ausgestorben, so dass heute die Quellen für eine rasche Wiederbesiedlung fehlen. Vergleichsweise mobile Organismengruppen (z. B. Fische) sind davon weniger betroffen als Arten mit geringen Ausbreitungsdistancen, z. B. viele Vertebraten und Makrophyten.

Auch Wege und Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung unterscheiden sich zwischen verschiedenen Organismengruppen und zwischen einzelnen Arten. Viele Arten der Auenvegetation können sich aus der Samenbank regenerieren, wenn entsprechende Habitatbedingungen geschaffen werden. Uferbewohnende Laufkäfer, gerade vegetationsarmer Standorte, sind oft flugfähig und besiedeln neuentstandene Lebensräume sehr schnell (vgl. GÜNTHER & ASSMANN 2005, s. a. Kap. 6). Auch viele Fischarten können sich schnell und weit ausbreiten, falls keine Barrieren vorhanden sind. Aquatische

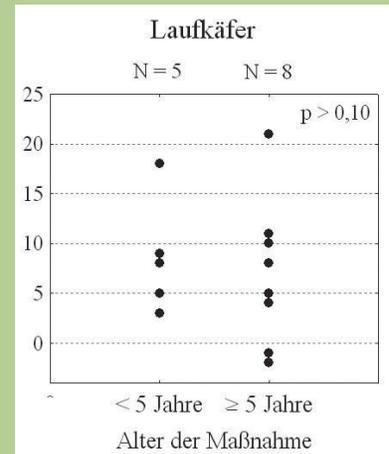
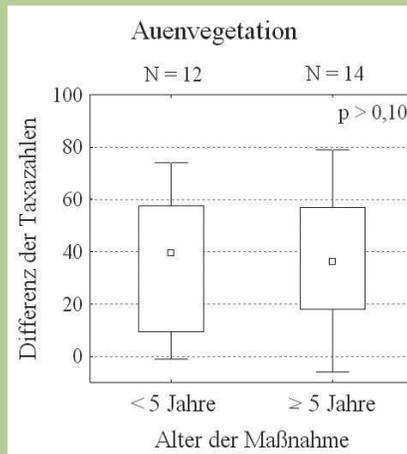


Abb. 17: Differenz der Taxazahlen zwischen renaturierten Gewässerabschnitten und deren Vergleichsabschnitten, dargestellt in Abhängigkeit vom Alter der Maßnahme zum Zeitpunkt der Datenaufnahme.

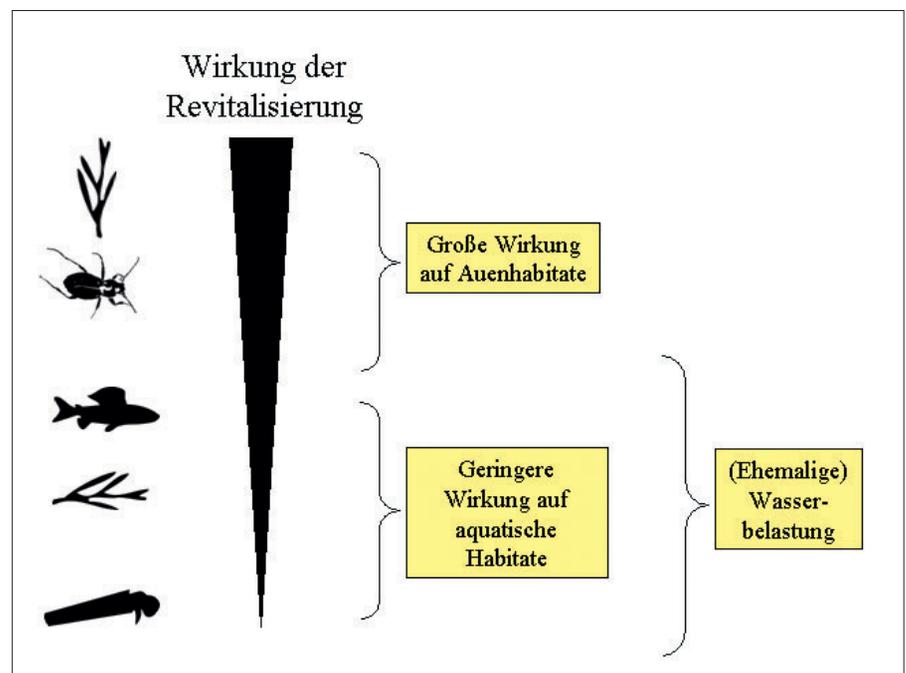


Abb. 18: Wirkung der Renaturierung auf die einzelnen Organismengruppen. Von oben nach unten: Auenvegetation, Laufkäfer, Fische, aquatische Makrophyten, Makrozoobenthos.

Makrophyten hingegen breiten sich in erster Linie vegetativ und damit flussabwärts aus. Innerhalb des Makrozoobenthos sind Ausbreitungsdistanzen wohl am variabelsten, mit wenigen Arten, die sich im terrestrischen Stadium fliegend über große Strecken ausbreiten, während andere Arten nur geringe Ausbreitungsdistanzen aufweisen.

Effekte von Besiedlungsquellen

Für den Aufbau von Biotopverbänden muss berücksichtigt werden, dass renaturierte Fließgewässerabschnitte eine positive Wirkung auf oberhalb und/oder unterhalb gelegene Bereiche haben können.

Renaturierte Fließgewässerabschnitte können als Strahlursprünge für die Vernetzung von Lebensräumen, aber auch als Trittsteine zur flächendeckenden Umsetzung eines länderübergreifenden Biotopverbands fungieren (DRL 2008), wie in Abbildung 3 dargestellt ist. Die Berücksichtigung dieser Aspekte kann zu einer kosteneffizienten Umsetzung der WRRL beitragen.

Umgekehrt sind mögliche Strahlwirkungen auch bei der Beurteilung des Erfolges von Renaturierungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Eine rasche Wiederbesiedlung neugeschaffener Strukturen kann nur dann erfolgen, wenn Besiedlungsquellen in erreichbarer Nähe sind, wobei die Entfernung je nach betrachteter Organismengruppe und Gewässertyp differieren kann.

3.2 Untersuchungen im Längsverlauf

3.2.1 Methodik

Am Beispiel der Ruhr wurde die Besiedlung verschiedener Probestellen (renaturierte und nichtrenaturierte Bereiche) im Längsverlauf analysiert, um eine mögliche gegenseitige Beeinflussung der Probestellen zu überprüfen (Tab. 5, Abb. 19).

Berücksichtigt wurden drei Organismengruppen: Makrozoobenthos, Fische und Laufkäfer. Zunächst soll geprüft werden, inwieweit die Renaturierung einzelner Ruhr-Abschnitte die Organismengruppen positiv beeinflusste. Darüber hinaus wird analysiert, ob die renaturierten Abschnitte Auswirkungen auf dazwischen liegende begradigte Abschnitte haben. Damit können Aussagen getroffen werden, ob die renaturierten Abschnitte die Rolle von Trittsteinen oder Strahlursprüngen einnehmen. Zudem gibt es die Möglichkeit, potenzielle oder aktuelle Quellpopulationen zu identifizieren.

Tab. 5: Probestellen und Datenbasis für die Auswertung der Ruhr zwischen Schellenstein und Neheim im Längsverlauf. (MZB* = Makrozoobenthos).

Probestelle	Ort/Probestellen-Bezeichnung	Flusskilometer	renaturiert	MZB*	Fische	Laufkäfer
PS1	Schellenstein	197,7	x	x	x	x
PS2	Arnsberg - Altes Feld	150,5	x	x	x	x
PS3	Arnsberg - Binnerfeld	139,5	x	x	x	x
PS4	Arnsberg - uh. Binnerfeld	139	-	x	x	x
PS5	oh. Einmdg. Möhne	137,5	-	x	-	-
PS6	Neheim - uh. Möhne	135,8	x	x	x	x

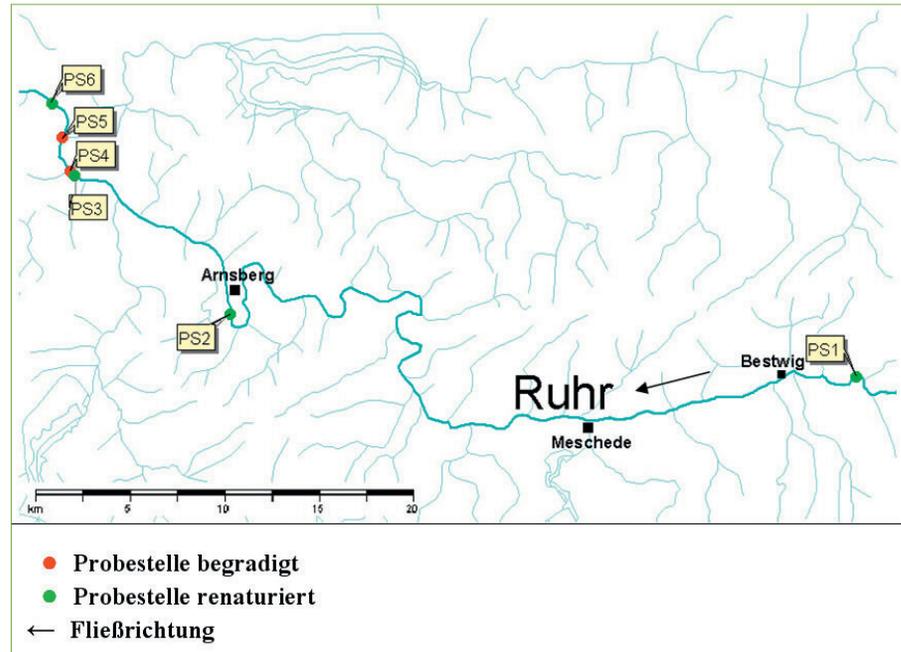


Abb. 19: Lage der Probestellen im Längsverlauf der Ruhr.

Auswertung der Daten im Längsverlauf

Für die jeweilige Organismengruppe wurden zunächst die Taxazahlen der Probestellen im Längsverlauf der Ruhr sowie der Shannon-Wiener-Index und die Evenness als Maß für die Diversität gegenübergestellt.

Darüber hinaus wurden Organismengruppen-spezifische Parameter ausgewertet:

- Makrozoobenthos: Ökologische Zustandsklasse, Multimetrischer Index des Moduls Allgemeine Degradation
- Fische: EQR (= Ecological Quality Ratio)
- Laufkäfer: Anteil ripicoler (= uferbewohnender) Arten.

Für jede der oben aufgeführten Probestellen und Organismengruppen wurde eine „Soll-Liste“ (Referenz) von Arten erstellt, die bei einer erfolgreichen Renaturierung zu erwarten sind. Dabei handelt es sich um Arten, die für den Gewässer- bzw. Auentyp charakteristisch sind und hohe Ansprüche

an die Strukturvielfalt eines Gewässers und seiner Aue stellen.

Im Hinblick auf die komplexe Organismengruppe des Makrozoobenthos (MZB) werden die positiv eingestuft Arten des Deutschen Fauna-Index¹ genutzt (LORENZ et al. 2004).

Hinsichtlich der Fischfauna können die bereits für die Auswertungssoftware fIBS genutzten Referenzlisten als „Soll-Listen“ herangezogen werden. Als „Soll-Liste“ bezüglich der Laufkäfer-Fauna wurde die umfangreiche Taxaliste der Untersuchung von HANNIG & DREWENSKUS (2005) genutzt.

Um einen Abgleich der Probestellenspezifischen Taxalisten und der jeweiligen

¹ Der Deutsche Fauna-Index beschreibt auf Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts.

„Soll“-Listen durchzuführen, wird bei den Fischen der BRAY-CURTIS-Index, beim Makrozoobenthos und den Laufkäfern der JACCARD-Index als Maß für die Ähnlichkeit der Zönosen verwendet. Darüber hinaus dienen diese Indices zur Berechnung der Ähnlichkeiten der einzelnen Probestellen.

Ziel dieser Auswertung ist es, Aussagen über die Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzungen im Längsverlauf der Ruhr zu treffen und im Hinblick auf die Distanzen zwischen den Probestellen sowie das Alter der Maßnahmen auszuwerten.

3.2.2 Ergebnisse

Makrozoobenthos

Die 1998 renaturierte Probestelle PS1 hat mit 70 Taxa und einem Wert von 3,36 die höchste Diversität der untersuchten Stellen (Tab. 6). PS4 und PS5, an denen keine Maßnahme stattfand, haben mit weniger als 40 Taxa eine relativ geringe Taxazahl. Das gleiche gilt für die erst 2008 renaturierte Probestelle PS3. An dieser Stelle ist auch die Evenness relativ gering.

Die ökologische Zustandsklasse hingegen ist an PS3 und PS4 jeweils „gut“ und an den anderen renaturierten Stellen einerseits „mäßig“ oder auch an der Restwasserstrecke PS2 „unbefriedigend“. Die Ähnlichkeiten zur jeweiligen „Soll“-Liste für naturnahe Gewässerstruktur („Referenzliste“) sind gering und erreichen mit 18,3 % bei PS1 den höchsten Wert. Nur PS6 hat noch mehr als 10% Ähnlichkeit zur Referenz. Die Ähnlichkeit der Stellen zueinander im Längsverlauf ist dagegen höher. Sie steigt an zwischen der weit oberhalb gelegenen Stelle PS1 über

PS2 zu PS3 und PS4. Die Letztgenannten haben mit 52,2 % die höchste Ähnlichkeit untereinander. Dies ist besonders auch auf die sehr geringe Entfernung zu einander zu erklären (500 m). An diesen beiden Probestellen lässt sich deutlich die Auswirkung des Einzugsgebietes und der oberhalb gelegenen Abschnitte erkennen.

Obwohl PS3 hydromorphologisch renaturiert wurde, ist die Fauna doch noch sehr ähnlich der des direkt unterhalb anschließenden begradigten Abschnittes. Beide Stellen werden zwar mit „gut“ gewertet, jedoch sind hydromorphologisch anspruchsvolle Taxa sehr selten. Die Fauna der in der weiteren Umgebung vorhandenen Probestellen ist deutlich unterschiedlich und hat auch nur eine geringe Ähnlichkeit zur Referenzliste.

Diese Analysen verdeutlichen, dass im Einzugsgebiet der Ruhr ein relativ großer Artenpool existiert, der aber hauptsächlich von euryöken Arten gebildet wird, während sensitive Arten kaum vorkommen. Euryöke Arten dominieren die älteren renaturierten Abschnitte, die daher eine mäßige bzw. unbefriedigende Gesamtbewertung aufweisen.

Fische

Mit Ausnahme der Probestelle PS2 werden sowohl alle renaturierten als auch der begradigte Abschnitt mit „gut“ bewertet (vgl. Tab. 7). Die als mäßig bewertete Probestelle PS2, die im Vergleich zu den anderen renaturierten Abschnitten eine Maßnahme mittleren Alters ist, beherbergt zwar mit 12 Taxa die höchste Taxazahl, jedoch weisen sowohl der niedrige Shannon-Wiener-Index als auch die Evenness darauf hin, dass das Artenspektrum ungleich verteilt ist.

Die oberhalb gelegene Probestelle PS1 kann aufgrund der großen Entfernung von 47,2 km keinerlei Strahlwirkung ausüben und gehört zudem einem anderen Gewässertyp an. Dies erklärt auch die Unähnlichkeit der Fischzönosen zwischen den Probestellen 1 und 2.

Besonders hervorzuheben ist die große Ähnlichkeit zwischen der erst jüngst renaturierten Probestelle PS3 und dem nur 0,5 km unterhalb gelegenen begradigten Abschnitt PS4. Beide Abschnitte werden als gut bewertet, dennoch ist die Ähnlichkeit zur Referenzliste im renaturierten Abschnitt deutlich höher als im begradigten. Da keine Wanderbarrieren zwischen den beiden Stellen vorhanden sind, kann hier von einer Strahlwirkung von PS3 auf PS4 ausgegangen werden. Arten wie die Äsche konnten in dem renaturierten Abschnitt laichen, die Jungfische haben sich in der Folge auch auf die unterhalb gelegenen Bereiche verteilt.

Auch die Probestelle PS6 mit der ältesten Maßnahme, die ca. 3,2 km unterhalb des begradigten Abschnittes von PS4 liegt, wird mit „gut“ bewertet. Die Diversität dieser Probestelle liegt nur unwesentlich höher als bei der jüngsten Maßnahme (PS3). Der Zeitfaktor scheint daher für die Fischbesiedlung eine untergeordnete Rolle zu spielen:

Alle renaturierten Abschnitte wurden schnell und gut angenommen und scheinen sich auf dazwischen liegende begradigte Abschnitte positiv auszuwirken. Auffällig ist darüber hinaus, dass die Hasel als gewässertypspezifische Art nur innerhalb der älteren Renaturierungsmaßnahmen (PS2 und PS6) in höheren Individuenzahlen vertreten ist.

Tab. 6: Auswertung der Organismengruppe des Makrozoobenthos im Längsverlauf.

Probestelle	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6
Fließgewässer-Typ	5	9	9	9	9	9.2
						
Fertigstellung der Maßnahme	2006	2004	2008	keine Maßnahme	keine Maßnahme	1998
Anzahl Taxa	71	50	32	38	27	40
Shannon-Wiener-Index	3,36	2,78	2,28	2,92	2,32	2,45
Evenness	0,80	0,71	0,68	0,81	0,73	0,66
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	unbefriedigend	gut	gut	mäßig	mäßig
Ähnlichkeit zu Referenzliste (%)	18,3	7,4	6,8	8,0	7,0	10,4
Ähnlichkeit mit nächster Probestelle (%)		30,1	36,7	52,2	22,6	21,8
Distanz zur nächsten Probestelle (km)		47,2	11	0,5	1,5	1,7

Tab. 7: Auswertung der Fischdaten im Längsverlauf.

Probestelle	PS1	PS2	PS3	PS4	PS6
Fließgewässer-Typ	5	9	9	9	9.2
					
Fertigstellung der Maßnahme	2006	2004	2008	keine Maßnahme	1998
Anzahl Taxa	8	12	11	8	8
Shannon-Wiener-Index	1,19	0,64	1,87	1,56	1,93
Evenness	0,57	0,26	0,78	0,75	0,93
Ecological quality ratio	0,49	0,33	0,5	0,41	0,47
Bewertung	gut	mäßig	gut	gut	gut
Ähnlichkeit zu Referenzliste (%)	61,3	26,6	66,0	50,4	28,4
Ähnlichkeit mit nächster Probestelle (%)		4,7	29,2	72,3	56,5
Distanz zur nächsten Probestelle (km)		47,2	11	0,5	3,2

Innerhalb der jüngeren Maßnahmen ist ihr Vorkommen wesentlich geringer und innerhalb des begradigten Abschnittes tritt sie gar nicht auf. Der Döbel als Leitart kommt besonders zahlreich innerhalb der älteren Renaturierungsstrecke PS2 sowie in der 11 km unterhalb gelegenen, als letztes renaturierten Probestelle PS3 vor. Es ist davon auszugehen, dass die Probestelle PS2 eine Quellpopulation dieser Art beherbergt und von dort eine Besiedlung der Probestelle PS3 flussabwärts stattgefunden hat.

Die Strahlwirkung scheint dabei bis in den begradigten Abschnitt (PS4) zu reichen, da auch innerhalb dieses Abschnittes Döbel erfasst wurden, wenn auch nur in einer geringen Individuendichte.

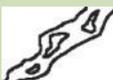
Laufkäfer im amphibischen (oder semiaquatischen) Bereich

In Tabelle 8 zeigt sich deutlich, dass kürzlich renaturierte Strecken sehr schnell von Laufkäfern angenommen werden, die sich dort auch über einen längeren Zeitraum etablieren können. Sowohl die jüngste Maßnahme der Probestelle PS3 (Arnsberg Binnerfeld) als auch die älteste der untersuchten Maßnahmen PS6 (Neheim) weisen nicht nur die höchste Anzahl an Taxa, sondern ebenso eine gleich hohe Ähnlichkeit zur Referenzliste auf. Mindestens 44 % der Arten innerhalb der renaturierten Abschnitte sind ripicole (uferbewohnende) Arten. Dagegen wurden an der begradigten Probestelle PS4 keine ripicolen Arten vorgefunden. Insgesamt haben die renaturierten Abschnitte unabhängig vom

Alter der Maßnahme eine weitaus größere Anzahl Taxa sowie eine höhere Diversität als nicht renaturierte.

Durch die Schaffung Laufkäfer-typischer Habitate, wie Kies- und Schotterbänke, findet neben dem Vorkommen eurytoper Arten wie *Nebria brevicollis* und *Notiophilus biguttatus* eine Neubesiedlung und Etablierung ripicoler r-Strategen (z. B. *Bembidion atrocaeruleum*, *Elaphropus parvulus*) statt, was auf eine typische Initialphase der Sukzession hindeutet. Bei einem Vergleich der Ähnlichkeiten der Probestellen untereinander zeigt sich eine hohe Varianz im Artenpool der Umgegend. Am ähnlichsten sind sich die Probestellen PS2 und PS3, die 11 km voneinander entfernt liegen.

Tab. 8: Auswertung der Laufkäfer-Daten im Längsverlauf.

Probestelle	PS1	PS2	PS3	PS4	PS6
Fließgewässer-Typ	5	9	9	9	9.2
					
Fertigstellung der Maßnahme	2006	2004	2008	keine Maßnahme	1998
Anzahl Taxa	9	6	12	3	13
Anzahl ripicoler Arten	4	5	6	0	6
Anteil ripicoler Arten (%)	44,4	83,3	50,0	0	46,2
Shannon-Wiener-Index	1,80	1,67	2,24	1,04	1,84
Evenness	0,82	0,93	0,90	0,95	0,72
Ähnlichkeit zu Referenzliste (%)	10,7	11,3	22,6	3,7	22,2
Ähnlichkeit mit nächster Probestelle (%)		25,0	38,5	7,1	6,3
Distanz zur nächsten Probestelle (km)		47,2	11	0,5	3,2

Aufgrund der hohen Mobilität der ripicolen Laufkäferarten über eine Entfernung von bis zu 10 km (DEN BOER 1990; MARGGI 1992) und dem Vorhandensein geeigneter Habitate kann hier von einem Artenaustausch ausgegangen werden.

Auch die Probestellen PS1 und PS2 weisen mit 20 % eine gewisse Ähnlichkeit auf. Jedoch liegen diese mit 47,2 km zu weit auseinander, als dass dies auf die Mobilität der Arten zurückzuführen wäre. Hier vermag die Ursache der Ähnlichkeit ausschließlich in dem Vorkommen ähnlicher Habitate begründet zu sein.

Eine Strahlwirkung von der jüngsten Renaturierung (PS3) auf die fast direkt unterhalb gelegene, begradigte Probestelle PS4 ist auszuschließen. Die Ähnlichkeit dieser Probestellen untereinander ist sehr gering. Zudem weist PS4 nur ein sehr geringes Artenspektrum auf. Gerade für die Laufkäfer ist das Vorkommen von kies- und schotterreichen Ufern, die für naturnahe Fließgewässer typisch sind, der primäre Faktor für eine charakteristische Zönose.

Eine Strahlwirkung wäre nur dann möglich, wenn der vermeintliche Trittstein für Laufkäfer besiedelbare Strukturen aufweist.

Beispiele für Besiedlungsquellen als mögliche Strahlursprünge

Anhand der Gewässer Ruhr und Nidda wird im Folgenden der Einfluss des Einzugsgebietes auf die Makroinvertebratenzönose genauer dargestellt. Es wird jeweils die ökologische Zustandsklasse nach PERLODES (MEIER et al. 2006) verglichen. Auswirkungen des Oberlaufes auf Probestellen des Unterlaufes können somit festgestellt und Aussagen zum Einzugsgebiet gemacht werden.

Für das Beispiel der Ruhr wurden Daten der Universität Duisburg-Essen aus dem Projekt MAKEF und aus einem aktuellen DBU-Projekt verwendet. Für das Beispiel der Nidda wurden Daten des Hessischen Landesamtes und des Forschungsinstitutes Senkenberg verwendet.

Ruhr

Von den 14 Probestellen im Einzugsgebiet der Ruhr zeigt nur eine einen schlechten ökologischen Zustand an (Abb. 20). Alle anderen Probestellen liegen im Bereich gut bis unbefriedigend. Im Hauptlauf der Ruhr zeigen nur die renaturierte Probestelle im Unterlauf und die direkt unterhalb gelegene nicht renaturierte Stelle eine „gute“ Bewertung. Die kleinen Nebenläufe sind entweder in einem mäßigen oder guten Zustand. Dies führt aber nicht dazu, dass auch der Hauptlauf in einem guten Zustand ist. Insgesamt ist die betrachtete Probenzahl allerdings noch zu gering um absolute Aussagen zur Strahlwirkung im Einzugsgebiet der Ruhr zu machen.

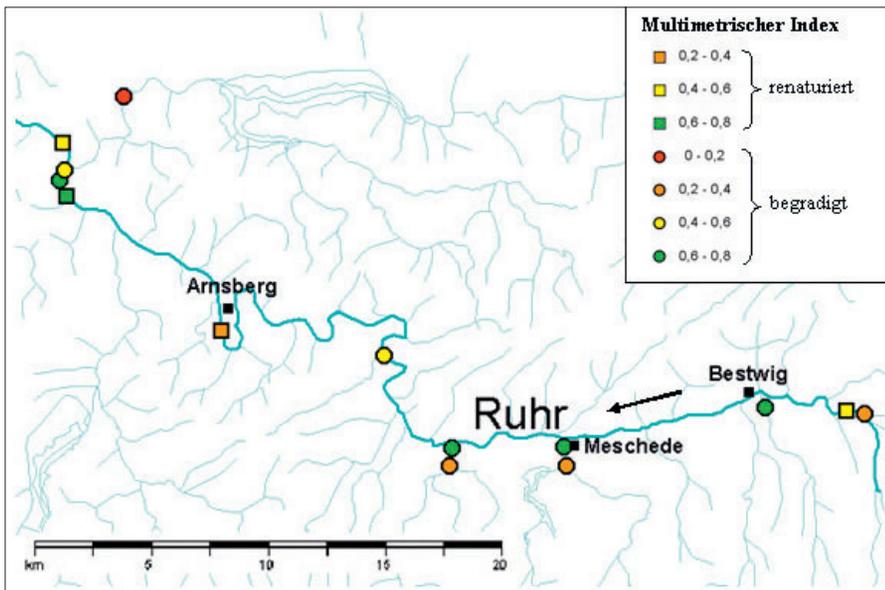


Abb. 20: PERLODES-Bewertung verschiedener Probestellen im Einzugsgebiet der Ruhr.

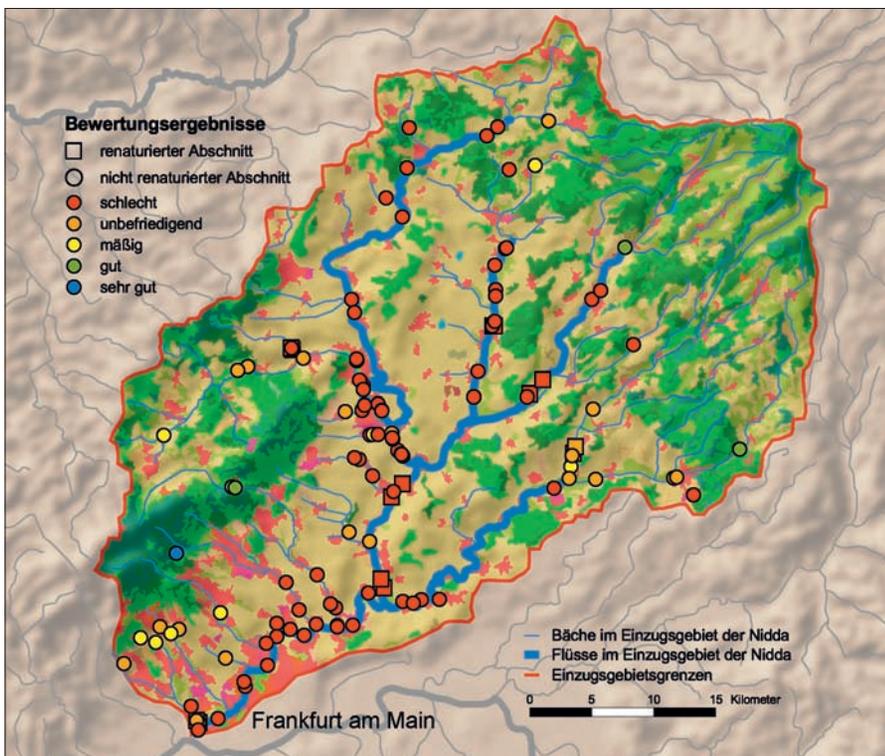


Abb. 21: PERLODES-Bewertung verschiedener Probestellen im Einzugsgebiet der Nidda.

Nidda

Von den 100 Probestellen im Einzugsgebiet der Nidda sind mehr als die Hälfte als „schlecht“ klassifiziert (Abb. 21). Selbst in den Oberläufen der Nebengewässer wird nur an wenigen Stellen eine „mäßige“ oder „gute“ Bewertung erreicht. Die agrarische und urbane Nutzung des Einzugsgebietes kann deutlich in der Karte abgelesen werden. Nur noch wenige Bereiche sind durch Wald geprägt, die zumindest theoretisch als Strahlursprünge in Betracht kommen könnten. Eine punktuelle strukturelle Verbesserung durch Renaturierungsmaßnahmen führt in diesem Gewässersystem nicht zu einer besseren Bewertung an den jeweiligen Stellen.

3.2.3 Schlussfolgerungen

Die exemplarische Betrachtung von Besiedlungsquellen bzw. Strahlursprüngen an der Ruhr und der Nidda bezüglich des Makrozoobenthos macht die Bedeutung des Einzugsgebietes für den Erfolg von Renatu-

rierungen deutlich. Besiedlungsquellen für renaturierte Abschnitte werden vielfach im Einzugsgebiet gesehen. Im Falle der Ruhr lassen Proben aus dem Einzugsgebiet darauf schließen, dass zumindest noch Restbestände sensitiver Taxa vorhanden sind. Ein stark degradiertes Einzugsgebiet wie im Beispiel der Nidda führt zu dem Schluss, dass eine Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit sensitiven Taxa sehr viel länger dauern wird als im Fall der Ruhr. Besiedlungsquellen sind in diesem Einzugsgebiet kaum noch vorhanden. Die Aufwertung der Fauna durch Eindriften aus oberhalb gelegenen „guten“ Abschnitten in renaturierte Abschnitte mit anschließender Verbesserung des ökologischen Zustandes ist demnach im Einzugsgebiet der Ruhr eher zu erwarten als im Einzugsgebiet der Nidda.

Die Renaturierungsmaßnahmen im Fallbeispiel Ruhr hatten insgesamt positive Auswirkungen auf die drei untersuchten Organismengruppen; jedoch bestehen zwischen den Organismengruppen eindeutige Unterschiede in der „Strahlwirkung“, sowohl in der Besiedlung der renaturierten Strecken mit anspruchsvollen Arten als auch in der Auswirkung renaturierter Abschnitte auf benachbarte Gewässerstrecken. Die renaturierten Abschnitte besitzen deutlich mehr Makrozoobenthos-Taxa als die nicht renaturierten Abschnitte. Sensitive Arten fehlen hingegen weitgehend; vermutlich kommen sie im Einzugsgebiet nicht mehr oder nur noch selten vor. Daraus lässt sich folgern, dass die renaturierten Abschnitte bereits von vielen der im Einzugsgebiet vorkommenden Arten (meist euryöken Arten) besiedelt wurden, die Besiedlung mit sensitiven und anspruchsvollen Arten des Gewässertyps jedoch aus weiter entfernten Refugien erfolgen muss.

Auch die Besiedlung durch die Fischfauna stellte sich innerhalb der Renaturierungs-

maßnahmen als positiv dar; zudem scheinen die renaturierten Abschnitte den dazwischen gelegenen nicht renaturierten Abschnitt durch Strahlwirkung aufzuwerten. Je nach Fischart beherbergen die renaturierten Strecken Quellpopulationen und Reproduktionsstrecken. Das Alter der Renaturierungsmaßnahme scheint im Hinblick auf diese Organismengruppe eine untergeordnete Rolle zu spielen. Wie in Abschnitt 3.2.2 aufgeführt, führt die hohe Mobilität der Fische dazu, dass sie geeignete Habitate relativ schnell besiedeln.

Die Auswertungen der Laufkäferdaten im Längsverlauf zeigen, dass die Renaturierungsmaßnahmen gut und schnell angenommen werden. Eine Strahlwirkung auf die nicht renaturierten Abschnitte ist nicht nachzuweisen und auch in Zukunft nicht zu erwarten, da gerade die anspruchsvollen, ripicolen Laufkäferarten auf kies- und schotterreiche Ufer angewiesen sind, die in begrädigten Abschnitten nicht vorkommen. Somit wurden durch die Renaturierungsmaßnahmen zumindest für diese anspruchsvollen Arten neue Lebensräume geschaffen.

Für die Fische und Laufkäfer scheinen zumindest noch Restbestände sensitiver Taxa im Einzugsgebiet vorhanden zu sein.

Als Fazit bleibt daher Folgendes festzuhalten:

Die in dieser Studie untersuchten Renaturierungsmaßnahmen wirkten sich positiv auf hydromorphologische Parameter und auf verschiedene Organismengruppen der Gewässer und der Aue aus. Die Wirkungen sind in allen untersuchten Gewässertypen des Tieflandes und des Mittelgebirges gleichermaßen zu beobachten. Wesentliche Unterschiede zwischen älteren und erst kürzlich durchgeführten Renaturierungen konnten nicht nachgewiesen werden. Es bestehen

allerdings deutliche Unterschiede in der Reaktion der Organismengruppen: Während auenspezifische Gruppen (Laufkäfer und die terrestrische Vegetation) unmittelbar und sehr umfassend auf Renaturierungen reagieren, sind die Auswirkungen auf Fische und Makrophyten geringer und treten nicht in allen untersuchten Gewässern auf. Renaturierungen hatten die geringsten Auswirkungen auf das Makrozoobenthos.

Die Ursachen für die unterschiedliche Reaktion der Organismengruppen liegen vermutlich in den unterschiedlich starken Änderungen der Habitatzusammensetzung in der Aue und im Gewässer in Folge der Renaturierung, den zusätzlichen Auswirkungen aktueller und historischer Wasserbelastung auf die aquatischen Gruppen sowie in der unterschiedlich schnellen Besiedlung renaturierter Strecken. Der letzte Faktor wird auch durch den Vergleich renaturierter und nicht renaturierter Strecken im Einzugsgebiet der Ruhr bestätigt.

Um bei Renaturierungen die Lebensbedingungen auch für aquatische Arten möglichst weitreichend zu verbessern, sollten daher umfangreiche Änderungen in der Habitatzusammensetzung auf der Sohle in Richtung einer leitbildkonformen Ausprägung angestrebt werden. Dies betrifft insbesondere „hochwertige“ Habitate, die von vielen Spezialisten besiedelt sind, z. B. Totholz oder Kies (in Tieflandgewässern).

Die Untersuchungen verdeutlichen weiterhin, dass renaturierte Abschnitte für schnell reagierende Organismengruppen (z. B. Fische) bereits als Trittsteine oder sogar als Strahlursprünge dienen können. Für andere Gruppen (insbesondere das Makrozoobenthos) sind die renaturierten Strecken eher als Zielgebiet der Strahlwirkung zu betrachten, wobei in degradierten Einzugsgebieten eine Besiedlung von außerhalb erfolgen muss.

4 Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern: Untersuchung am Beispiel des Makrozoobenthos

Jochem Kail

4.1 Einleitung

Das Konzept der Strahlwirkung basiert auf zwei grundsätzlichen Überlegungen bzw. Annahmen (vgl. Abschn. 2.2):

- Naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) haben eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg).
- Diese Strahlwirkung beruht auf der aktiven und passiven Migration von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial.

Das Konzept der Strahlwirkung lässt sich zum einen bei der Renaturierung von Fließgewässern nutzen. Zum anderen kann durch die Vernetzung von Strahlursprüngen ein Biotopverbund an Fließgewässern aufgebaut werden. Das derzeitige Wissen über die Strahlwirkung basiert im Wesentlichen auf Experteneinschätzungen (DRL 2008) und einigen wenigen Einzelfalluntersuchungen (PODRAZA 2008, SCHATTMANN 2008). Diese beruhen auf einer kleinen Zahl von Gewässerabschnitten ($n \leq 5$) und gehen von plausiblen, aber nicht belegten Annahmen aus. Es besteht noch ein deutliches Wissensdefizit, insbesondere bezüglich der maximalen Reichweite der Strahlwirkung, der Mindestanforderungen an Strahlursprünge und Strahlwege sowie der Bedeutung der Strahlwirkung im Vergleich zu anderen Faktoren, welche die Besiedlung der Gewässer beeinflussen (z. B. lokale Gewässerstruktur, Nutzung im Einzugsgebiet).

Daher wurden an einem größeren Datensatz folgende Fragestellungen untersucht:

- Ist eine Strahlwirkung nachweisbar?
- Wie weit reicht die Strahlwirkung, d. h. welchen maximalen Abstand dürfen Strahlursprünge in einem Biotopverbund besitzen?
- Welche hydromorphologische Qualität

müssen Gewässerabschnitte besitzen, um als Strahlursprung zu wirken?

- Welche hydromorphologische Qualität müssen Gewässerabschnitte besitzen, um als Strahlweg durch die Strahlwirkung aufgewertet zu werden oder als Trittsteine fungieren zu können?
- Welche Bedeutung besitzt die Strahlwirkung im Vergleich zu anderen Faktoren, die die Besiedlung eines Gewässers beeinflussen (z. B. die lokale Gewässerstruktur)?
- Mit welcher Aufwertung ist durch die Strahlwirkung zu rechnen?

Im Folgenden wird der grundsätzliche Untersuchungsansatz sowie die wesentlichen Ergebnisse vorgestellt. Eine ausführliche Beschreibung der statistischen Methodik und weiterer Ergebnisse findet sich in Anhang 1 sowie in KAIL & HALLE (2009) und KAIL & HERING (2009).

4.2 Untersuchungsansatz

Grundsätzlicher Untersuchungsansatz:

Es wurde untersucht, ob naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte (Strahlweg) besitzen und von welchen Faktoren diese Strahlwirkung abhängt. Informationen zum ökologischen Zustand der Fließgewässer liegen in der Regel nur punktuell an biologischen Probestellen vor. Solche beprobten Gewässerabschnitte werden im Folgenden als Teil eines Strahlwegs betrachtet, der durch die Strahlwirkung angrenzender, naturnaher Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) aufgewertet wird. Die Probestellen wurden also nicht als Strahlursprünge betrachtet, von denen eine Strahlwirkung ausgeht, sondern als Gewässerabschnitte, auf die eine Strahlwirkung wirkt (Abb. 22). Die Strahlursprünge, von denen diese Strahlwirkung ausgeht, befinden sich in den angrenzenden Gewässerabschnitten

im Ober- und Unterlauf der Probestellen. Der ökologische Zustand ober- und unterhalb der Probestellen ist in der Regel nicht bekannt und solche „flächendeckenden“ biologischen Daten lassen sich nicht mit vertretbarem Aufwand erheben. Da der strukturelle Zustand den ökologischen Zustand maßgeblich bestimmt, wurden alternativ vorhandene Daten zur Gewässerstruktur als Ersatzgröße zur Beschreibung der Naturnähe oberhalb und unterhalb der Probestellen herangezogen. Mit Hilfe statistischer Verfahren wurde untersucht, bis zu welcher Entfernung der Zustand des Ober- bzw. Unterlaufs einen statistisch signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand der Probestellen besitzt, d. h. wie weit Strahlursprünge maximal von einem Gewässerabschnitt entfernt sein können um diesen noch signifikant zu beeinflussen.

Länge des betrachteten Ober- und Unterlaufs:

Nach Einschätzung der vom DRL (2008) befragten Experten können Strahlursprünge in dem hier betrachteten Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) maximal in einer Entfernung von 3 km oberhalb bzw. 1 km unterhalb der beprobten Gewässerabschnitte vorkommen (weiter entfernt liegende Strahlursprünge haben demnach keinen signifikanten Einfluss mehr). Da die Reichweite der Strahlwirkung möglicherweise größer ist, wurde eine deutlich längere Gewässerstrecke im Oberlauf (5 km) und Unterlauf (2 km) der Probestellen betrachtet.

Da auch naturnahe Gewässerabschnitte in Nebengewässern als Strahlursprung fungieren können (vgl. Abschn. 2.2), wurden diese mit berücksichtigt. Dieser Ober- und Unterlauf der Probestellen wurde in jeweils 10 gleichlange Teilstrecken, sogenannte „Entfernungskategorien“ unterteilt (Abb. 22). Die Entfernungskategorien im Oberlauf sind also jeweils 0,5 km, die im Unterlauf 0,2 km lang. Darüber hinaus wurde der gesamte

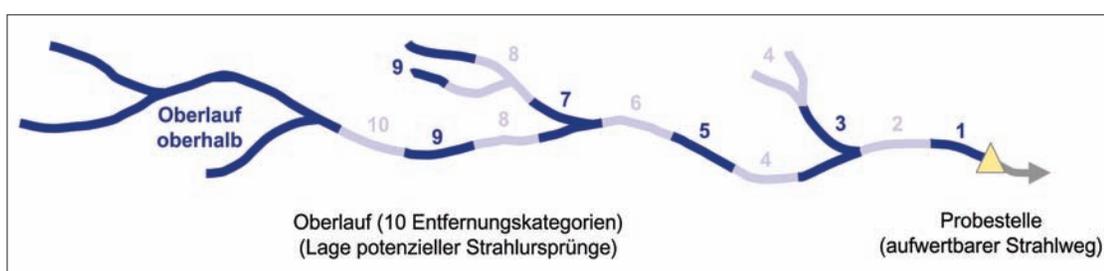


Abb. 22: Schematische Darstellung der Unterteilung des Oberlaufs in 10 Entfernungskategorien unter Berücksichtigung der Nebengewässer. Die Probestelle (Dreieck) wird als Gewässerabschnitt betrachtet, auf den eine Strahlwirkung aus dem Oberlauf wirkt.

Oberlauf oberhalb der 10 Entfernungskategorien betrachtet, so dass insgesamt 21 Teilstrecken pro Probestelle untersucht wurden.

Gewässerstruktur als Ersatzgröße zur Beschreibung der Naturnähe des Ober- und Unterlaufs:

Im Rahmen der Kartierung gemäß des LAWA Vor-Ort-Verfahrens werden für 100 m lange Gewässerabschnitte jeweils 25 einzelne Parameter zur Gewässerstruktur erfasst und auf einer 7-stufigen Skala bewertet. Diese Daten liegen in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Hessen fast flächendeckend vor. Aus diesen 25 Parametern wurden Parameter ausgewählt, die sich möglichst gut als Ersatzgröße zur Beschreibung der Naturnähe und zur Abschätzung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos eignen und ein Habitat Metric berechnet, der die Habitatqualität eines Gewässers speziell für das Makrozoobenthos beschreibt. Die Werte reichen von 1 (naturnah) bis 7 (vollständig verändert).

Hierfür wurde in einer Voruntersuchung die Beziehung zwischen der lokalen Gewässerstruktur und dem lokalen ökologischen Zustand des Makrozoobenthos an den Probestellen untersucht (Abb. 23).

Aus den Bewertungsergebnissen der fünf Gewässerstruktur-Parameter, die am besten mit dem ökologischen Zustand korrelieren, wurde der Mittelwert berechnet. Es lässt sich fachlich gut begründen, warum die fünf Gewässerstruktur-Parameter, die in den Habitat Metric eingehen, am besten mit dem ökologischen Zustand des Makrozoobenthos korrelieren. So sind viele natürliche Gewässerstrukturen wie Krümmungsbänke und Kolke an eine naturnahe Laufkrümmung gebunden und daher korreliert die Laufkrümmung von allen Gewässerstruktur-Parametern am besten mit dem ökologischen Zustand an den Probestellen.

Um zu verdeutlichen, dass es sich nicht um einen Parameter des LAWA Vor-Ort-Verfahrens handelt und der Wert die für das Makrozoobenthos relevante Habitatqualität beschreibt, wird dieser im Weiteren als „Habitat Metric“ bezeichnet. Der Habitat Metric ist ein deutlich besserer Indikator für den ökologischen Zustand der Probestellen als einzelne Gewässerstruktur-Parameter oder die Gesamtbewertung gemäß des LAWA Vor-Ort-Verfahrens. Daher wurde der Habitat Metric für alle Gewässerstruktur-Kartierabschnitte in den drei Bundesländern

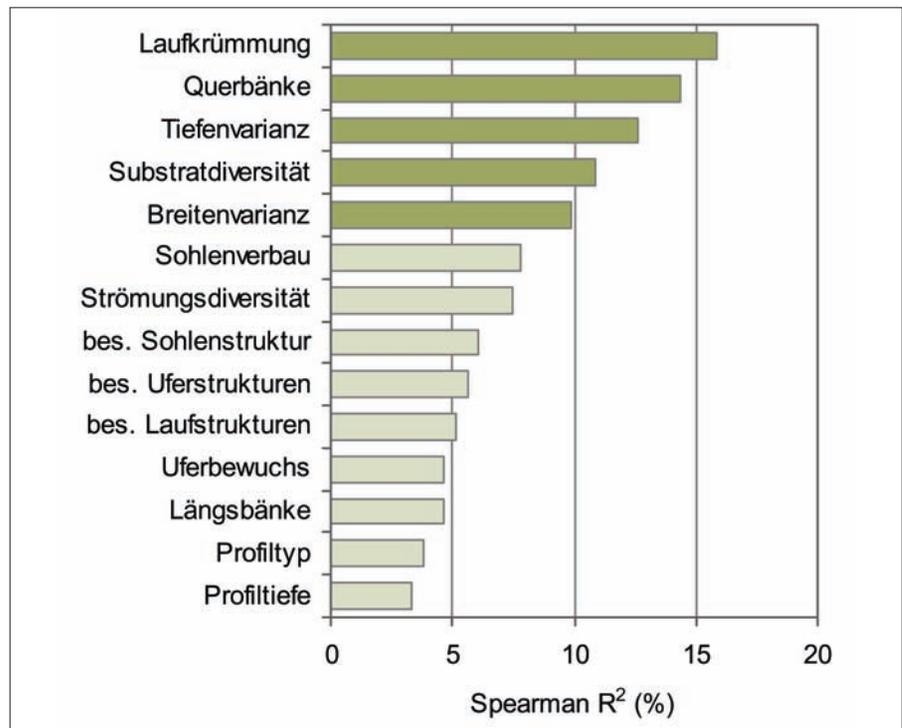


Abb. 23: Stärke der Beziehung zwischen Gewässerstruktur-Parametern (Zustand an Probestellen) und dem ökologischen Zustand an den Probestellen (Spearman Rang Korrelation, $n = 104$).

berechnet und verwendet, um den morphologischen Zustand bzw. die Habitatqualität in den 21 Entfernungskategorien zu beschreiben und den ökologischen Zustand abzuschätzen.

Berücksichtigung wichtiger Einflussfaktoren:

Die Besiedlung an einem Gewässerabschnitt bzw. an einer biologischen Probestelle wird neben der Strahlwirkung - von einer Vielzahl weiterer Faktoren bestimmt. Diese Faktoren werden durch Prozesse auf Ebene des Einzugsgebietes und des Gewässerabschnitts beeinflusst. Als wesentliche Einflussfaktoren sind zu nennen:

- Einzugsgebiet (oberhalb der Probestelle)
 - Wasserqualität (stoffliche und physikochemische Belastungen)
 - Wassermenge und Wasserführung (z. B. hydraulische Stoßbelastungen)
 - Längsdurchgängigkeit
- Gewässerabschnitt (Probestelle)
 - lokale Habitatqualität (z. B. gemäß Gewässerstrukturkartierung)
 - Kolmation der Sohle von Kiesgewässern durch Feinsubstrat
 - erhöhte Sedimentmobilität in Sandgewässern.

Die oben genannten Einflüsse des Einzugsgebietes können die Strahlwirkung naturnaher Gewässerabschnitte überlagern bzw. schwächen. Um den Einfluss angrenzender Gewässerabschnitte auf die Probestellen zu

untersuchen, ist es daher notwendig, die oben genannten Einflussfaktoren zu berücksichtigen. Die wichtigsten der oben genannten Einflussfaktoren bzw. Belastungen wurden weitestgehend ausgeschlossen, indem nur Probestellen berücksichtigt wurden, die nicht saprobiell oder hydraulisch belastet bzw. versauert sind und eine möglichst geringe Anzahl an Querbauwerken und Rückstaubereichen oberstrom- bzw. unterstrom aufweisen.

Als Indikator für andere Belastungen aus dem Einzugsgebiet wurde die Flächennutzung herangezogen. So führt beispielsweise die Versiegelung im Einzugsgebiet zu einer Veränderung der Wasserführung und die intensive landwirtschaftliche Nutzung zu einem diffusen Eintrag von Nährstoffen und Feinsubstrat. Dadurch beeinflusst die Nutzung im Einzugsgebiet den lokalen ökologischen Zustand eines Gewässerabschnitts (blauer Pfeil in Abb. 24). Der ökologische Zustand der Probestellen wird neben der Nutzung im Einzugsgebiet durch die lokale Habitatqualität bestimmt (blauer Pfeil in Abb. 24).

Diese beiden Größen (Nutzung im Einzugsgebiet und lokale Habitatqualität an den Probestellen) korrelieren aus folgenden Gründen auch mit der Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs (rote Pfeile in Abb. 24): Gewässerabschnitte in intensiv genutzten Einzugsgebieten sind in der Regel ausgebaut und solche in bewaldeten

Einzugsgebieten weisen in der Regel eine gute Habitatqualität auf. Die lokale Habitatqualität an den Probestellen ähnelt in vielen Fällen der der angrenzenden Gewässerabschnitte, da sich der strukturelle Zustand entlang eines Gewässers in der Regel nicht abrupt ändert.

Es wurde untersucht, ob die Habitatqualität angrenzender Gewässerabschnitte einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand der Probestellen besitzt (blauer Pfeil in Abb. 24). Jedoch kann aus dem Nachweis eines statistisch signifikanten Einflusses nicht direkt auf einen kausalen Zusammenhang geschlossen werden. Aufgrund der oben beschriebenen Beziehungen zwischen den Einflussfaktoren (rote Pfeile in Abb. 24) ist es möglich, dass eine Strahlwirkung angrenzender Gewässerabschnitte statistisch nachgewiesen wird, die jedoch ursächlich auf die beiden anderen Einflussfaktoren (Nutzung im Einzugsgebiet und Habitatqualität der Probestellen) zurückzuführen ist. Daher wurden in dieser Untersuchung entsprechende statistische Verfahren verwendet, die es ermöglichen, die Beziehung zwischen den Einflussfaktoren (Co-Korrelationen) zu berücksichtigen und „herauszurechnen“. Damit lässt sich der Einfluss bestimmen, der sich eindeutig und allein auf die Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs zurückführen lässt. Die entscheidende Frage ist, ob der Ober- bzw. Unterlauf, über die Beziehung mit den oben genannten Faktoren hinaus, einen statistisch signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen besitzt, d. h. eine Strahlwirkung nachweisbar ist. Man spricht von einem statistisch signifikanten Einfluss, wenn die so genannte „Irrtumswahrscheinlichkeit“ p weniger als 5 % beträgt. Verständlicher ausgedrückt, statistisch jedoch nicht ganz korrekt, bedeutet dies, dass die angrenzenden Gewässerabschnitte mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % einen Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen besitzen (vgl. Angaben zur Wahrscheinlichkeit eines Einflusses in Abb. 25 und 26).

Gewässertypspezifische Untersuchung:

Die Ausbreitung von Arten - und damit auch eine potenzielle Strahlwirkung - hängt wesentlich von dem betrachteten Gewässertyp ab, z. B. von der Gewässergröße, dem Gefälle, dem Abflussregime und auch den geologischen Verhältnissen. Daher wurde eine gewässertypspezifische Untersuchung durchgeführt und nur der weit verbreitete LAWA-Fließgewässertyp 5 betrachtet: „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ (weitere Informationen zum



Abb. 24: Wichtige Faktoren, die den lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen bestimmen (blaue Pfeile) und Beziehungen (Co-Korrelationen) zwischen diesen Faktoren (rote Pfeile).

Gewässertyp unter http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl/wrrl_ftyp.htm.

Untersuchte Organismengruppe:

Die verschiedenen Organismengruppen (z. B. Fische, Makrozoobenthos) legen durch ihre aktive und passive Migration sehr unterschiedlich lange Strecken zurück. So legen z. B. Fische als sehr mobile Tiere lange Strecken zurück und nutzen weit voneinander entfernte Lebensräume. Für die Untersuchung der Strahlwirkung bei den Fischen müssten daher lange Gewässerstrecken ober- und unterhalb der biologischen Probestellen untersucht werden. Die aktive Migration von Fischen wird an Querbauwerken ohne Fischwanderhilfen unterbrochen und eine mögliche Strahlwirkung unterbunden. Aufgrund der großen Anzahl von Querbauwerken ist es kaum möglich, eine größere Zahl von Gewässerabschnitten ausfindig zu machen, in denen die Durchgängigkeit auf längeren Strecken nicht massiv eingeschränkt ist und die sich daher für eine Untersuchung der Strahlwirkung eignen.

Im Gegensatz dazu legt das Makrozoobenthos bei der aufwärts gerichteten, aktiven Migration vergleichsweise kurze Strecken zurück. Für die Untersuchung der Strahlwirkung beim Makrozoobenthos ist es daher ausreichend, deutlich kürzere Gewässerstrecken zu betrachten. Die abwärts gerichtete Drift des Makrozoobenthos wird vor allem durch den Rückstaubereich oberhalb von Querbauwerken eingeschränkt und weniger durch das Querbauwerk selbst. Querbauwerke ohne Rückstaubereiche sind für die passive Migration des Makrozoobenthos weniger problematisch. Daher wird in der hier durchgeführten statistischen Untersuchung die Organismengruppe des Makrozoobenthos betrachtet, für die eine ausreichende Zahl von Probestellen zur Verfügung steht, deren

Ober- und Unterlauf in ausreichendem Maße durchgängig ist. Da die Gewässerstrukturdaten in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Hessen fast flächendeckend vorliegen, wurden Gewässerabschnitte in diesen drei Bundesländern untersucht. Zur Beschreibung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos wurden vorhandene Daten aus Forschungsprojekten und die für die WRRL aufgenommenen Monitoring-Daten herangezogen (219 Probestellen). Diese biologischen Probestellen wurden gemäß des PERLODES-Verfahrens bewertet und das Bewertungsergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ zur Beschreibung des ökologischen Zustands herangezogen (nähere Informationen zum PERLODES Verfahren und dem so genannten Multi-metrischen Index finden sich in Abschnitt 3.1.2, sowie MEYER et al. 2006 oder unter <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>). Aus diesem Datensatz wurden Probestellen ausgewählt, die den oben genannten Anforderungen entsprechen, d. h. keine saprobielle, hydraulische Belastung und eine möglichst geringe Anzahl von Querbauwerken ober- und unterstrom aufweisen sowie nicht versauert sind. Darüber hinaus wurden alle Probestellen ausgeschlossen, deren ökologische Bewertung nach PERLODES nicht abgesichert ist bzw. die nicht in dem nach PERLODES empfohlenen Probenahmezeitraum aufgenommen worden sind. Trotz dieser strengen Auswahlkriterien konnten Daten zu 104 Probestellen ausgewertet werden.

4.3 Ergebnisse zur Strahlwirkung

Untersuchung zum Einfluss des Unterlaufs:

Berücksichtigt man die lokale Habitatqualität an den Probestellen nicht, so hat der Unterlauf bis zu einer Entfernung von 0,4 km scheinbar einen signifikanten Einfluss auf die Besiedlung der Probestellen. Berücksichtigt man die Beziehung zwischen der lokalen Habitatqualität und der des Unterlaufs und wird diese „herausgerechnet“, so zeigt sich, dass die Wirkung des Unterlaufs rein auf der oben beschriebenen Co-Korrelation beruht (Wahrscheinlichkeit eines Einflusses in Abb. 25 << 95 %).

Wie bereits oben erwähnt, wurden für die Untersuchung nur Probestellen ausgewählt, die eine möglichst geringe Anzahl von Querbauwerken ober- und unterstrom aufweisen. Jedoch kann die aufwärtsgerichtete, aktive Migration des Makrozoobenthos bereits durch ein oder wenige Querbauwerke stark

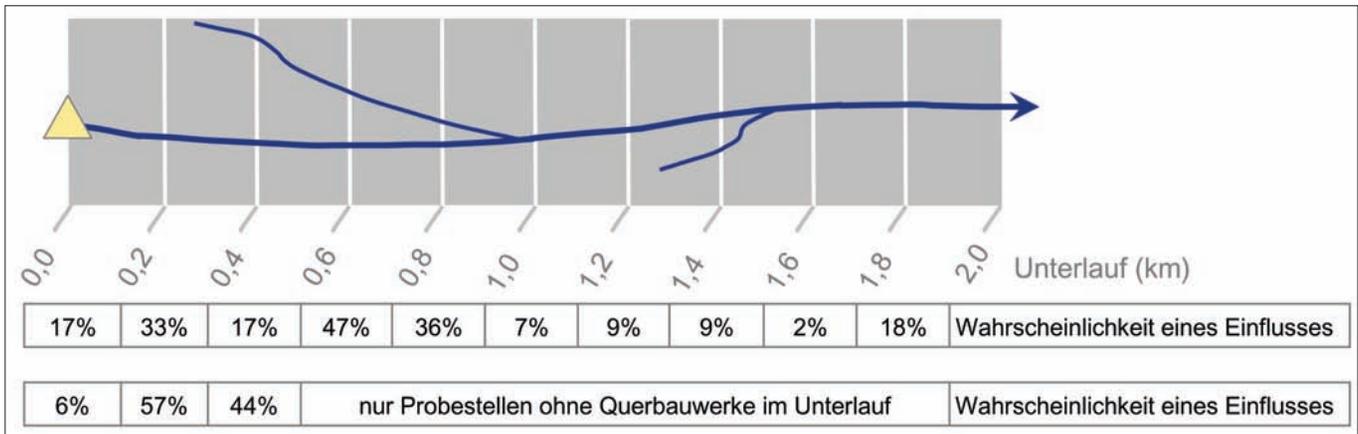


Abb. 25: Wahrscheinlichkeit eines Einflusses der Habitatqualität des Unterlaufs auf den ökologischen Zustand an den Probestellen. Ab einer Wahrscheinlichkeit von 95 % kann von einem statistisch signifikanten Einfluss der Entfernungskategorie gesprochen werden. Erste Zeile: Datensatz mit geringer Anzahl von Querbauwerken unterstrom der Probestellen (n=70). Zweite Zeile: Auswertung beschränkt auf Probestellen ohne jegliche Querbauwerke, Rückstaubereiche oder Verrohrungen unterstrom (n=29).

eingeschränkt werden. Daher wurden in einer zweiten Auswertung nur Probestellen betrachtet, die im Unterlauf weder Querbauwerke noch Rückstaubereiche oder Verrohrungen aufweisen. Aufgrund der hohen Anzahl solcher Schadstrukturen an unseren Gewässern wird dadurch sowohl die Anzahl der Probestellen als auch die betrachtete Länge des Unterlaufs stark eingeschränkt. Jedoch ist auch in dieser zweiten Untersuchung keine Wirkung aus dem Unterlauf nachweisbar (Abb. 25).

Dies steht scheinbar in Widerspruch zu den Ergebnissen der Expertenbefragung des DRL (2008), nach der eine Strahlwirkung aus dem Unterlauf prinzipiell möglich ist und die Länge des Strahlwegs in diesem Gewässertyp ca. 1 km beträgt. Diese Experteneinschätzung bezieht sich vermutlich auf die (Wieder-)Besiedlung von Gewässerabschnitten, die durch Störungen (z. B. Hochwasser oder Versauerungsschübe) beeinträchtigt oder durch Renaturierungsmaßnahmen aufgewertet wurden. Eine solche (Wieder-)Besiedlung ist sicherlich auch aus dem Unterlauf möglich. Das Konzept der Strahlwirkung unterscheidet sich in diesem Punkt jedoch von dem

bereits etablierten Konzept der (Wieder-)Besiedlung bzw. der Ausbreitung. Es geht nicht um die Frage, ob einige wenige Individuen einen naturnahen Abschnitt erreichen, um diesen (wieder) zu besiedeln. Vielmehr stellt sich die Frage, ob der quasi kontinuierliche Eintrag von Individuen aus naturnahen Abschnitten (Strahlursprünge) zu einer deutlichen Verbesserung des ökologischen Zustands in weniger naturnahen Abschnitten (Strahlwege) führt. Offensichtlich ist eine solche deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands durch die aktive Migration aus dem Unterlauf beim Makrozoobenthos in dem hier untersuchten Gewässertyp nicht möglich.

Untersuchung zum Einfluss des Oberlaufs:

Berücksichtigt man die lokale Habitatqualität und die Nutzung im Einzugsgebiet nicht, so hat der Oberlauf in fast allen Entfernungskategorien scheinbar einen signifikanten Einfluss auf die Besiedlung der Probestellen (Ausnahme 2,5-3,5 km oberhalb). Berücksichtigt man die Beziehung zwischen den Einflussfaktoren und wird diese „herausgerechnet“, so zeigt sich,

dass die Wirkung der obersten Entfernungskategorien (3,5-5 km oberhalb) größtenteils auf der oben beschriebenen Co-Korrelation beruht (Wahrscheinlichkeit eines Einflusses in Abb. 26 < 95 %). Die Habitatqualität der angrenzenden Gewässerabschnitte bis 2,5 km oberhalb der Probestellen hat jedoch auch unter Berücksichtigung der übrigen Einflussfaktoren einen statistisch signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand. Der Oberlauf besitzt also bis zu einer Entfernung von ca. 2,5 km eine deutliche Wirkung auf die Probestellen.

Dies stimmt gut mit den Ergebnissen der Expertenbefragung des DRL (2008) überein, nach der die Länge des Strahlwegs in Fließrichtung in diesem Gewässertyp ca. 3 km angenommen wird.

In einem Biotopverbund im Fließgewässertyp 5 (Grobmateriareiche, silikatische Mittelgebirgsgewässer) ist also ein deutlicher Einfluss nur von Strahlursprüngen aus dem Oberlauf zu erwarten und die Strahlursprünge sollten in Mittelgebirgsgewässern (Typ 5) nicht mehr als 2,5 km voneinander entfernt liegen.

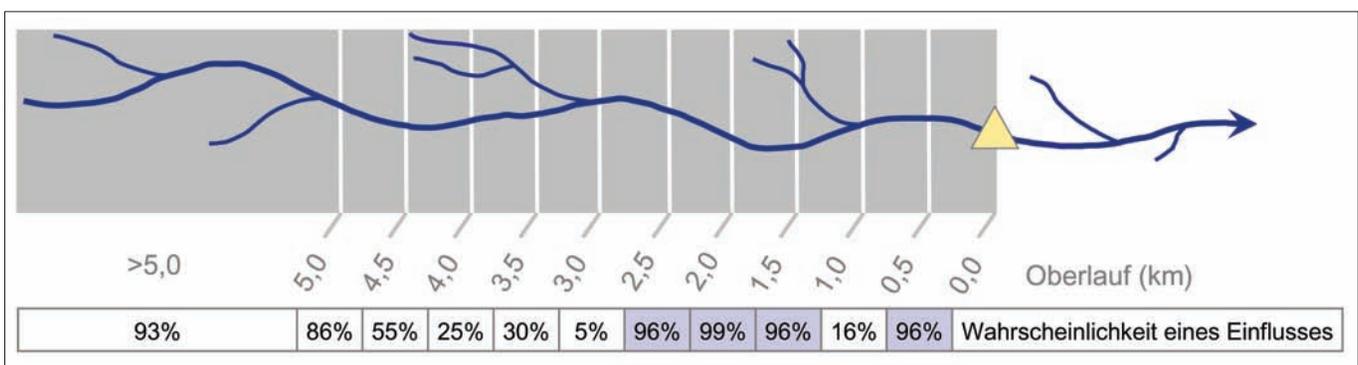


Abb. 26: Wahrscheinlichkeit eines Einflusses der Habitatqualität des Oberlaufs auf den ökologischen Zustand an den Probestellen (%) (n = 52). Ab einer Wahrscheinlichkeit von 95 % kann von einem statistisch signifikanten Einfluss der Entfernungskategorie gesprochen werden (farblich unterlegt).

Die Frage auf welchen Prozessen der Einfluss des Oberlaufs auf die Probestellen beruht, lässt sich im Rahmen dieser Untersuchung nicht abschließend klären. Aufgrund der im Anhang 1 angestellten Überlegungen ist zu vermuten, dass es sich bei dem Einfluss des Oberlaufs bis ca. 2,5 km oberhalb der Probestellen zumindest teilweise um einen biologischen Effekt, d. h. eine Strahlwirkung im Sinne der Definition des DRL (2008) handelt.

Bedeutung der Habitatqualität des Oberlaufs im Vergleich zur lokalen Habitatqualität:

Nachdem ein Einfluss Strahlwirkung aus dem Oberlauf nachgewiesen wurde, stellt sich die Frage, wie bedeutend dieser Einfluss des Oberlaufs im Vergleich zur lokalen Habitatqualität ist. Je höher die Bedeutung des Oberlaufs, desto wichtiger ist die Schaffung von Strahlursprüngen und eines Biotopverbunds an Fließgewässern im Vergleich zu Renaturierungsmaßnahmen, die auf die Verbesserung der lokalen Habitatqualität abzielen.

Um die Bedeutung des Oberlaufs abzuschätzen, wurden die fünf direkt oberhalb an die Probestelle angrenzenden Entfernungskategorien (0-2,5 km) zusammengefasst und der mittlere Habitat Metric für diesen oberhalb gelegenen Gewässerabschnitt berechnet. In einem statistischen Modell wurde dann berechnet, welcher Einfluss sich eindeutig und

allein durch die Habitatqualität des Oberlaufs erklären lässt. In diesem statistischen Modell hat die Habitatqualität des Oberlaufs eine zwar geringere (32%), jedoch überraschend hohe Bedeutung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität an der Probestelle (68%).

Unterscheidung von positiven und negativen Einflüssen:

Für die obigen Auswertungen wurde zur Beschreibung der Habitatqualität im Oberlauf der mittlere Habitat Metric verwendet und damit der gesamte, positive und negative Einfluss des Oberlaufs betrachtet. Um zu untersuchen, ob der Einfluss des Oberlaufs auf eine positive oder negative Wirkung zurückzuführen ist, wurden sowohl naturnahe Abschnitte betrachtet, die potenziell als Strahlursprünge wirken können, als auch stark degradierte Abschnitte im Oberlauf. Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl die naturnahen Abschnitte (Habitat Metric 1-2) einen signifikanten positiven als auch die stark degradierten Abschnitte (Habitat Metric 6-7) einen signifikanten negativen Einfluss auf den lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen besitzen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in einem Biotopverbund im Fließgewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsgewässer) ein deutlicher Einfluss nur von Strahlursprüngen aus dem Oberlauf zu erwarten ist und die Strahlursprünge in Mittelgebirgsgewässern (Typ 5) nicht mehr als 2,5 km voneinander entfernt liegen sollten.

Die Schaffung von Strahlursprüngen und eines Biotopverbunds an Fließgewässern kann, über die Vernetzung der Strahlursprünge hinaus, auch zu einer signifikanten ökologischen Aufwertung der zwischen den Strahlursprüngen liegenden Strahlwege führen. Mindestens ebenso groß ist der negative Einfluss stark degradierter Abschnitte im Oberlauf.

4.3.1 Anforderungen an Strahlursprünge

Mindestanforderung an die Habitatqualität:

Aus den obigen Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Gewässerabschnitte im Oberlauf einen Habitat Metric von 1-2 besitzen müssen, um als Strahlursprünge zu wirken und eine signifikante positive Wirkung auf den lokalen ökologischen Zustand der Probestellen auszuüben.

Der Habitat Metric beschreibt den ge-

nerellen morphologischen Zustand, so wie er für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos relevant ist. Er ist damit geeignet, die Strahlwirkung zu quantifizieren sowie Mindestanforderungen an die Strahlursprünge auf dieser generalisierten Ebene zu definieren (siehe obige Auswertungen). Es ist jedoch zu beachten, dass die Gewässerstruktur-Parameter, wie in Abschnitt 4.2 erläutert, stark voneinander abhängen, es sich um einen statistischen Zusammenhang handelt und sich daher nicht ableiten lässt, welche Parameter ursächlich den ökologischen Zustand bestimmen. Wie bei jeder anderen statistischen Auswertung von Gewässerstruktur-Daten können aufgrund der oben erwähnten Beziehungen zwischen den Gewässerstruktur-Parametern keine konkreten Mindestanforderungen oder Maßnahmen zur Schaffung von Strahlursprüngen abgeleitet werden. Hierfür ist es notwendig, die kausalen Zusammenhänge über eine Analyse der Artenlisten zu untersuchen. *Es wird hier ausdrücklich auf diese mögliche Überinterpretation statistischer Auswertungen der Gewässerstruktur-Daten hingewiesen, da sie in der Praxis weit verbreitet ist.* Dass es sich hierbei nicht um ein theoretisches Problem handelt, sondern die Auswertung von Artenlisten oft abweichende Ergebnisse liefert, hat sich bereits in mehreren Untersuchungen gezeigt.

Mindestanforderung an die Länge:

Da der Einfluss des Oberlaufs vermutlich teilweise auf einem biologischen Effekt beruht, sollten die Strahlursprünge eine bestimmte Mindestlänge bzw. Mindestarealgröße besitzen. Nur Gewässerabschnitte mit einer gewissen Mindestlänge können den erforderlichen Überschuss an Individuen produzieren und damit eine Quellfunktion im ökologischen Sinne für angrenzende Gewässerabschnitte übernehmen. Um die Mindestlänge der Strahlursprünge abzuschätzen wurden Probestellen ausgewählt, die eine – im Vergleich zur lokalen Habitatqualität – deutlich bessere Besiedlung aufweisen. In Anlehnung an die Vorgehensweise von PODRAZA (2008) wird angenommen, dass die Strahlwirkung naturnaher Gewässerabschnitte im Oberlauf der Grund für diese bessere Besiedlung ist. An diesen Probestellen wurde der längste naturnahe Gewässerabschnitt im Oberlauf bestimmt, der einen Habitat Metric von 1-2 aufweist und daher als Strahlursprung wirken kann. In Anlehnung an PODRAZA (2008) wurde das 25 %-Perzentil verwendet, um die Mindestlänge für Strahlursprünge dieses Gewässertyps abzuschätzen (P25 = 0,4 km, Abb. 27).

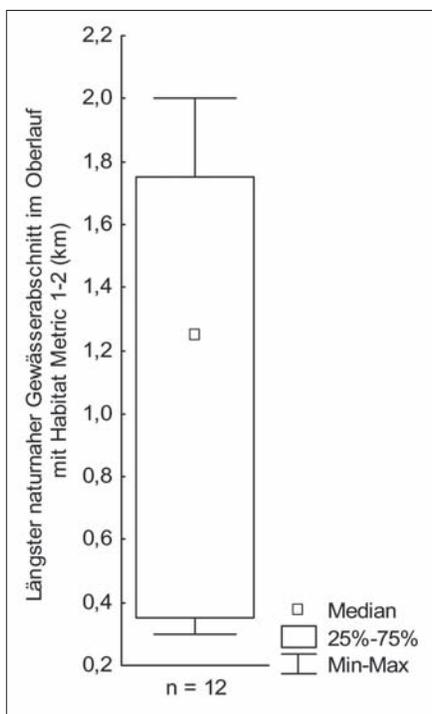


Abb. 27: Länge potenzieller Strahlursprünge im Oberlauf von Probestellen, die eine – im Vergleich zur Habitatqualität – deutlich bessere Besiedlung aufweisen.

Dies stimmt gut mit den Ergebnissen der Experteneinschätzung des DRL (2008) überein, nach der die Mindestlänge für Strahlursprünge in diesem Gewässertyp 0,5 km beträgt. Da sich nur wenige Probestellen für diese Auswertung eignen ($n = 12$) und es sich methodisch bedingt nur um eine erste grobe Abschätzung handelt, sollte dies jedoch nicht überinterpretiert werden. Aus den Daten kann nur geschlossen werden, dass die Mindestlänge – unter der oben genannten Annahme - vermutlich mehrere hundert Meter bis ca. 1-2 km beträgt (Median der 12 Probestellen 1,3 km).

Die Angabe belastbarer Grenzwerte für die Länge von Strahlursprüngen ist beim derzeitigen Wissensstand nicht möglich.

Anforderungen an Strahlwege und Trittsteine:

Aufgrund der folgenden Überlegungen ist zu vermuten, dass auch die Strahlwege gewisse Mindestanforderungen erfüllen müssen, um von der Strahlwirkung der Strahlursprünge zu profitieren:

Stark degradierte Strahlwege bieten den Organismen, die aus naturnahen Abschnitten oberstrom verdriftet werden, keine Rastplätze oder Refugial-Lebensräume und dienen ausschließlich als Migrationskorridor. Darüber hinaus werden sie auch von stark degradierten Abschnitten im Oberlauf kaum beeinflusst, da sie ohnehin bereits einen schlechten ökologischen Zustand aufweisen.

Weniger stark degradierte Strahlwege mit Trittsteinen besitzen eine Mindest-Habitatausstattung, die aus dem Oberlauf eingetragenen Organismen können sich hier aufhalten und verbessern dadurch den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos. Diese aufwertbaren Strahlwege sind anfällig gegenüber Störungen aus den stark degradierten Abschnitten im Oberlauf und werden daher auch durch diese negative Wirkung stark degradierter Gewässerabschnitte beeinflusst.

Naturnahe Gewässerabschnitte wirken bereits selbst als Strahlursprünge. Sie weisen bereits einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand auf und können durch den Eintrag von Organismen aus dem Oberlauf nicht weiter aufgewertet werden. Darüber hinaus besitzen sie sehr stabile Populationen und sind daher widerstandsfähig gegenüber Störungen aus den stark degradierten Abschnitten im Oberlauf und werden kaum durch diese negative Wirkung beeinflusst.

Tab. 9: Abhängigkeit des Einflusses des Oberlaufs (Strahlwirkung) von der lokalen Habitatqualität an der Probestelle (Habitat Metric).

Lokale Habitatqualität (Habitat Metric)	1	2	3	4	5	6	7
Einfluss Habitatqualität Oberlauf	+	+	++	+++	++	+	+

Um diese Arbeitshypothese zu überprüfen, wurde untersucht, ob der Einfluss der Habitatqualität des Oberlaufs (Strahlwirkung) von der lokalen Habitatqualität an den Probestellen abhängt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass Probestellen mit einer mittleren Habitatqualität am stärksten durch die Habitatqualität des Oberlaufs beeinflusst werden (Tab. 9) und stützen damit die oben formulierte Hypothese.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Strahlwirkung von der Habitatqualität in den Strahlwegen abhängt und der ökologische Zustand von Strahlwegen, die eine Mindest-Habitatausstattung besitzen, durch die Schaffung von Strahlursprüngen nicht nur signifikant, sondern deutlich aufgewertet werden kann (vgl. Ergebnisse Absatz Bedeutung der Strahlwirkung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität, S. 44).

Quantifizierung des Einflusses des Oberlaufs:

Für die Operationalisierung des Konzeptes der Strahlwirkung (Kap. 5) ist es notwendig abzuschätzen, mit welcher Aufwertung bzw. Abwertung durch den Einfluss der

Habitatqualität des Oberlaufs zu rechnen ist. Konkret stellt sich die Frage, um welchen Wert Y sich der ökologische Zustand verbessert bzw. verschlechtert, wenn die Habitatqualität im Oberlauf um den Wert X verändert wird.

Es wird hier also sowohl der positive Einfluss naturnaher, als auch der negative Einfluss stark degradierter Gewässerabschnitte betrachtet, da sich diese weder inhaltlich noch methodisch sinnvoll trennen lassen.

Um den Einfluss des Oberlaufs zu quantifizieren, wurde ein statistisches Modell berechnet, in das alle drei Einflussgrößen eingehen: Habitatqualität der Probestellen, Nutzung im Einzugsgebiet und Habitatqualität des Oberlaufs (Abb. 28).

In diesem statistischen Modell führt die Veränderung des Habitat Metric des Oberlaufs um eine Klasse (7-stufige Bewertung analog zum LAWA Vor-Ort-Verfahren) zu einer Veränderung des ökologischen Zustands an der unterhalb gelegenen Probestelle um 0,3 Klassen (5-stufige Bewertung gemäß PERLODES).

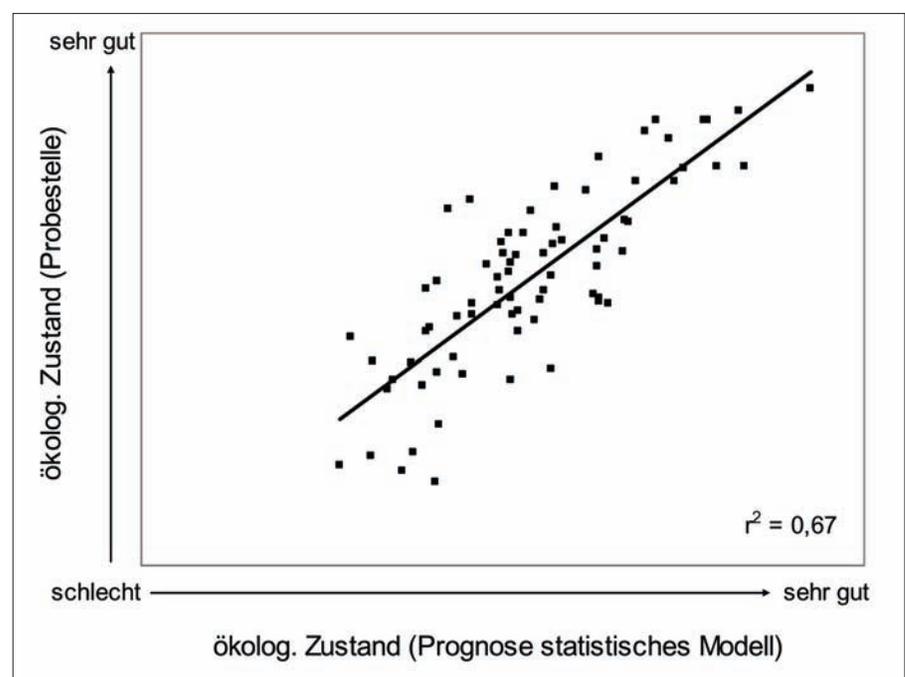


Abb. 28: Vergleich des an den Probestellen ermittelten ökologischen Zustands mit dem über das statistische Modell prognostizierten ökologischen Zustand.

4.4 Schlussfolgerungen für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern

In Anlehnung an die in der Einleitung formulierten Fragestellungen lassen sich aus den Ergebnissen folgende Schlussfolgerungen für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern ziehen. Es ist zu beachten, dass die Ergebnisse in dieser Form nur für die biologische Qualitätskomponente des Makrozoobenthos und den hier untersuchten Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) gelten.

- In einem Biotopverbund an Fließgewässern lassen sich Strahlursprünge in Fließrichtung, jedoch nicht gegen die Fließrichtung vernetzen.
- Die Strahlursprünge sollten nicht mehr als ca. 2,5 km voneinander entfernt liegen.
- Die Schaffung von Strahlursprüngen und eines Biotopverbunds an Fließgewässern kann über die Vernetzung der Strahlursprünge hinaus auch zu einer deutlichen ökologischen Aufwertung der zwischen den Strahlursprüngen liegenden Strahlwege führen. Dies gilt insbesondere für Strahlwege, die eine gewisse Mindest-Habitatausstattung aufweisen. Für solche Strahlwege, die mit entsprechenden Trittsteinen ausgestattet sind, hat die Strahlwirkung eine ähnlich hohe Bedeutung wie Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung der lokalen Habitatqualität.
- Als Strahlursprünge wirken Gewässerabschnitte im Oberlauf mit einem Habitat Metric von 1-2. Nur solche naturnahen Abschnitte besitzen eine deutliche Strahlwirkung.
- Um als aufwertbare Strahlwege in einem Biotopverbund vernetzt zu werden, sollten Gewässerabschnitte eine Mindest-Habitatausstattung aufweisen (Habitat Metric 3-5).
- Mindestens ebenso bedeutend wie die Strahlwirkung ist die negative Wirkung stark degradiertes Abschnitte im Oberlauf (Habitat Metric 6-7). Beim Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern sollte diese negative Wirkung daher ebenso wie die Strahlwirkung berücksichtigt werden.

Über die oben genannten Schlussfolgerungen hinaus, die sich direkt aus den Ergebnissen der Untersuchung ableiten lassen, werden im Folgenden einige Fragen und Aspekte diskutiert, die sich aus den Schlussfolgerungen ergeben bzw. darüber hinaus für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern von Bedeutung sind:

Ursachen der Strahlwirkung:

Wie bei jeder statistischen Auswertung kann aufgrund der nachgewiesenen statistischen Beziehung nicht direkt auf einen kausalen Zusammenhang geschlossen werden. Es ist daher noch zu klären, ob der oben beschriebene Einfluss des Oberlaufs (Strahlwirkung) wirklich auf einen biologischen Effekt (z. B. Drift von Organismen) oder auf einen abiotischen Effekt (z. B. Feinsubstrateintrag im Oberlauf und Kolmatierung an den Probestellen) zurückzuführen ist. Aufgrund der im Anhang angestellten Überlegungen (Anhang 1 zu Abschn. 4.3) ist zu vermuten, dass es sich bei dem Einfluss des Oberlaufs zumindest teilweise um einen biologischen Effekt, d. h. eine Strahlwirkung im Sinne der Definition des DRL (2008) handelt.

Bedeutung der Länge der Strahlursprünge:

Sofern die Strahlwirkung des Oberlaufs auf der Verdriftung von Organismen aus naturnahen Gewässerabschnitten (Strahlursprüngen) beruht, müsste die Reichweite der Strahlwirkung von der Länge des Strahlursprungs abhängen. Je länger der Strahlursprung, desto größer ist vermutlich die Anzahl der Organismen, die aus diesem Bereich verdriftet werden. Im unterstrom anschließenden Strahlweg siedeln sich diese Organismen in den Trittsteinen zum Teil wieder an. Da die driftenden Tiere dadurch sozusagen herausgefiltert werden, verringert sich die Reichweite der Strahlwirkung. Diese auf Basis populationsökologischer Zusammenhänge aufgestellte Hypothese lässt sich auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten jedoch nicht untersuchen. Eine erste Abschätzung wäre mit Hilfe von Populationsmodellen möglich (vgl. PODRAZA 2008), für die bisher jedoch die notwendigen Eingangsdaten nicht zur Verfügung stehen (z. B. zu Driftdichten, -raten und Driftstrecken). Die oben genannte Mindestlänge für Strahlursprünge (mehrere hundert Meter bis 1-2 km) und Reichweite der Strahlwirkung (2,5 km) gelten daher nur für die im Untersuchungsgebiet typische Länge der Strahlursprünge und Ausprägung der Strahlwege.

Bedeutung des Wiederbesiedlungspotenzials:

Sofern die oben nachgewiesene Strahlwirkung auf einem biologischen Effekt beruht, ist bei der Schaffung von Strahlursprüngen zum Aufbau eines Biotopverbunds das (Wieder-)Besiedlungspotenzial zu berücksichtigen. Nur wenn die entsprechenden Arten im Einzugsgebiet oder benachbarten Gewässern zumindest in Restpopulationen

vorkommen, kann der durch Renaturierungsmaßnahmen geschaffene, morphologisch naturnahe Gewässerabschnitt (potenzieller Strahlursprung) entsprechend besiedelt werden und als (aktiver) Strahlursprung fungieren. Die Strahlwirkung und die Schaffung von Strahlursprüngen zum Aufbau eines Biotopverbunds müssen daher immer in Zusammenhang mit dem (Wieder-)Besiedlungspotenzial betrachtet werden (Kap. 3).

Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Fließgewässertypen:

Sofern die oben nachgewiesene Strahlwirkung des Oberlaufs auf einem biologischen Effekt beruht, ist die passive Migration von Organismen durch Drift der wahrscheinlich wichtigste Ausbreitungs-Mechanismus. Die Drift erfolgt entweder in Form einer periodischen bzw. kontinuierlichen Drift oder einer Katastrophendrift.

Bei der periodischen Drift versuchen die Organismen ungünstigen Habitatbedingungen zu entgehen (z. B. Nahrungsmangel, hoher Fraßdruck durch Räuber, hohe innerartliche Konkurrenz in dicht besiedelten, naturnahen Abschnitten) oder werden vor allem während einer bestimmten Tageszeit verdriftet, da sie tagesperiodisch an unterschiedlichen Orten im Gewässer mit unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten vorkommen. Zu einer Katastrophendrift kommt es bei Hochwasser.

Die periodische Drift hängt von den Habitatbedingungen bzw. der Besiedlungsdichte ab, die Katastrophendrift von der Kraft der Hochwasser und den vorhandenen Refugial-Lebensräumen, d. h. im Wesentlichen vom Abflussregime, dem Gefälle, der Gewässergröße und dem Interstitial (Kieslückensystem). Daher sind die Ergebnisse am ehesten auf folgende Fließgewässertypen übertragbar, die dem Typ 5 in Hinblick auf diese Größen ähneln (vgl. Tab. 10):

- Gewässer des Typs 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche),
- Gewässer des Typs 16 (Kiesgeprägte Tieflandbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle,
- Gewässer des Typs 3.1 (Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes, Subtyp 3.1 Bäche) mit vergleichsweise geringen Abflussschwankungen,
- mit Einschränkungen Gewässer des Typs 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle und größeren Abflussschwankungen.

In den Fließgewässertypen des Tieflands erfolgt aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit möglicherweise eine stärkere aktive Migration entgegen der Fließrichtung. Es ist jedoch fraglich, ob die aktive Migration aus naturnahen Abschnitten im Unterlauf (Strahlursprünge) ausreicht, um den lokalen ökologischen Zustand an weniger naturnahen Gewässerabschnitten (aufwertbare Strahlwege mit Trittsteinen) deutlich aufzuwerten.

Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere biologische Qualitätskomponenten (Fische):

Wie bereits in Abschn. 4.1 erläutert, hängt die Richtung der Strahlwirkung (in Fließrichtung oder entgegen der Fließrichtung) von den Ausbreitungs-Mechanismen der betrachteten Organismen ab. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass bei der biologischen Qualitätskomponente des Makrozoobenthos eine deutliche und signifikante Strahlwirkung nur in Fließrichtung zu erwarten ist. Offensichtlich ist eine solche deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands durch die aktive Migration aus dem Unterlauf beim Makrozoobenthos, z. B. durch Aufwärtswanderung oder den Kompensationsflug merolimnischer Arten, in dem hier untersuchten Gewässertyp nicht möglich. Da die Strahlwirkung wahrscheinlich vor allem auf der passiven Drift von Organismen beruht, muss der Strahlweg daher für das Makrozoobenthos lediglich durchgängig, d. h. nicht rückgestaut sein, um Strahlursprünge in einem Biotopverbund miteinander zu vernetzen.

Nur wenn der Strahlweg darüber hinaus durch die Strahlursprünge ökologisch aufge-

wertet werden und in einem Biotopverbund vernetzt werden soll, muss der Strahlweg eine gewisse Mindest-Habitatausstattung in Form von Trittsteinen besitzen.

Im Gegensatz dazu breiten sich Fische aktiv in Fließrichtung und gegen die Fließrichtung aus. Da sie hierbei im Gegensatz zum Makrozoobenthos auch nach oberstrom lange Strecken zurücklegen, ist eine Strahlwirkung gegen die Fließrichtung wahrscheinlich. Da Fische bei der aktiven Migration gegen die Fließrichtung Energie verbrauchen, dürften kleinräumige Refugial- und Rastmöglichkeiten für Fische eine große Rolle spielen. Im Unterschied zum Makrozoobenthos lässt sich die Reichweite der Strahlwirkung daher für die Fische möglicherweise durch Rastmöglichkeiten im Migrationskorridor deutlich erhöhen.

Fazit:

Mit Hilfe statistischer Methoden konnte für den hier untersuchten Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) eine Strahlwirkung naturnaher Gewässerabschnitte im Oberlauf nachgewiesen und quantifiziert werden. Ebenso bedeutend ist die negative Wirkung stark degradierter Gewässerabschnitte im Oberlauf. Eine Strahlwirkung des Unterlaufs ist für die hier untersuchte Organismengruppe des Makrozoobenthos nicht nachweisbar. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit, grundlegende Konzepte wie das der Strahlwirkung durch empirische Untersuchungen zu überprüfen.

Die Frage, auf welchen Prozessen der Einfluss der angrenzenden Gewässerabschnitte beruht, lässt sich im Rahmen dieser

Untersuchung nicht abschließend klären. Aufgrund der im Anhang 1 angestellten Überlegungen ist zu vermuten, dass es sich bei dem Einfluss des Oberlaufs teilweise um einen biologischen Effekt, d. h. eine Strahlwirkung im Sinne der Definition des DRL (2008) handelt. Aus verschiedenen methodischen Gründen lässt sich die Frage nach den zugrunde liegenden Prozessen auch dann nicht mit Hilfe von Korrelationsanalysen beantworten, wenn umfangreiche Daten zum ökologischen Zustand der angrenzenden Gewässerabschnitte zur Verfügung stehen. Hierfür ist eine detaillierte Analyse der Artenlisten notwendig. Die Untersuchung der Ursachen der Strahlwirkung ist nicht nur von wissenschaftlicher, sondern vor allem von praktischer Bedeutung. Je nachdem, ob die Strahlwirkung auf einem biologischen oder abiotischen Effekt beruht, welche Arten verdriftet werden bzw. welche morphologischen Strukturen eine Rolle spielen, eignen sich unterschiedliche Verbesserungsmaßnahmen zur Schaffung von Strahlursprüngen bzw. Trittsteinen und zur Vernetzung innerhalb eines Biotopverbunds.

Die Ergebnisse der Untersuchung verdeutlichen darüber hinaus, dass die Strahlwirkung nicht isoliert, sondern immer im Zusammenhang mit anderen wichtigen Einflussfaktoren betrachtet werden muss. So hängt die Strahlwirkung offensichtlich auch von der lokalen Habitatqualität ab und führt zu keiner deutlichen Aufwertung stark degradierter Gewässerabschnitte. Daneben muss bei der Schaffung eines Biotopverbunds selbstverständlich auch der generelle Zustand des Einzugsgebietes und das großräumige (Wieder-)Besiedlungspotenzial berücksichtigt werden (Kap. 3).

Tab. 10: Vergleich der Fließgewässertypen hinsichtlich von Größen, die für die Drift des Makrozoobenthos entscheidend sind. Es sind nur Fließgewässertypen aufgeführt, die dem untersuchten Typ 5 in Bezug auf diese Größen ähneln.

	Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	Typ 7 Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	Typ 16 Kiesgeprägte Tief- landbäche	Typ 3.1 Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittel- gebirgsbäche
Einzugsgebietsgröße [km ²]	10-100	10-100	10-100	10-100	10-100
Talbodengefälle	10 - 50 ‰	10 - 50 ‰	3 - 25 (50) ‰	10 - 40 ‰	4 - 50 ‰
Abflussregime (Abflussschwankungen im Jahresverlauf)	große Abflussschwankungen	große Abflussschwankungen, zeit- und abschnittsweises Trockenfallen möglich	geringe bis hohe Abflussschwankungen; kleine Bäche teils mit temporärer Wasserführung (sommertrocken)		überwiegend ausgeglichen
Sohlsubstrate (dominierend)	Schotter, Steine und Kiese	Grobschotter und Steine	Kies und Steine mit Sandanteilen	Blöcke, Geröll und Kiese	Sande und Kiese

5 Operationalisierung von Migrationswirkungen auf den ökologischen Gewässerzustand von grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (Fließgewässertyp 5) unter Berücksichtigung von Biotopverbundaspekten

Martin Halle

5.1 Einleitung

In Fließgewässern ist Strahlwirkung die Folge von Migrationseinflüssen. Dabei sind unter Migrationseinflüssen alle auf die biozönotische Besiedlungsstruktur eines Fließgewässerabschnitts einwirkenden Organismeneinträge (einschließlich aller Lebensstadien und vermehrungsfähigen Organismenanteile) zu verstehen, die aus anderen Gewässerabschnitten desselben oder eines benachbarten Fließgewässers stammen, unabhängig von der Art des jeweiligen Migrationsprozesses (innerhalb oder außerhalb des Wasserkörpers durch aktive Wanderung oder passiven Transport, z. B. Drift). Migrationseinflüsse können die Besiedlung eines Gewässerabschnitts sowohl im Sinne der gewässertypspezifischen Zusammensetzung verbessern, als auch zu einer Besiedlungsstruktur führen, die naturfremder ist, als die lokalen Habitatbedingungen es erwarten lassen (= Migrationswirkung im Sinne von Auswirkung der Migrationseinflüsse). Je nachdem, ob die Organismeneinträge von gewässertypischen Arten oder Störungszeigern dominiert werden, handelt es sich entweder um positiv oder negativ zu wertende Migrationseinflüsse auf den ökologischen Zustand des Gewässerabschnitts.

Die mit dem Wort „Strahl“ assoziierten Begriffe „Strahlursprung“, „Strahlwirkung“ und „Strahlweg“ wurden ausschließlich zur Beschreibung der positiv zu wertenden Migrationseinflüsse bzw. -wirkungen auf den ökologischen Gewässerzustand definiert.

Daher werden im Folgenden die Wertungen „positiv“ und „negativ“ nur als Adjektive folgender Begriffe verwendet:

- „Migrationseinfluss“ bzw. dessen Auswirkung auf den ökologischen Zustand: „Migrationswirkung“ (wertneutrales Pendant zu „Strahlwirkung“),
- „Migrationsursprung“ (wertneutrales Pendant zu „Strahlursprung“) und
- „Migrationsweg“ (wertneutrales Pendant zu „Strahlweg“).

Die Operationalisierung von Migrationswirkungen in Fließgewässern dient dazu, praktische Bewertungshilfen und Handlungsempfehlungen für eine über Hinweise zu Einzelabschnitten hinausgehende Entwicklungsplanung ganzer Fließgewässers-Wasserkörper abzuleiten. Dazu wurde ein Regelsystem entwickelt, das im wesentlichen aus folgenden Elementen besteht:

1. Abschätzungsregeln für die aus den lokalen Habitatverhältnissen und den Migrationseinflüssen benachbarter Abschnitte resultierende ökologische Zustandsklasse von Teilabschnitten eines Wasserkörpers (da es sich hierbei nicht um eine direkte Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse mittels biologischer Daten handelt, wird diese im Folgenden als "potenzielle ökologische Zustandsklasse" bezeichnet),
2. Regel zur Aggregation dieser Teilabschnittsbewertungen zu einer repräsentativen Gesamtbewertung des

3. Beurteilungshilfen für den ableitbaren Flächenbedarf eines Fließgewässers-Biotopverbunds, der die Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ gemäß WRRL prinzipiell gewährleistet.

In Abb. 29 ist der strukturelle Aufbau des vorliegenden Kapitels dargestellt.

5.2 Vorbemerkung zu Migrationswirkungen, Biotopverbundplanungen und Zielerreichung gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Die von der WRRL geforderte Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials für alle biologischen Qualitätskomponenten der Fließgewässer und ganze Wasserkörper ist nur durch eine hinreichende Vernetzung zwischen den einzelnen Gewässern und Gewässerabschnitten sowie zwischen Gewässern und Land erreichbar. Somit können die Zielsetzungen der WRRL als Maßgabe für Biotopverbundplanungen an Fließgewässern angesehen werden, die für die biologischen Qualitätskomponenten eine weitgehende Stärkung der großräumigen Besiedlungsverhältnisse erwarten lassen.

In der Regel kann bei eigendynamischer Gewässerentwicklung davon ausgegangen werden, dass die für die biologischen Qualitätskomponenten der WRRL erforderlichen aquatischen, terrestrischen und semiterrestrischen Habitatstrukturen innerhalb der Mäandergürtelbreite in hinreichendem Umfang vorhanden sind. Anders ist dies dagegen bei allen Tier- und Pflanzenarten, die nicht direkt in Fließgewässern leben, sondern nur auf deren hydrologische und/oder morphodynamische Einflüsse auf die angrenzenden semiterrestrischen und terrestrischen Habitate und Biotope angewiesen sind. Für sie garantiert die Zielerreichung gemäß WRRL nicht automatisch, dass auch ihre Ansprüche an die Qualität der terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräume sowie an deren Größe und Anzahl erfüllt werden.

Je größer die Fließgewässer und je breiter und flacher die Täler und Auen werden, desto stärker können die Habitat- und Vernetzungsansprüche der semiterrestrischen und terrestrischen Arten und Lebensge-

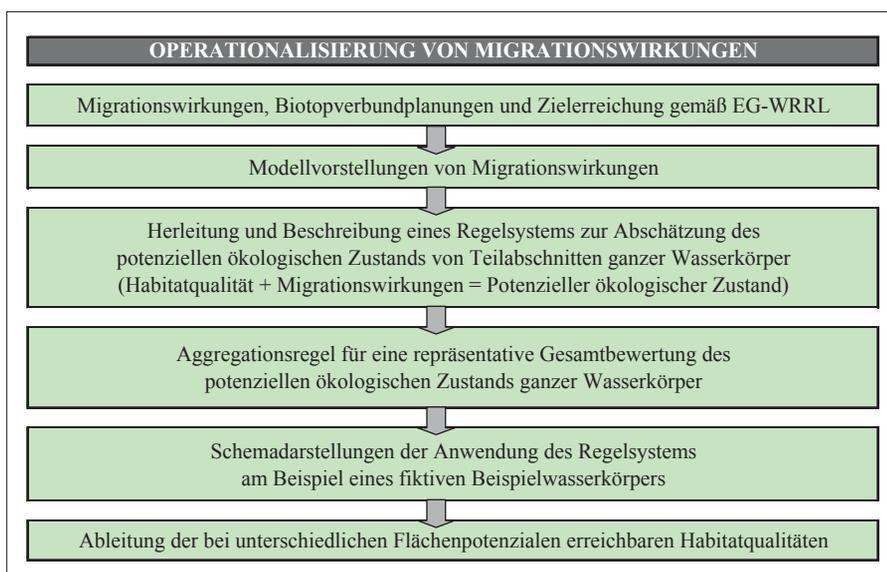


Abb. 29: Fließschema zur Operationalisierung von Migrationseinflüssen und -wirkungen.

meinschaften von denen der aquatischen Qualitätskomponenten der WRRL abweichen. Kleine Mittelgebirgsbäche werden häufig in schmalen Talzügen direkt in ihrer Laufentwicklung von den Talflanken begrenzt. Sowohl die aquatischen als auch die semiterrestrischen und terrestrischen Arten und Lebensgemeinschaften dieser Talzüge haben daher nur relativ geringe Raumannsprüche hinsichtlich naturnaher Habitatausprägungen.

Dagegen sind große Bäche und Flüsse des Tieflands zwar durch deutlich größere Windungsgrade und absolute Windungsbreiten gekennzeichnet, sie verlaufen jedoch meist nur innerhalb einer im Vergleich zur Gesamtbreite der Auen und Niederungen (die sie hydrologisch stark überprägen) schmalen Weichholzaue. Während für die hier lebenden aquatischen Qualitätskomponenten der WRRL die naturnahen Habitatstrukturen der Weichholzaunen meist auch in reduzierter Form bereits ausreichend sind, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen, bedeutet eine Reduktion der gesamten Aue auf die Weichholzaue einen erheblichen Einschnitt für viele autotypische Arten und Lebensgemeinschaften.

Grundsätzlich lässt sich festhalten: Je größer der Dimensionsunterschied zwischen der potenziell natürlichen Mäandergürtelbreite bzw. Weichholzaue und der Breite der gesamten Auenfläche ist, desto stärker weichen die zu erwartenden Raumannsprüche der biologischen Qualitätskomponenten der WRRL von den semiterrestrischen und terrestrischen Arten und Lebensgemeinschaften der Täler und Auen ab.

Daher kann es trotz Zielerreichung gemäß WRRL bei Tieflandbächen, Flüssen und Strömen einen noch erheblich über die potenziell natürlichen Mäandergürtelbreiten hinaus gehenden Bedarf an naturnah zu entwickelnden Auenflächen geben, um den hier beheimateten Arten und Lebensgemeinschaften die erforderlichen Habitatstrukturen in hinreichender Zahl und Größe bereit stellen zu können. Bei den hier ausschließlich untersuchten, in meist nur vergleichsweise engen Talzügen verlaufenden Mittelgebirgsbächen (Fließgewässertyp 5) dürften dagegen in der Regel mit der Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ eines Wasserkörpers gemäß WRRL auch die Mindesthabitatbedingungen und -vernetzungen für die semiterrestrischen und terrestrischen Arten und Lebensgemeinschaften erfüllt sein.

5.3 Modellvorstellungen zu Migrationswirkungen vor dem Hintergrund der in Kapitel 4 dargestellten Untersuchungsergebnisse

Die hier sowie im Kapitel 4 untersuchten und beschriebenen Migrationseinflüsse und -wirkungen auf die ökologische Zustandsklassifizierung des Makrozoobenthos ist gegenüber der im Kapitel 3 thematisierten Migrationswirkung abzugrenzen. Im Kapitel 3 wurden Untersuchungsergebnisse dargestellt, bei denen es um die Frage ging, ob die in den renaturierten Gewässerabschnitten neu geschaffenen Lebensräume durch aktive und/oder passive Migration von Tieren und Pflanzen aus dem Ober- und Unterlauf besiedelt werden. Hierfür ist es bereits hinreichend, wenn einige wenige Individuen der betreffenden Art den renaturierten Gewässerabschnitt ein oder wenige Male erreichen und als „Keimzellen“ fungieren können, um neue Populationen entstehen zu lassen. Derartige Einflüsse lassen sich daher als *initiale* Migrationswirkung bezeichnen.

Im Kapitel 4 geht es dagegen darum, ob der Eintrag von Individuen aus einem naturnahen Oberlauf einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand eines weniger naturnahen Gewässerabschnitts besitzt, was einen häufigeren und erheblich größeren Organismen-Input voraussetzt. Ein nur ein oder wenige Male pro Jahr stattfindender Eintrag kleiner Individuenzahlen könnte in diesem Fall zu keinem, gegenüber den lokalen Habitatbedingungen besseren ökologischen Zustand führen. Diese Art von Migrationswirkung geht also - im Unterschied zur *initialen* Migrationswirkung - von einem mehr oder weniger dauerhaften und quantitativen Migrationseinfluss aus und kann daher als *permanente* Migrationswirkung spezifiziert werden. Letztere ist also primär für die Berücksichtigung von Auf- und Abwertungseinflüssen des ökologischen Zustands von Bedeutung, während erstere vorrangig Aspekte der Biotopvernetzung im Sinne des Artenaustausches und der Neubesiedlung renaturierter Gewässerabschnitte betrifft. Dabei ist das Adjektiv „*permanent*“ nicht mit gleichförmig zu verwechseln, da die biologischen Migrationsprozesse in Fließgewässern von einer Vielzahl von Parametern beeinflusst werden (insbesondere Strömung, Licht, Substratdiversität, Temperatur, Lebenszyklus bzw. Entwicklungsstadium), so dass Drift und Gegenstromwanderungen beim Makrozoobenthos sowohl tages- als auch jahreszeitlichen Rhythmen unterliegen und art- und einzelfallspezifisch in ihrem Ausmaß stark schwanken können. Trotz

dieser Schwankungen im Ausmaß der longitudinalen Migrationsprozesse (z. B. Drift bei mittleren Abflussverhältnissen versus Drift bei stark steigenden oder fallenden Abflüssen oder bei Extremabflüssen, die sog. „Katastrophendrift“ verursachen) stellen sie beim Makrozoobenthos ein permanent vorhandenes Phänomen dar, das für die „ökologische Elastizität“ der Populationen gegenüber künstlichen und natürlichen Störungsereignissen von ausschlaggebender Bedeutung ist. Diese Störungselastizität der Makrozoobenthos-Zönose von Fließgewässern wird entscheidend von der lokalen Habitatqualität bestimmt. Je naturnäher die Strukturen (insbesondere das Angebot an Schutz-, Rückzugs-, Nahrungs- und Reproduktionshabitaten) sind, desto besser kann die Lebensgemeinschaft temporäre Belastungssituationen kompensieren.

Generell werden entstehende Populationsverluste innerhalb eines Gewässerabschnitts durch die Summe aus organischer Zudrift von Oberstromabschnitten, lokaler Reproduktion und Aufwanderungen von Unterstromabschnitten kompensiert. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Zuwanderung aus Unterstromabschnitten nur in den obersten Quellläufen (bis ca. 300 m unterhalb der Quelle) eine relevante Bedeutung für die Aufrechterhaltung gewässertypischer Populationsdichten der einzelnen Arten der benthischen Wirbellosenfauna spielt. Je länger die Fließgewässerstrecken werden,

- desto relevanter (stärker und häufiger) werden natürliche Störungsereignisse,
- desto größer wird der relative Populationsanteil der von Oberstromabschnitten zudriftenden Individuen und
- desto kleiner wird der relative Populationsanteil der aktiv von Unterstromabschnitten zuwandernden Individuen.

Wenn jedoch anthropogene Einflüsse dazu führen, dass die Häufigkeit von Störungsereignissen innerhalb eines Gewässerabschnitts über das natürliche Maß hinaus erhöht (z. B. durch Abschlags-Einleitungen aus der Kanalisation) und zudem die strukturelle Habitatqualität verschlechtert wird, dann kann diese Kompensationsfähigkeit für auftretende störungsbedingte Populationsverluste auch überfordert werden. Dies gilt prinzipiell für kürzere Abschnitte mit verminderter organischer Zudrift von Oberstromabschnitten (z. B. in Folge oberhalb gelegener Querbauwerke mit Rückstau oder langer oberhalb gelegener Abschnitte ohne relevante biologische Eigenproduktion) oder für kurze Oberlaufabschnitte mit

reduzierter Zuwanderung von Unterstromabschnitten. Diesen populationsökologischen Modellvorstellungen entsprechend, zeigen auch die statistischen Analysen des Kapitels 4, dass sowohl positive als auch negative Migrationseinflüsse allein von Oberstromabschnitten der erforderlichen Qualität und Größe (Habitatbedingungen der Migrationsursprünge) ausgehen können, dass aber kein signifikanter Einfluss von Unterstromabschnitten auf die ökologische Zustandsklasse der untersuchten Probestellen des Makrozoobenthos nachweisbar ist. Das Ergebnis wäre diesbezüglich möglicherweise anders ausgefallen, wenn innerhalb des in Kapitel 4 untersuchten Datensatzes auch quellennahe Probestellen enthalten gewesen wären und wenn kürzere Streckeneinheiten analysiert worden wären. Unter diesen Bedingungen könnte durchaus ein stromaufwärtiger Migrationseinfluss beim Makrozoobenthos auftreten. Die Ergebnisse des Kapitels 4 zeigen, dass sich die ökologische Zustandsklasse einer Probestelle nicht allein durch die strukturellen Habitatbedingungen des beprobten Abschnitts, sondern nur unter zusätzlicher Einbeziehung der Habitatqualität oberhalb angrenzender Gewässerabschnitte und der Nutzung im oberhalb liegenden Einzugsgebiet hinreichend erklären lässt. Innerhalb des Kapitels 4 wurden nur Probestellen berücksichtigt, die weder signifikante hydrologisch-hydraulische noch physikochemische Belastungen aufweisen. Dadurch wurden, so weit wie möglich, biologisch relevante abiotische Faktoren als wirksame Einflussgrößen ausgeschlossen. Der verbleibende nachweisbare Einfluss des Oberlaufs auf den ökologischen Zustand unterhalb gelegener Probestellen ist daher nur noch durch folgende Einflüsse erklärbar:

- direkte biotische Einflüsse wie die Verdriftung von Organismen aus dem Oberlauf in den beprobten Gewässerabschnitt (Migrationswirkung) und/oder
- eine Wirkung der strukturellen Verhältnisse des Oberlaufs auf die abiotischen Verhältnisse an den Probestellen („Sekundärfolgen“ wie etwa die Verringerung des Feinsubstrateintrags an naturnahen Abschnitten mit Gewässerrandstreifen und die damit verringerte Kolmatierung im unterhalb gelegenen, beprobten Abschnitt) sowie
- geringfügige abiotische Belastungen (hydrologisch-hydraulisch, physiko-chemisch), die zwar nicht zum Ausschluss einer Probestelle geführt haben, in Summe aber den ökologischen Zustand an den Probestellen beeinflussen und durch die Habitatqualität des Oberlaufs indiziert werden.

Um abiotische gegenüber biotischen Oberstrom- zu Unterstromeinflüssen abschließend quantitativ mit ihrem jeweiligen Wirkungsanteil nachzuweisen oder auszuschließen, bedürfte es noch weitergehender Analysen der ermittelten Makrozoobenthos-Zönosen im Hinblick auf deren Zeigerfunktionen für die ggf. von den Oberstromabschnitten her verursachten bewertungsrelevanten Teilbelastungen.

Das Ergebnis, dass die Korrelationen zwischen dem ökologischen Zustand der untersuchten Probestellen und dem morphologischen Habitat Metric der Oberlaufabschnitte in einer Entfernung bis zu 2,5 km und ab 4 km oberhalb der Probestelle signifikant sind, dazwischen aber nicht, kann als Indiz für unterschiedliche Einflussgrößen gewertet werden, zumal die partiellen Korrelationen (d. h. von Ko-Korrelationen bereinigte Korrelationen) generell keinen signifikanten Einfluss von Oberlaufabschnitten über 2,5 km hinaus indizieren. Davon ausgehend, dass driftbedingte biologische Einflüsse mit zunehmender Entfernung von ihren Ursprüngen abnehmen, während sich diffuse abiotische Belastungen im Längsverlauf eher akkumulieren, lässt sich das Untersuchungsergebnis am plausibelsten durch eine zumindest vorrangig biotische Beeinflussung (Migrationswirkung) im Nahbereich der Probestellen (bis 2,5 km oberhalb) erklären.

5.4 Regelaufstellung zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen des Makrozoobenthos von Teilabschnitten ganzer Wasserkörper unter Berücksichtigung permanenter Migrationswirkungen

Die Aufstellung von Regeln zur Abschätzung migrationsbeeinflusster potenzieller ökologischer Zustandsklassen des Makrozoobenthos von Gewässerteilabschnitten erfordert sowohl Kenntnisse der lokalen Ausprägungen einer ganzen Reihe von besiedlungsrelevanten Habitatparametern als auch konkrete Vorstellungen von den Ursachen-Wirkungsbeziehungen der Migrationseinflüsse und -wirkungen (s. Abschn. 5.3) und ihrer Größenordnung. Nur so lassen sich die einzelfallspezifischen Verhältnisse hinreichend berücksichtigen.

Die aus den statistischen Analysen großer Datensätze gewonnenen Erkenntnisse zur Quantifizierung einer Reihe migrationsrelevanter Parameter (vgl. Kap. 4) stellt hierfür eine wichtige Grundlage dar. Dennoch konn-

ten im Rahmen dieses Teilprojektes nicht alle Erkenntnislücken mit zweifelsfreien Nachweisen geschlossen werden.

Für die planerische Berücksichtigung von Migrationswirkungen beim Makrozoobenthos sind daher Ergänzungen einzelner Regelgrößen auf Grundlage plausibler Herleitungen aus den für die Migrationswirkungen verantwortlich zu machenden Prozesszusammenhängen unumgänglich. Ein derartiges Vorgehen ist für die planerische Umsetzung naturwissenschaftlicher Grundlagen generell erforderlich und keinesfalls spezifisch für die Migrationswirkungsthematik. Voraussetzung ist jedoch ein Maximum an Plausibilität und Transparenz. Außerdem sind derart hergeleitete Regelsysteme regelmäßig an die sich stets verbessernden Erkenntnisstände anzupassen.

Im Folgenden wird im Sinne der Nachvollziehbarkeit zwischen Parametern und Größenordnungen unterschieden, die sich aus Kapitel 4 unmittelbar ableiten lassen und solchen, die lediglich aufgrund weitergehender Modellüberlegungen unter Berücksichtigung der planerischen Praktikabilität spezifizierbar sind.

Grundsätzlich kann oder soll das hier beschriebene Regelsystem nicht dem Ersatz biologischer Untersuchungen durch abiotische Hilfsparameter dienen. Vielmehr wird damit ein Werkzeug bereitgestellt, das eine linienhafte Abschätzung der Bewertung des potenziellen ökologischen Zustands aller Teilabschnitte von Wasserkörpern ermöglicht. Auf dieser Grundlage kann auch die Repräsentativität (s. u.) von einzelnen Probestellen für ganze Wasserkörper beurteilt und die Wirksamkeit von Maßnahmen an unterschiedlichen Teilstrecken für die Gesamtzieelerreichung verglichen werden.

Im Folgenden sind die generellen Habitatvoraussetzungen für die Strahlwirkung als positive Migrationswirkung, als auch die Bedingungen, die zu negativen Migrationswirkungen führen, aufgeführt. Anschließend werden die regelrelevanten Erkenntnisse aus Kapitel 4 zusammenfassend dargestellt, worauf dann die darüber hinaus gehenden, aus Modellüberlegungen abgeleiteten Regelgrundlagen benannt und erläutert werden.

Den Abschluss bilden die Regeln zur Berücksichtigung von Migrationswirkungen für die Abschätzung des potenziellen ökologischen Zustands (gemessen am Makrozoobenthos, Fließgewässertyp 5) von Teilabschnitten eines Wasserkörpers.

5.4.1 Besiedlungsrelevante Habitatparameter des Makrozoobenthos

Damit ein Fließgewässerabschnitt als positiv wirkender Migrationsursprung, d. h. also als Strahlursprung für das Makrozoobenthos eines anderen Gewässerabschnitts fungieren kann, sind nicht nur strukturelle Mindestgrößen und -habitatbedingungen innerhalb des Strahlursprungs-Abschnitts vorauszusetzen. Vielmehr sollte keiner der folgenden Umweltfaktoren als besiedlungs-limitierende Belastungsgröße hinsichtlich der Erreichbarkeit des guten bis sehr guten ökologischen Zustands (gemessen am Makrozoobenthos) wirken:

1. *Wasserqualität*: Güteparameter (insbes. Saprobie, biologischer Sauerstoffbedarf (BSB), Ammoniak), Schadstoffparameter (insbes. Schwermetalle, Salze, Pestizide), Feinstoffbelastungen (insbes. organische abfiltrierbare Stoffe (AFS));
2. *Thermische Belastungen* (z. B. durch Kühlwassereinleitungen);
3. *Hydrologisch-hydraulische Belastungen*: verminderte Fließgeschwindigkeiten bei Trockenwetterabflüssen und erhöhte hydraulische Stoßbelastungen;
4. *Querbauwerke* (insbesondere mit Rückstau);
5. *Gewässerstruktur* (indizierbar z. B. über den morphologischen Habitat Metric).

Nur wenn die unter 1. bis 4. aufgeführten Parameter *keine* signifikanten Belastungen darstellen, ist allein die Naturnähe der Strukturverhältnisse maßgeblich für die Habitatqualität, es sei denn der potenzielle Strahlursprungs-Abschnitt weist aufgrund seiner isolierten Lage zu anderen naturnahen Gewässerabschnitten keine hinreichende Besiedlung auf (z. B. renaturierter Abschnitt ohne Neubesiedlungspotenzial im Umfeld). Zudem sind bei neu entwickelten Gewässerabschnitten auch die jeweiligen Wiederbesiedlungs- und Sukzessionszeiten zu berücksichtigen (vgl. Kap. 3). Trifft einer der hier genannten Gründe für eine schlechtere Besiedlung auf einen potenziellen Strahlursprungs-Abschnitt zu, dann kann das Regelsystem zur Quantifizierung der *permanenten* Strahlwirkung nicht angewandt werden, weil die wichtigste Voraussetzung nicht erfüllt ist: das Vorhandensein einer als Strahlursprung fungierenden Biozönose. Dagegen kann ein auch durch nicht strukturelle Beeinträchtigungsfaktoren degradierter Abschnitt sehr wohl negative Migrationseinflüsse auf andere Gewässerabschnitte haben, sofern nicht Migrationshindernisse diese Einflüsse verhindern.

5.4.2 Migrationswirkungsparameter und Größenordnungen gemäß der in Kapitel 4 dargestellten Untersuchungsergebnisse

Für folgende Parameter der Migrationswirkung können auf der Grundlage der in Kapitel 4 dargestellten Erkenntnisse Größenordnungen für ein Regelsystem zur Beurteilung des ökologischen Zustands von Teilabschnitten ganzer Wasserkörper abgeleitet werden (Tab. 11):

1. *Art* der Migrationswirkung:
 - A) positiv = Aufwertung von Migrationswegen (Strahlwegen)
 - B) negativ = Abwertung von Migrationswegen;
2. *Richtung* der von Migrationsursprüngen ausgehenden Migrationseinflüsse;
3. *Reichweite* der von Migrationsursprüngen ausgehenden Migrationseinflüsse;
4. *Habitatqualität von Strahlursprüngen zur signifikanten Aufwertung* von Strahlweg-Abschnitten;
5. *Habitatqualität von Migrationsursprüngen zur signifikanten Abwertung* von Migrationsweg-Abschnitten durch negative Migrationseinflüsse;
6. *Mindestlängen* von Migrationsursprüngen zur signifikanten Auf- oder Abwertung von Migrationswegen;
7. *Habitatqualität von Migrationswegen* für deren signifikante Auf- oder Abwertbarkeit durch Migrationseinflüsse;
8. *Auf- und Abwertungen* durch Migrationseinflüsse (verringerte oder erhöhte Bewertungseinstufung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen).

Der in Kapitel 4 verwendete 7-stufige morphologische Habitat Metric wird zur weiteren Verwendung für das Regelsystem in eine 5-stufige Habitatbewertung umgerechnet, um daraus, unter Berücksichtigung der Migrationseinflüsse, die potenzielle ökologische Zustandsklasse ableiten zu können. Dazu werden die Klassen 4 + 5 zur Klasse 4 und die Klassen 6 + 7 zur Klasse 5 zusammen gefasst, während die Klassen 1 bis 3 unverändert bleiben. Dieser abweichende Umrechnungsschlüssel wurde gewählt, weil der Differenzierungsgrad der Bewertung mit zunehmender Degradation deutlich abnimmt, so dass die schlechtesten Bewertungsklassen am ehesten aggregierbar sind.

5.4.3 Auf Grundlage von Modellvorstellungen zu Migrationswirkungen hergeleitete Prinzipien

Unter der Voraussetzung, dass die in Kapitel 4 dokumentierten Korrelationen zwischen

benachbarten Ober- und Unterstromabschnitten im Sinne permanenter Migrationswirkungen beim Makrozoobenthos im Wesentlichen auf die organismische Drift zurückzuführen sind, lassen sich die im Folgenden dargestellten Prinzipien zur Berücksichtigung von Migrationswirkungen bei der Abschätzung potenzieller ökologischer Zustandsklassen von Teilabschnitten ableiten.

Längenverhältnis von Migrationsursprungs-Abschnitten zu signifikant auf- oder abwertbaren Migrationsweg-Abschnitten

Die hier betrachtete Migrationswirkung beim Makrozoobenthos ist auf den Eintrag von Reproduktionsüberschüssen aus den Migrationsursprungs-Abschnitten zurück zu führen. Folglich muss neben der von der Habitatqualität abhängigen Reproduktivität pro m² Gewässersohle auch das Flächen- oder Längenverhältnis der Ursprungs- zu den Wirkungsstrecken eine maßgebliche Rolle spielen. Je kürzer ein Migrationsursprungs-Abschnitt ist, desto geringer ist dessen absoluter Reproduktionsüberschuss, der sich in angrenzenden Gewässerabschnitten umso schneller aufzehrt und daher einen entsprechend kürzeren Einfluss auf den ökologischen Zustand ausüben kann. Da hierzu bislang jedoch keine quantifizierbaren Untersuchungsdaten vorliegen, soll für die Regelaufstellung eine auf einer Experteneinschätzung des Autors beruhende Annahme getroffen werden, die eine Überinterpretation von Migrationswirkungen verhindern soll: Es wird davon ausgegangen, dass der Migrationsursprung mindestens so lang sein muss, wie der auf- oder abwertbare Migrationsweg, um letzteren in seiner gesamten Länge signifikant beeinflussen zu können.

Strukturqualität von Migrationsweg-Abschnitten mit Durchgangsfunktion

Strukturelemente in Fließgewässern, die die morphologische Habitatqualität verbessern, können unter erhöhtem Energieverbrauch aktiv wandernden Organismen Erholungs- und Nahrungsräume bieten und so zur Verlängerung der insgesamt zurückgelegten Wanderstrecken führen. Bei passiv in der fließenden Welle driftenden Organismen wirken derartige Strukturen dagegen wie Filter, die zur Verkürzung der Driftstrecken führen. Sind diese Strukturen im erforderlichen Mindestumfang vorhanden, ermöglichen sie eine Aufwertung in Folge driftbedingter positiver Migrationseinflüsse (Strahlwirkung) von oberhalb gelegenen Migrationsursprüngen (Strahlursprüngen). Fehlen sie jedoch, dann können derartige Migrationsweg-Abschnitte

zu reinen Durchgangsstrecken für driftende Organismen werden, es sei denn Querbauwerke mit Rückstau unterbrechen die abwärts gerichtete Durchgängigkeit, indem sie als Driftfallen wirken und somit die Migrationseinflüsse von oberhalb gelegenen Migrationsursprüngen auf unterstrom gelegene Abschnitte unterbinden. Gewässerabschnitte mit schlechterer als der gewässertypischen Mindesthabitatqualität können jedoch auch selbst als negative Migrationsursprünge für unterhalb gelegene Abschnitte fungieren, wenn aus ihnen vermehrt Störungszeiger ausgetragen werden. Folglich können derartige Gewässerabschnitte sowohl Durchgangsstrecken für positive und negative Migrationseinflüsse oberhalb gelegener Migrationsursprünge sein, als auch selbst als negative Migrationsursprünge fungieren. Bei den gegebenen Voraussetzungen dürften sich beide Funktionen überlagern und eine positive Migrationswirkung (Strahlwirkung) für unterhalb gelegene Migrationswege mit zunehmender Länge des stark defizitären Abschnitts abnehmen.

5.4.4 Regeln zur Berücksichtigung permanenter Migrationswirkungen bei der Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos von Teilabschnitten ganzer Wasserkörper

Die im Folgenden aufgeführten Regeln basieren auf den unter Abschnitten 5.4.1 bis 5.4.3 dargestellten Grundlagen und dienen als Werkzeug zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen des Makrozoobenthos von Teilabschnitten ganzer Wasserkörper unter Berücksichtigung der permanenten Migrationswirkungen.

Regeleingangsgrößen sind die Längen und Bewertungen der Habitatqualitäten der einzelnen Teilabschnitte sowie ihre räumlichen Beziehungen zueinander (vgl. Abschn. 5.4.1). Der Unterschied zwischen der gleichermaßen 5-stufig bewerteten Habitatqualität und dem potenziellen ökologischen Zustand besteht darin, dass nur letzterer der zu erwartenden ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos eines Teilabschnitts entspricht, da er sowohl die lokale Habitatqualität als auch die Migrationseinflüsse angrenzender Abschnitte berücksichtigt (Habitatqualität + permanente Migrationswirkung = potenzieller ökologischer Zustand).

Als Basis für die Beurteilung der Migrationswirkungen ist zunächst für jeden Teilabschnitt eines Wasserkörpers die Habitatqualität zu ermitteln und 5-stufig im Hinblick auf die gewässertypspezifischen Anforderungen des Makrozoobenthos zu bewerten. Die dafür relevanten Parameter sind in Abschnitt 5.4.1 aufgeführt. Sofern ausschließlich die strukturellen Ausprägungen eines zu bewertenden Abschnitts die Habitatqualität bestimmen, kann der 7-stufige morphologische Habitat Metric gemäß der Untersuchungsergebnisse des Kapitels 4 (Gewässerstrukturmerkmale) nach Umrechnung in die 5-Stufigkeit unmittelbar zur Bewertungsklassifikation der Habitatqualität verwendet werden. Kommen andere Belastungsfaktoren hinzu, führen diese entsprechend ihres jeweiligen Ausmaßes zu Abwertungen der Habitatqualität. Das hier vorgestellte Regelsystem enthält jedoch keine diesbezüglichen Quantifizierungsvorschläge, da die Kombinationsmöglichkeiten

äußerst komplex sein können, so dass Bewertungen der Habitatqualität letztlich nur einzelfallspezifisch von Fachleuten vorgenommen werden können.

Regel 1: Auf- oder abwertbare Migrationsweg-Abschnitte sind maximal so lang wie die Migrationsursprungs-Abschnitte

Gemäß der unter Abschnitt 5.4.3 aufgeführten Begründung stellt diese Regel sicher, dass kein unrealistisches Größenverhältnis zwischen Migrationsursprungs-Abschnitten und aufwertbaren Migrationsweg-Abschnitten innerhalb eines Wasserkörpers entsteht.

Regel 2: Teilabschnitte von mindestens 400 m Länge und mit einem Habitat Metric von Klasse 1-2 oder 5 gelten als positive bzw. negative Migrationsursprünge

Die Untersuchungen aus Kapitel 4 (s. Tab. 11) erlauben nur eine relativ grobe Abschätzung der Mindestlängen von Gewässerabschnitten mit guter bis sehr guter bzw. schlechter Habitatqualität als Voraussetzung für deren Funktion als Migrationsursprünge. Demnach können die Mindestlängen von Migrationsursprüngen zwischen 400 m und 1.300 m liegen. Bei den Untersuchungen blieb das Längenverhältnis zwischen Migrationsursprungs-Abschnitten und auf- oder abwertbaren Migrationsweg-Abschnitten grundsätzlich unberücksichtigt. Da dieses Verhältnis innerhalb des Regelsystems jedoch durch Regel 1 auf mindestens 1 limitiert wird, erscheint für die Festlegung einer absoluten Mindestlänge für Migrationsursprungs-Abschnitte der kleinste Wert der obigen Spannweite (400 m) am plausibelsten.

Regel 3: Migrationsursprünge führen in Unterstromabschnitten (Strahlwegen) mit einem Habitat Metric zwischen Klasse 3 und 4 zu Auf- oder Abwertungen der potenziellen MZB-Zustandsklassen auf einer Strecke von bis zu 2,5 km unterhalb der Untergrenze des Migrationsursprungs-Abschnitts

Die Voraussetzungen der morphologischen Habitatqualität von Migrationsweg-Abschnitten für eine signifikante Auf- oder Abwertung durch Migrationsursprünge konnten in Kapitel 4 hergeleitet werden. Demnach sind es die mittleren Qualitätsklassen 3 und 4 (5-stufige Bewertung), die sowohl durch Migrationswirkungen auf- als auch abgewertet werden können. Ebenso konnte die Größenordnung der maximalen Reichweiten der permanenten Migrationswirkungen mit 2,5 km ermittelt werden. Beide Größen konnten daher unmittelbar für Regel 3 verwendet werden.

Regel 4: Strahlursprünge mit einem Habitat Metric der Klasse 1 verbessern den potenziellen

Tab. 11: Parameter von Migrationswirkungen und ihre Ausprägungen, die dem Regelsystem zugrunde gelegt werden.

Parameter von Migrationswirkungen	Ausprägung
Einflussart	positiv / negativ
Richtung	stromabwärts
Reichweite	ca. 2,5 km
Habitatqualität von Strahlursprüngen zur signifikanten Aufwertung von Strahlweg-Abschnitten	Qualitätsklassen 1 (sehr gut) und 2 (gut) einer 5-stufigen Bewertung
Habitatqualität von Migrationsursprüngen zur signifikanten Abwertung von Migrationsweg-Abschnitten	Qualitätsklasse 5 (schlecht) einer 5-stufigen Bewertung
Mindestlänge von Migrationsursprüngen	400 m bis 1.3 km
Habitatqualität der durch Migrationswirkungen auf- oder abwertbaren Migrationswege	Qualitätsklassen 3 (mäßig) und 4 (mangelhaft) einer 5-stufigen Bewertung
Auf- und Abwertungen durch Migrationswirkungen	maximal 2 Klassen einer 5-stufigen Bewertung

len ökologischen Zustand von Strahlwegen der Klasse 3 und 4 auf Klasse 2 (Aufwertung um eine bzw. zwei Klassen) und Strahlursprünge mit einem Habitat Metric der Klasse 2 verbessern ausschließlich Strahlwege der Klasse 4 auf Klasse 3 (Aufwertung um eine Klasse)

In Kapitel 4 konnte innerhalb des dort aufgestellten statistischen Modells gezeigt werden, dass die Verbesserung des Habitat Metrics im Oberlauf um eine Klasse (7-stufige Bewertung analog zum LAWA Vor-Ort-Verfahren) gegenüber dem Habitat Metric einer darunter befindlichen Probestelle den dortigen ökologischen Zustand um 0,3 Klassen (5-stufige Bewertung gemäß PERLODES) verbessert. Eine gleichförmige Umrechnung des 7-stufigen Habitat Metrics des Oberlaufs würde zu einem größeren Aufwertungsbetrag pro Klassenunterschied zwischen den Habitat Metrics von Ober- und Unterlauf führen, der in Höhe von 0,4 Klassen pro besserer Klasse des Habitat Metrics des Oberlaufs gegenüber dem Habitat Metric im Unterlauf läge (Tab. 12).

Da gemäß Regel 2 im Unterschied zu dem statistischen Modell nur Migrationsursprungs-Abschnitte mit hoher Habitatqualität (Klasse 1-2; 5-stufige Bewertung) als Strahlursprünge berücksichtigt werden und ausschließlich die Migrationsweg-Abschnitte mit mittlerer Habitatqualität (Klasse 3-4; 5-stufige Bewertung) als aufwertbar gelten, ist von einem noch höheren Aufwertungseffekt, als mit dem statistischen Modell gezeigt werden konnte, auszugehen. Allerdings ist unter diesen Voraussetzungen nicht von einer linearen Beziehung zwischen dem migrationsbedingten Aufwertungseffekt und dem Unterschied der Habitatqualität des Strahlursprungs-Abschnitts gegenüber dem aufwertbaren Migrationsweg-Abschnitt auszugehen. Je größer dieser Unterschied ist, desto deutlicher sollte der Anstieg des Aufwertungsbetrages ausfallen, sofern nicht die in den Regeln 2 und 3 festgelegten Qualitäts-Voraussetzungen für Strahlursprünge und aufwertbare Migrationswege verletzt werden. Diesem Grundverständnis entsprechend, wird von folgenden Aufwertungswirkungen der permanenten Strahlwirkung ausgegangen:

Ein Strahlursprung mit dem besten Habitat Metric (Klasse 1) führt bei einem Unterlaufabschnitt mit einem um 3 Klassen schlechteren Habitat Metric (d. h. Klasse 4) zu einer um 2 Klassen besseren potenziellen ökologischen Zustandsklasse (d. h. Klasse 2) dieses Strahlweges. Dagegen hat derselbe Strahlursprungs-Abschnitt nur

Tab. 12: Strahlwirkungen gemäß Regel 4.

1. Fall	Habitatqualität (Kl. 1-5)	Potenzieller ökologischer Zustand (Kl. 1-5)
Strahlursprung	1	1
Strahlweg	4	2
2. Fall	Habitatqualität (Kl. 1-5)	Potenzieller ökologischer Zustand (Kl. 1-5)
Strahlursprung	1	1
Strahlweg	3	2
3. Fall	Habitatqualität (Kl. 1-5)	Potenzieller ökologischer Zustand (Kl. 1-5)
Strahlursprung	2	2
Strahlweg	4	3

einen halb so großen Aufwertungseinfluss auf einen Strahlweg mit Habitat Metric Klasse 3, dessen potenzieller ökologischer Zustand folglich nur um eine Klasse und somit ebenfalls auf Klasse 2 verbessert wird. Einem Strahlursprungs-Abschnitt mit Habitat Metric Klasse 2 kann nur ein vergleichsweise geringes Aufwertungsvermögen für Strahlweg-Abschnitte zugerechnet werden, so dass dieser lediglich bei Strahlweg-Abschnitten der Habitat Metric Klasse 4 eine Aufwertung um eine Klasse verursachen kann. Der entsprechende Strahlweg-Abschnitt würde demnach durch Strahlwirkung eine potenzielle ökologische Zustandsklasse von 3 erreichen.

Regel 5: Negative Migrationsursprünge der Klasse 5 verschlechtern den potenziellen ökologischen Zustand ausschließlich von Migrationswegen mit einem Habitat Metric von Klasse 3 auf Klasse 4

Zur Berücksichtigung der ebenfalls im Kapitel 4 nachgewiesenen negativen Migrationswirkungen wird dieselbe Größenordnung wie für die Strahlwirkung berücksichtigt (Tab. 13). Eine signifikante negative Migrationswirkung wird ausschließlich Gewässerabschnitten mit Habitat Metric Klasse 5 zugerechnet.

Da ein Klassenunterschied zwischen der Habitatqualität des Migrationsursprungs und des Migrationswegs von mindestens 2 Klassen vorausgesetzt wird, um eine signifikante negative Migrationswirkung erwarten zu können, sind lediglich Migrationsweg-Abschnitte mit einem Habitat Metric Klasse 3 um eine Klasse abzuwerten, so dass sie

eine potenzielle ökologische Zustandsklasse von 4 aufweisen.

Regel 6: Gewässerabschnitte bis zu 400 m Länge, die weitgehend ohne gewässertypische, besiedelbare Habitatstrukturen und ohne Rückstau sind, fungieren primär als Durchgangsstrecken für positive und negative Migrationswirkungen oberhalb gelegener Migrationsursprünge; in längeren Defizitstrecken dieser Art bis zu 800 m neutralisieren die eigenen negativen Migrationswirkungen die Durchgangseigenschaften für Strahlwirkungen oberhalb gelegener Strahlursprünge; noch längere Gewässerabschnitte dieser Art haben trotz positiver Migrationseinflüsse von oberhalb gelegenen Abschnitten eine negative Netto-Migrationswirkung auf unterhalb gelegene abwertbare Migrationsweg-Abschnitte

Es wird davon ausgegangen, dass bis etwa zur Mindestlänge von Migrationsursprüngen (400 m) die Durchgangseigenschaften von sohlverschalten und kanalisiertem Gewässerabschnitten dominierend sind (vorausgesetzt es fehlen rückstauende Querbauwerke).

Längere Abschnitte dieser Art bis etwa zur Mindestlänge von Migrationsursprüngen dürften hier weder eine positive Netto-Migrationswirkung von unmittelbar oberhalb gelegenen Abschnitten noch eine negative eigene Migrationswirkung auf unterhalb angrenzende auf- oder abwertbare Migrationsweg-Abschnitte haben. Ab der doppelten Mindestlänge von Migrationsursprüngen wird von einem nur noch negativen Migrationseinfluss auf darunter befindliche Migrationsweg-Abschnitte ausgegangen.

Tab. 13: Negative Migrationswirkungen gemäß Regel 5.

4. Fall	Habitatqualität (Kl. 1-5)	Potenzieller ökologischer Zustand (Kl. 1-5)
Migrationsursprung	5	5
Migrationsweg	3	4

Regel 7: Querbauwerke mit dauerhaftem Rückstau unterbinden Migrationseinflüsse
Da Querbauwerke mit Rückstau als Driftfallen wirken, haben sie zur Folge, dass keine für die permanente Migrationswirkung hinreichende organismische Zudrift stattfindet. Sofern Rückstaustrecken jedoch die Mindestlänge von Migrationsursprüngen erreichen, können sie selbst als negative Migrationsursprünge fungieren.

Hinweise zur Anwendung des Regelsystems

Eine entscheidende Grundvoraussetzung für die Anwendung des Regelsystems ist eine möglichst realistische Einschätzung der Habitatqualitäten der Teilabschnitte, bei der alle für das Makrozoobenthos relevanten Belastungsfaktoren berücksichtigt werden müssen. Eine ebenso wichtige Bedingung ist die Berücksichtigung des Besiedlungspotenzials der betrachteten Wasserkörper und Teilabschnitte. Sind die leitbildtypischen Arten beispielsweise großräumig nicht mehr vorhanden oder können diese die betrachteten Gewässerabschnitte nicht erreichen, dann ist weder eine den jeweiligen Habitatqualitäten entsprechende Besiedlung noch eine positive Migrationswirkung (Strahlwirkung) zu erwarten, so dass das Regelsystem nicht anwendbar wäre. Bei neu angelegten oder renaturierten Gewässern ist zudem die Neubesiedlungszeitspanne zu berücksichtigen. Sind die Gewässer noch zu jung, bzw. ist die Umgestaltung gerade erst vollzogen worden, ist das Regelsystem ebenfalls nicht anwendbar, da die Besiedlung noch zu starken Sukzessionsprozessen unterliegt. Die Regeln sind prinzipiell nicht an die Grenzen von Wasserkörpern gebunden, sondern sind unabhängig davon auf miteinander verbundene Fließgewässerabschnitte inklusive der Seitenzuflüsse anwendbar. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass die „Wartezeiten“ für Effekte nicht nur Kalenderjahre sein können, sondern auch eintretende Hochwasserereignisse.

5.5 Aggregationsregel für eine repräsentative Gesamtbewertung der „potenziellen ökologischen Zustandsklasse“ ganzer Wasserkörper

Um auf Basis des Regelsystems nicht nur den potenziellen ökologischen Zustand von Teilabschnitten eines Wasserkörpers abschätzen zu können, sondern diese Einzelbewertungen auch zu einer Bewertung des gesamten Wasserkörpers aggregieren zu können, bedarf es einer konkreten Aggregationsregel. Dazu ist zunächst zu klären, was

eine Gesamtbewertung des Wasserkörpers berücksichtigen muss, damit sie repräsentativ für die Vielzahl der unterschiedlichen Einzelbewertungen der Teilabschnitte eines Wasserkörpers ist.

Grundsätzlich kann ein Bewertungswert als repräsentativ für einen ganzen Wasserkörper gelten, wenn er die zentrale Tendenz der Gesamtheit aller Teilabschnittsbewertungen des Wasserkörpers widerspiegelt.

Zur rechnerischen Ermittlung einer auf den Teilabschnittsbewertungen eines Wasserkörpers basierenden repräsentativen Bewertung ist der Median-Wert am besten geeignet, da alle Teilabschnittsbewertungen im Durchschnitt am wenigsten von ihm abweichen und er besonders „ausreißerstabil“ ist. Der Median oder 50-Perzentilwert ist der mittlere Fall in einer nach den Merkmalsausprägungen aufsteigend geordneten Verteilung. Im Unterschied zum arithmetischen Mittel ist der Median ein Durchschnittswert, der wegen seiner Stabilität gegenüber einzelnen Ausreißerwerten auch zur Beschreibung der Zentraltendenz nicht normal verteilter Datenkollektive genutzt werden kann.

Die Berechnung des Median-Wertes der Einzelbewertungen des potenziellen ökologischen Zustands aller Teilabschnitte eines Wasserkörpers ist jeweils für Abschnittseinheiten gleicher Länge zu ermitteln (am besten je 100 m-Abschnitt entsprechend dem LAWA-Vor-Ort-Verfahren der Gewässerstrukturkartierung).

Ist ein Wasserkörper jedoch so heterogen zusammen gesetzt, dass er überhaupt keine „zentrale Tendenz“ seiner Teilabschnitte aufweist, dann ist dies ein Zeichen dafür, dass die Wasserkörperabgrenzung nicht zielführend ist. In einem derartigen Fall kann auch der Median keine repräsentative Gesamtbewertung des Wasserkörpers liefern, so dass eine Neuabgrenzung des Wasserkörpers zu empfehlen ist.

Unter Anwendung des in Abschnitt 5.4.4 beschriebenen Regelsystems kann mittels der Median-Wert-Berechnung der repräsentative potenzielle ökologische Zustand eines Wasserkörpers berechnet werden. Die auf diese Weise ermittelten Teilabschnittsbewertungen und die Gesamtbewertung bieten die Möglichkeit die Repräsentativität bereits verorteter Monitoringstellen zu verifizieren, bzw. einen Teilabschnitt auszuwählen, dessen Einzelbewertung des potenziellen ökologischen Zustands mit der Gesamtbewertung übereinstimmt, um hier eine repräsentative biologische Monitoring-

Probestelle für den Wasserkörper zu platzieren. Ebenso lassen sich auf dieser Grundlage auch die zu erwartenden Auswirkungen ökologischer Verbesserungsmaßnahmen an Teilabschnitten eines Wasserkörpers auf dessen potenziellen ökologischen Gesamtzustand prognostizieren. So kann verglichen werden, welche Folgen Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität an einem oder mehreren Teilabschnitten für die potenzielle ökologische Zustandsklasse

- (a) angrenzender Gewässerabschnitte in Folge der Berücksichtigung permanenter Migrationswirkungen und
 - (b) des ganzen Wasserkörpers in Folge der Median-Wert-Ermittlung aller potenziellen ökologischen Zustandsklassen der Teilabschnitte
- haben.

Mit Hilfe dieses Regelsystems lässt sich die kosteneffizienteste Maßnahmenvariante planerisch ermitteln, indem die Kosten und zu erwartenden ökologischen Gesamtwirkungen von Einzelmaßnahmen an unterschiedlichen Teilabschnitten auf den potenziellen ökologischen Zustand des Gesamtwasserkörpers miteinander verglichen werden.

5.6 Anwendung des Regelsystems am Beispielschema

Die folgenden Beispieldarstellungen eines fiktiven Wasserkörpers des Fließgewässertyps 5 dienen der Veranschaulichung des in den Abschnitten 5.4.4 und 5.5 beschriebenen Regelsystems zur Abschätzung des potenziellen ökologischen Zustands von Teilabschnitten und ganzen Wasserkörpern. Es wurde bewusst ein Wasserkörper gewählt, der – entgegen der prinzipiellen Forderung der WRRL – keine Homogenität der Habitatbedingungen aufweist, da dies in der Realität ein üblicher Fall ist.

Abbildung 30 zeigt die Habitatqualitäten des Beispielwasserkörpers, dessen Median der Habitatqualität bei Klasse 3 liegt.

In Abbildung 31 sind die Konsequenzen der Anwendung des Regelsystems für die potenziellen ökologischen Zustandsklassen der Teilabschnitte und für die Gesamtbewertung dargestellt. Es werden insgesamt drei positiv und ein negativ wirkender Migrationsursprung für vier Migrationswegabschnitte wirksam. Insgesamt ergibt sich unter Berücksichtigung dieser Migrationseinflüsse nur eine Gesamtbewertung des

potenziellen ökologischen Zustands von Klasse 3, so dass davon auszugehen ist, dass der Wasserkörper das Ziel der WRRL ohne Maßnahmen verfehlt.

Abbildung 32 zeigt die Habitatqualitäten, nach Umsetzung von Maßnahmen an insgesamt 17 der 100 Teilabschnitte des Beispielwasserkörpers, dessen Median der Habitatqualität jedoch weiterhin bei Klasse 3 liegt.

Aus Abbildung 33 wird deutlich, dass die Maßnahmen bei Anwendung des Regelsystems zur Berücksichtigung der Migrationswirkung nach Umsetzung der Maßnahmen an den 17 Teilabschnitten einen guten ökologischen Gesamtzustand des Wasserkörpers erwarten lassen.

Voraussetzen ist jedoch, dass sich die typspezifische Habitatqualität nach Maßnahmenumsetzung hinreichend entwickeln konnte, dass auch die biotischen Sukzessionsprozesse der Neubesiedlung die erforderliche Zeit hatten und dass entsprechende Abflussverhältnisse geherrscht haben, die die Migrationswirkung begünstigen.

Die Tatsache, dass oberhalb der Maßnahmenabschnitte innerhalb des Wasserkörpers bereits vor Maßnahmenumsetzung längere Abschnitte mit guten und sehr guten potenziellen ökologischen Zustandsklassen vorhanden sind, lässt diesbezüglich jedoch eine relativ kurze Zeitspanne der biologischen Sukzession nach Abschluss der abiotischen Entwicklungsprozesse erwarten, da das erforderliche Artenpotenzial vorhanden ist.

5.7 Flächenbedarf von Gewässerentwicklungskorridoren

Mit Hilfe der in den Abschnitten 5.4 und 5.5 vorgestellten Regeln lassen sich auf der Grundlage bewerteter Habitatqualitäten unter Berücksichtigung von Migrationswirkungen potenzielle ökologische Zustandsklassen für das Makrozoobenthos (Fließgewässertyp 5 – Silikatische Mittelgebirgsbäche) aller Teilabschnitte eines Wasserkörpers, sowie für diesen als Ganzes ermitteln.

Die für das Makrozoobenthos relevante Habitatqualität kann von einer Vielzahl an Umweltfaktoren beeinflusst oder sogar limitiert sein (vgl. Abschn. 5.4.1). Viele dieser Faktoren beeinflussen sich zudem auf unterschiedliche Weisen gegenseitig. So verschärft beispielsweise ein naturfern

Abb. 30: Habitatqualität der Teilabschnitte eines fiktiven Beispielwasserkörpers von 10 km Länge, basierend auf 100 m-Teilabschnitten.

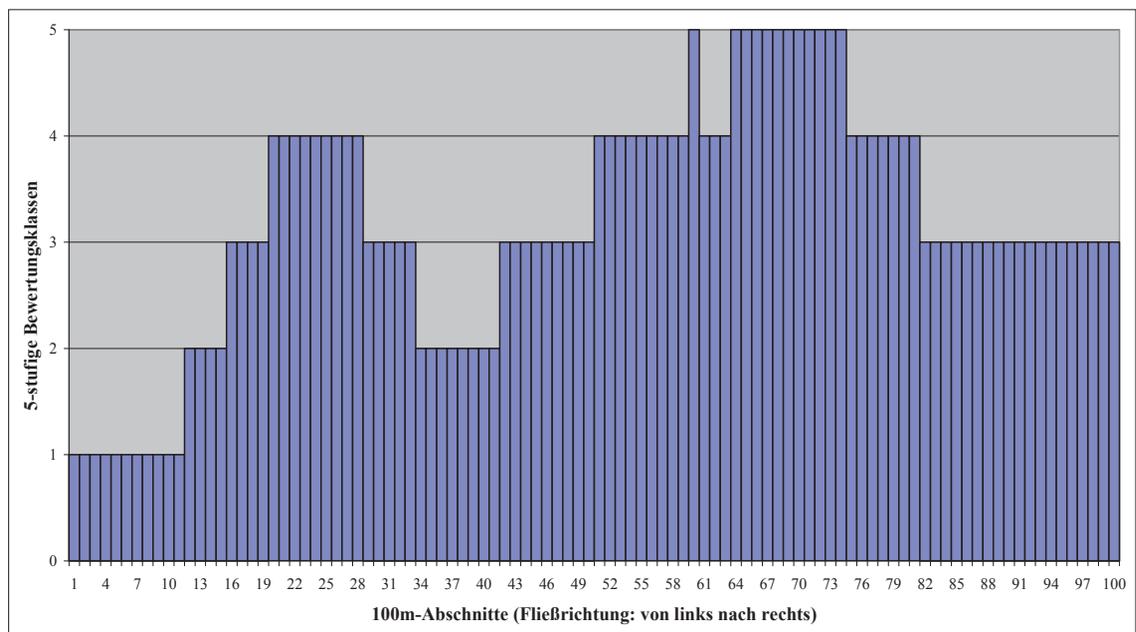
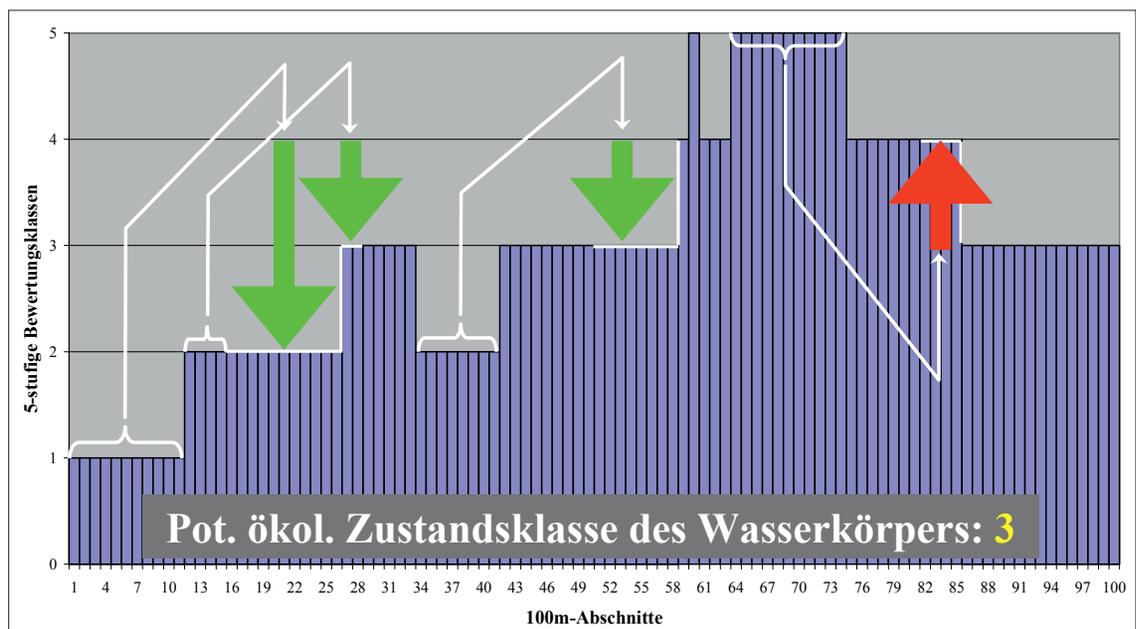


Abb. 31: Potenzielle ökologische Zustandsklassen der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten Beispielwasserkörpers, abgeleitet aus dem in Abschnitt 5.4.4 aufgeführten Regelsystem mit Gesamtbewertung des potenziellen ökologischen Zustands gemäß der in Abschnitt 5.5 beschriebenen Aggregationsregel für eine repräsentative Bewertung ganzer Wasserkörper.



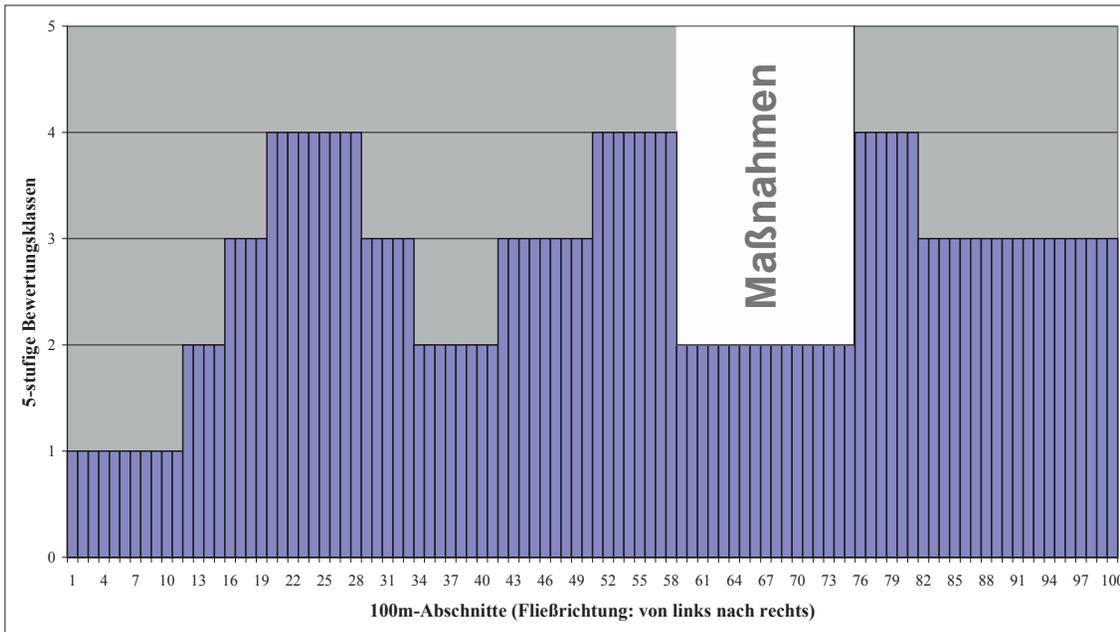


Abb. 32: Habitatqualität der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten fiktiven Beispielwasserkörpers nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität im Bereich zwischen dem 59. und 75. Teilabschnitt.

vergrößertes Profil den Niedrig- bis Mittelwasserabfluss (in Folge anthropogen erhöhter und beschleunigter Hochwasserabflüsse) die in stark versiegelten urbanen Gebieten ohnehin meist vorhandene Problematik verminderter Fließgeschwindigkeiten bei Trockenwetterabflüssen, die vielfach durch verminderte Grundwasserneubildung gegeben ist. Maßnahmen können in diese Funktionszusammenhänge auf sehr unterschiedliche Weisen gezielt eingreifen. Sie können die Ursachen bereits am Entstehungsort beseitigen (z. B. durch dezentrale Niederschlagswasserbewirtschaftung) oder, wo das auf Grund der Nutzungsverhältnisse nicht oder nicht hinreichend möglich ist, gezielt den negativen Auswirkungen auf die Biozönose entgegen wirken. Dazu wird Platz im unmittelbaren Gewässerumfeld benötigt.

Überall dort, wo hydro-morphologische Defizite einer naturnahen Habitatqualität entgegen stehen, ist das Raum- oder Flächenpotenzial für eine eigendynamische oder auch nur teil-eigendynamische Gewässerentwicklung von maßgeblicher Bedeutung für die Möglichkeiten einer nachhaltigen und kosteneffizienten Gewässerentwicklungsplanung. Je geringer der Nutzungsdruck auf die umgebenden Flächen ist und je mehr an extensiv oder ungenutztem Raum Fließgewässern zur Verfügung gestellt werden kann, desto eher kann die erforderliche Habitatqualität zur Erreichung des guten ökologischen Zustands gewährleistet werden.

Dennoch kann auch in ausgebauten begründeten Gewässerabschnitten von Mittelgebirgsbächen ein guter ökologischer Zustand des Makrozoobenthos unter Umständen durch

sog. „leitbildkonforme Ersatzstrukturen“ erzielt werden, indem maßgebliche Habitatstrukturen für eine gewässertypische Besiedlung künstlich geschaffen werden. Derartige Anlagen müssen jedoch regelmäßig kontrolliert und gewartet werden und können ggf. ein erhöhtes Hochwassergefährdungspotenzial nach sich ziehen. Sie sind in der Regel nur in stark urbanisierten Gewässerstrecken sinnvoll, wo keine anderen Möglichkeiten bestehen. Derartige künstlich geschaffene Mindesthabitatausstattungen haben für die semiterrestrischen und terrestrischen Arten und Lebensgemeinschaften gewässerabhängiger Lebensräume in der Regel keine oder nur stark eingeschränkte Lebensraum- und Biotopvernetzungsfunktionen. Prinzipiell gilt, dass mit abnehmendem Raum für die eigendynamische Entwicklung ihre nachhaltige Wirkung abnimmt, die laufenden

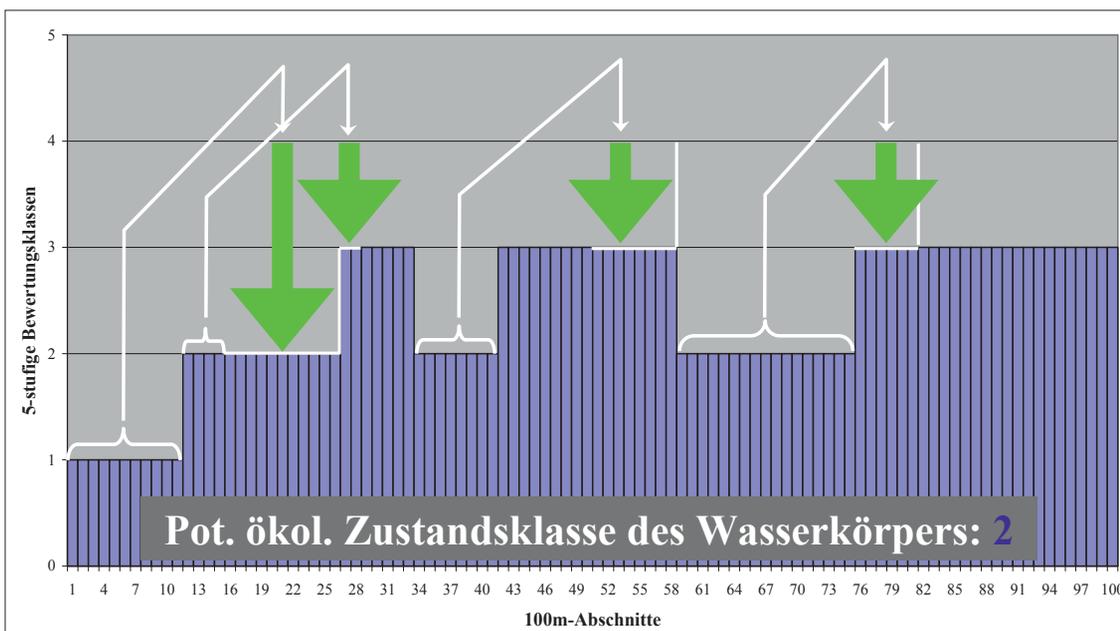


Abb. 33: Potenzielle ökologische Zustandsklassen der Teilabschnitte des in Abbildung 30 dargestellten Beispielwasserkörpers, abgeleitet aus dem in Abschnitt 5.4.4 aufgeführten Regelsystem mit Gesamtbewertung des potenziellen ökologischen Zustands gemäß der in Abschnitt 5.5 beschriebenen Aggregationsregel für eine repräsentative Bewertung ganzer Wasserkörper.

Kosten für Unterhaltung und Sicherung aber zunehmen. Im Folgenden soll der Frage nachgegangen werden, welche Breite ein Gewässerentwicklungskorridor (Fließgewässertyp 5 – Silikatische Mittelgebirgsbäche) haben sollte, damit von einer hinreichenden Habitatqualität zur Erreichung des guten ökologischen Zustands gemäß WRRL (gemessen am Makrozoobenthos) durch eigendynamische Entwicklung ausgegangen werden kann. Dabei wird vorausgesetzt, dass keine anderen signifikanten Belastungsfaktoren vorliegen.

Jedes Gewässer hat letztlich einen spezifischen Raumanspruch für seine eigendynamische Entwicklung, der sich im Wesentlichen aus seinem Windungsverhalten und der damit korrelierten Windungsbreite (Mäandergürtelbreite) ableiten lässt. Ein in seiner Breite über dieses Maß hinausgehender nutzungsfreier Gewässerentwicklungskorridor hat kaum noch Auswirkungen auf die für das Makrozoobenthos relevante Habitatqualität.

Um die Frage zu klären, welche Flächenbreite einem grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbach (Fließgewässertyp 5) als Gewässerentwicklungskorridor zur Verfügung gestellt werden müsste, um ohne den Einbau „leitbildkonformer Ersatzstrukturen,“ und bei weitgehendem Fehlen sonstiger Belastungsfaktoren eine naturnahe Makrozoobenthosbesiedlung erwarten zu können, wurde der bereits der im Kapitel 4 untersuchte Probestellen-Datensatz hinsichtlich der Beziehung zwischen dem Einzelparameter Laufkrümmung der 100 m-Kartierabschnitte der Strukturkartierung (7-stufig gemäß LAWA-Vor-Ort-Verfahren) im Bereich der Makrozoobenthos-Probestellen und dem Score des PERLODES-Moduls „Allgemeine Degradation“ (Makrozoobenthos-Bewertungsmodul) ausgewertet. Dabei zeigte sich erwartungsgemäß (s. Abb. 34), dass mit zunehmender Laufkrümmung der Anteil der Probestellen, die einen guten ökologischen Zustand („Allgemeine Degradation“: Score > 0,8) erreichen, zunimmt.

Aus dem ermittelbaren Verhältnis der Probestellen mit mindestens Zielerreichung („Allgemeine Degradation“: Score > 0,8) zu denen unterhalb der Zielerreichung („Allgemeine Degradation“: Score < 0,8) wurde ein prozentualer Wert der Zielerreichungswahrscheinlichkeit je Laufkrümmungsklasse abgeleitet (Abb. 34).

Laufkrümmungsklassen basieren nicht auf echten Messungen, sondern werden von

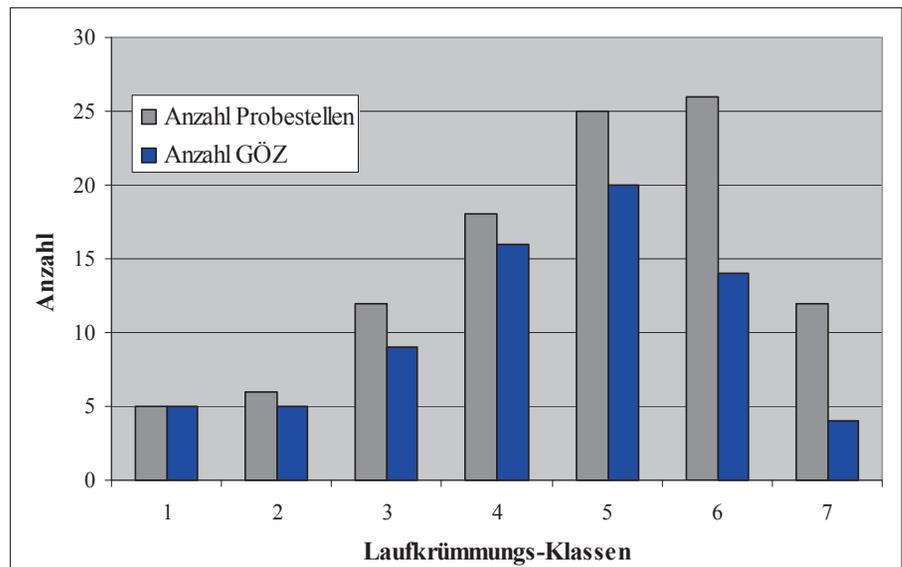


Abb. 34: Anzahl der Makrozoobenthos-Probestellen mit mindestens gutem ökologischem Zustand je Laufkrümmungsklasse und Gesamtzahlen der Makrozoobenthos-Probestellen je Laufkrümmungsklasse.

Gewässerstrukturkartierern gemäß den Vorgaben der Kartieranleitung im Feld abgeschätzt. Dennoch wurden hier den einzelnen Laufkrümmungsklassen konkrete Windungsklassen zugeordnet, um zumindest die Größenordnungen der Sinuosität, d. h. das Verhältnis der Gewässerlänge zur Talbodenlänge widerzuspiegeln. Ein vollkommen gradliniges Gewässer hat einen Windungsgrad bzw. eine Sinuosität von 1 und stark mäandrierende Gewässer erreichen Werte über 2. Tabelle 14 enthält einen Schlüssel zur Umrechnung von Laufkrümmungsklassen in Windungsklassen mit definierten Sinuositäts-Spannweiten. Auf dieser Grundlage wurden anschließend die je Laufkrümmungsklasse ermittelten Zielerreichungswahrscheinlichkeiten konkreten Windungsklassen zugeordnet. Abbildung 35 zeigt die Beziehung zwischen dem daraus resultierenden Windungsgrad (Sinuosität) und der prozentualen Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung (bezogen auf das PERLODES-Modul „Allgemeine Degradation“).

Tab. 14: Umrechnung von Laufkrümmungsklassen in Windungsklassen mit definierten Sinuositäts-Spannweiten.

LAWA-Kartieranleitung		Sinuosität			
Klasse	Laufkrümmung	von	bis	Klassenmittel	Windungsgrad
1	mäandrierend	2,00	3,00	2,50	stark mäandrierend
2	geschlängelt	1,50	2,00	1,75	mäandrierend
3	stark geschwungen	1,28	1,50	1,39	gewunden
4	mäßig geschwungen	1,15	1,28	1,21	schwach gewunden
5	schwach geschwungen	1,05	1,15	1,10	sehr schwach gewunden
6	gestreckt	1,01	1,05	1,03	gestreckt
7	gradlinig	1,00	1,01	1,01	begradigt

Der Abbildung 35 ist zu entnehmen, dass der deutlichste Anstieg der Zielerreichungswahrscheinlichkeit zwischen den untersten Windungsgraden, d. h. zwischen „begradigt“, „gestreckt“ und „sehr schwach gewunden“ stattfindet. Der höchste dieser drei Windungsklassen erreicht bei einer Sinuosität von nur 1,05 bis 1,15 bereits eine Zielerreichungswahrscheinlichkeit von > 60 % bis 75 %.

Die größere Streuung bei höheren Windungsgraden, sowie die starke Abflachung der Kurve schon im Bereich von ca. 90 % Zielerreichungswahrscheinlichkeit sind ein Indiz dafür, dass sich die PERLODES-Bewertung des zugrunde liegenden Probestellendatensatzes nicht allein aufgrund der lokalen Laufentwicklung erklären lässt. Der steile Anstieg bei den sehr geringen Windungsgraden zeigt aber, dass die Laufentwicklung zumindest in diesem unteren Bereich den ausschlaggebenden Faktor für die Zielerreichungswahrscheinlichkeit darstellt. Ist nicht einmal ein minimales

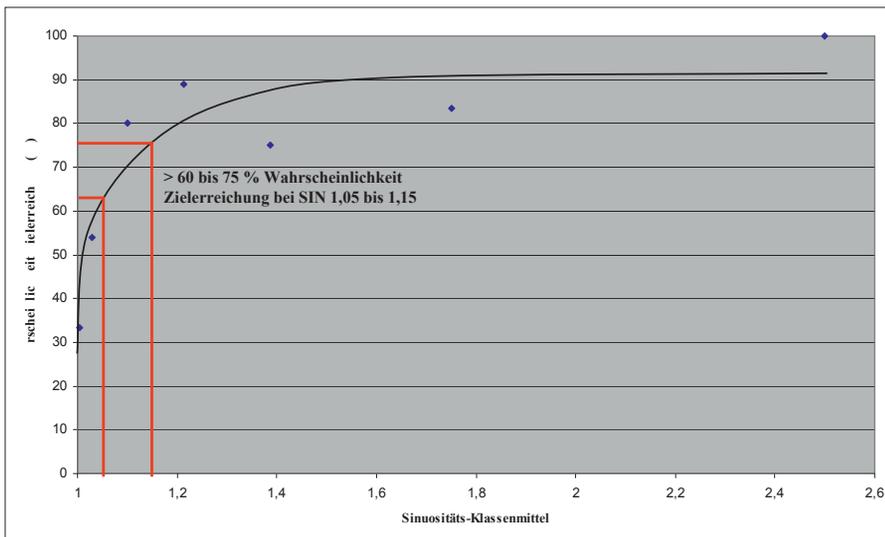


Abb. 35: Darstellung der Zielerreichungswahrscheinlichkeiten der sieben Windungsklassen; mit roten Strichen ist die Spannweite der Windungsklasse „sehr schwach gewunden“ (1,05 und 1,15) markiert.

Windungsverhalten möglich, dann sind auch alle anderen davon abhängigen land-, ufer- und wasserseitigen Habitatstrukturen nicht mehr in für die Zielerreichung hinreichender Form ausgeprägt. Zur Überprüfung der prinzipiellen Validität der gemäß Tabelle 14 vorgenommenen Umrechnung, wurden genaue Messwerte aus der Literatur (HARNISCHMACHER 2002) für ausschließlich naturnahe Fließgewässer des Typs 5 herangezogen. Dabei zeigte sich, dass die natürliche Spannweite an Windungsgraden dieses Fließgewässertyps bereits bei einer Sinuosität zwischen 1,05 und 1,15 („sehr schwach gewunden“) beginnt und nur in Einzelfällen über 2,5 („stark mäandrierend“) reicht. Daher ist es plausibel, dass bereits „sehr schwach gewunden“ Fließgewässer dieses Typs eine Zielerreichungswahrscheinlichkeit von

> 60 % bis 75 % zeigen, was seinerseits auch die grundsätzliche Richtigkeit der in Tabelle 14 verwendeten Größenordnungen unterstreicht.

Um auf dieser Basis Angaben zum Zusammenhang zwischen der Breite eines Entwicklungskorridors und der Zielerreichungswahrscheinlichkeit für das Perloides-Modul „Allgemeine Degradation“ ableiten zu können, bedarf es jedoch noch einer weiteren Umrechnung: vom Windungsgrad (Sinuosität) zur Mäandergürtelbreite (Windungsbreite).

Die Windungsbreite eines Fließgewässers ist von einer Vielzahl an Einflussgrößen abhängig. Empirische Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass sich die Windungsbreite

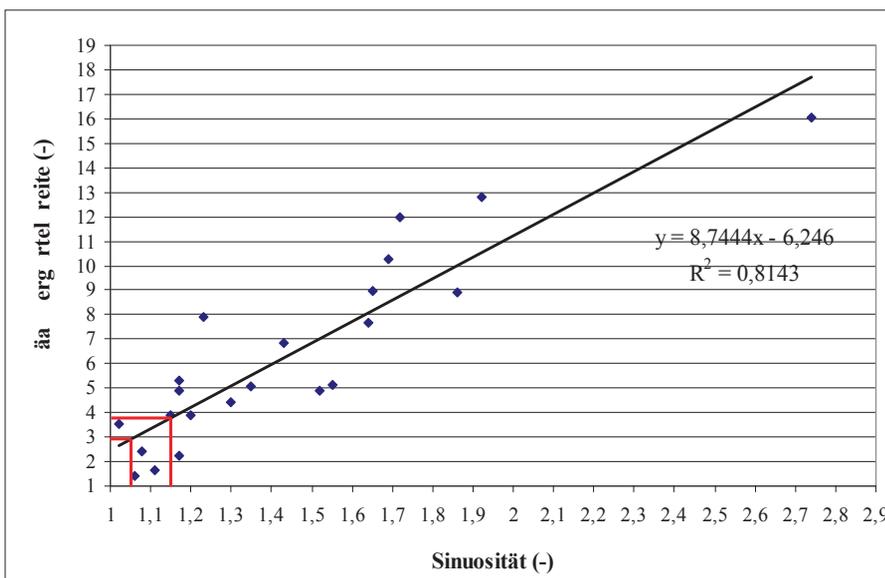


Abb. 36: Zusammenhang zwischen Windungsgrad (Sinuosität) und Mäandergürtelbreite bei naturnahen Fließgewässern des Typs 5 (Auswertung von Messdaten aus HARNISCHMACHER 2002); mit roten Strichen ist die Spannweite der Windungsklasse „sehr schwach gewunden“ (1,05 und 1,15) markiert.

für einzelne Gewässertypen allein unter Berücksichtigung der bordvollen Gewässerbreite mit hinreichender Genauigkeit vom Windungsgrad (Sinuosität) ableiten lässt. Für den Fließgewässertyp 5 wurde zu diesem Zweck wieder auf die Untersuchungen von HARNISCHMACHER (2002) zurückgegriffen. Abbildung 36 zeigt den Zusammenhang zwischen Windungsgrad (Sinuosität) und Mäandergürtelbreite bei naturnahen Fließgewässern des Typs 5. Dabei ist die Mäandergürtelbreite als dimensionsloser Faktor der bordvollen Gewässerbreite dargestellt. Es zeigt sich also, dass die unterste natürliche Windungsklasse des Fließgewässertyps 5 „sehr schwach gewunden“ (1,05 und 1,15) durch einen Gewässerentwicklungskorridor der ca. 3- bis 4-fachen bordvollen Gewässerbreite gewährleistet wird. Sofern dieser Korridor der freien eigendynamischen Entwicklung überlassen wird und keine signifikanten stofflichen oder hydrologisch-hydraulischen Belastungsfaktoren vorliegen, ist mit einer Erreichung des guten ökologischen Zustands für das Makrozoobenthos (gemessen am PERLOIDES-Modul „Allgemeine Degradation“) zu ca. 60 bis 75 % Wahrscheinlichkeit zu rechnen. Eine noch größere Zielerreichungswahrscheinlichkeit zwischen etwa 75 und 85 % lässt sich durch eine Flächenbereitstellung in der Größe einer ca. 4- bis 5-fachen bordvollen Gewässerbreite erreichen.

Um von den hier dargestellten Zielerreichungswahrscheinlichkeiten der verschiedenen Mäandergürtelbreiten ausgehen zu können, muss jedoch gerade bei den kleinen Gewässern sicher gestellt sein, dass stets eine hinreichende Gewässerbeschattung durch Ufergehölze (insbesondere Schwarz-Erle) gewährleistet ist. Dies kann zur Folge haben, dass bei Gewässern der freien Landschaft auch das unmittelbare Umfeld des Korridors durch den Schattendruck der Ufergehölze in seiner landwirtschaftlichen Nutzbarkeit eingeschränkt sein kann. In derartigen Fällen sollten ggf. die beschatteten Flächen noch in den Entwicklungskorridor selbst mit einbezogen werden.

Der ermittelte Zusammenhang zwischen Laufentwicklung bzw. Entwicklungskorridorbreite und Zielerreichungswahrscheinlichkeit (PERLOIDES-Modul „Allgemeine Degradation“) zeigt, welche Bedeutung der Flächenverfügbarkeit für die Entwicklung naturnaher Habitatverhältnisse zu kommt. Ausgehend davon, dass eine über 85 %-ige Zielerreichungswahrscheinlichkeit, entsprechend einem deutlich oberhalb der unteren Spannweitengrenze des Fließgewässertyps 5

Tab. 15: Zuordnung von Breiten des Entwicklungskorridors und Habitatqualitätsklassen am Beispiel eines grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbachs mit bordvoller Gewässerbreite von 5 m.

Bordvolle Gewässerbreite [m]	Faktor der bordvollen Gewässerbreite	Breite des Entwicklungskorridors [m]		Habitatsqualitätsklasse
		Klassenspannweite	Klassenmittel	
5	> 5	> 25	30	1
5	> 4 bis 5	> 20 bis 25	23	2
5	> 3 bis 4	> 15 bis 20	18	3
5	> 1,5 bis 3	> 7,5 bis 15	11	4
5	1 bis 1,5	5 bis 7,5	6	5

liegenden natürlichen Windungsgrad, dem Makrozoobenthos eine Habitatqualität der Klasse 1 bietet, wurden folgende Abstufungen der Korridorbreiten für die weiteren 4 Habitatqualitätsklassen vorgenommen:

- > 5-fache bordvolle Gewässerbreite
▶ Habitatqualitätsklasse 1
- > 4- bis 5-fache bordvolle Gewässerbreite
▶ Habitatqualitätsklasse 2
- > 3- bis 4-fache bordvolle Gewässerbreite
▶ Habitatqualitätsklasse 3
- > 1,5- bis 3-fache bordvolle Gewässerbreite
▶ Habitatqualitätsklasse 4
- 1 bis 1,5-fache bordvolle Gewässerbreite
▶ Habitatqualitätsklasse 5.

Für ein Beispiel-Fließgewässer (Typ 5) mit der bordvollen Gewässerbreite von 5 m ergeben sich daraus die in Tabelle 15 je Habitatqualitätsklasse dargestellten Breiten des Entwicklungskorridors. Nach Ermittlung der für die Erreichung einer bestimmten Habitatqualität erforderlichen Korridorbreite, kann die resultierende Habitatqualitätsklasse unmittelbar in das in den Abschnitten 5.4 und 5.5 beschriebene Regelsystem zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen von Teilabschnitten und ganzen Wasserkörpern eingesetzt werden.

Auf diese Weise lassen sich auch direkt die für Maßnahmen zur Zielerreichung gemäß WRRL erforderlichen Flächenumgriffe ermitteln.

Es sei jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass bei frisch angelegten Entwicklungskorridoren zum einen die gemäß Tabelle 15 ableitbaren Habitatqualitäten noch nicht zu erwarten sind und zum anderen auch nach deren Erreichung die typspezifische Makrozoobenthos-Besiedlung ggf. noch längere Zeit benötigt, weil die erforderlichen Neubesiedlungsprozesse (*initiale* Migrationswirkung) mit typgemäßen Arten noch nicht im erforderlichen Umfang erfolgen

konnten (vgl. Kap. 3). Daher können in derartigen Fällen auch hinreichend lange Abschnitte mit Habitat Metrics 1 und 2 zunächst noch nicht als positive Migrationsursprünge (Strahlursprünge) berücksichtigt werden.

5.8 Zusammenfassung

Zweck dieses Kapitels ist die Operationalisierung von Migrationswirkungen für die praktische Fließgewässerentwicklungsplanung zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands gemäß WRRL und im Sinne eines Biotopverbunds auch für terrestrische und semiterrestrische Arten und Lebensgemeinschaften der gewässerabhängigen Biotope.

Grundlagen sind im Wesentlichen die in Kapitel 4 beschriebenen Erkenntnisse, die sich auf die Migrationswirkungen des Makrozoobenthos in Fließgewässern des Typs 5 (Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) beziehen. Somit ist auch das hier entwickelte Regelsystem zur Abschätzung des potenziellen ökologischen Zustands von Teilabschnitten und zur Aggregation dieser Abschnittsbewertungen zu einem repräsentativen Gesamtwert auf Wasserkörpererebene zunächst nur für diese biologische Qualitätskomponente und ausschließlich für diesen Gewässertyp anwendbar.

Dennoch konnte aufgrund prinzipieller Überlegungen deutlich gemacht werden, dass bei diesem Fließgewässertyp davon auszugehen ist, dass mit der Erreichung eines guten ökologischen Zustands ganzer Wasserkörper auch ein wirksamer Biotopverbund zur großräumigen Stärkung nicht aquatischer Arten der gewässerabhängigen Biotope einhergeht. Nach einer eingehenden Beschreibung der Modellvorstellungen zu Migrationswirkungen (unter Differenzierung zwischen initialen und permanenten

sowie positiv und negativ zu wertenden Migrationswirkungen) wird zunächst die Herleitung und Beschreibung eines Regelsystems zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen von Teilabschnitten eines Wasserkörpers auf Basis von Habitatqualitäten (5-stufig bewertet) und Migrationswirkungen vorgestellt (*Habitatsqualität + permanente Migrationswirkung = potenzieller ökologischer Zustand*).

Im Anschluss daran wird ein praktischer Rechenweg zur Aggregation der auf diese Weise regelbasiert abgeleiteten potenziellen ökologischen Zustandsklassen der Teilabschnitte zu einer repräsentativen Gesamtbewertung des ökologischen Zustands ganzer Wasserkörper beschrieben.

Im letzten Teil werden die Zusammenhänge zwischen Laufentwicklung, Flächenanspruch und Habitatqualitäten des Makrozoobenthos bei Fließgewässern des Typs 5 beschrieben, um darauf basierend die für unterschiedliche Habitatqualitäten erforderlichen Entwicklungskorridorbreiten (mittels spezifischer Faktoren der bordvollen Gewässerbreite) abzuleiten.

Auf diese Weise wird es möglich, aus den je Gewässerabschnitt für eigendynamische Entwicklungen verfügbaren Flächenpotenzialen die zu erwartende Habitatqualität für das Makrozoobenthos abzuleiten und diese dann in das Regelsystem zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklasse von Teilabschnitten unter Berücksichtigung von Migrationswirkungen einzubringen.

Mit Hilfe der Aggregationsregel zur Ermittlung einer repräsentativen Bewertung des potenziellen ökologischen Zustands des gesamten Wasserkörpers kann so abgeschätzt werden, wie viel Gewässerentwicklungsfläche letztlich an welchem Abschnitt benötigt wird, um insgesamt den guten ökologischen Zustand zu erreichen.

6 Bestandsaufnahme: Lebensräume, Arten und Artengruppen in Flusseinzugsgebieten Deutschlands

6.1 Fließgewässer- und Auen- Lebensräume

6.1.1 Fließgewässer- und Auentypen in Deutschland

Naturnahe Fließgewässer und ihre Auen als artenreichste Ökosysteme Deutschlands und Mitteleuropas können als Verbindungsachsen eines länderübergreifenden Biotopverbands dienen.

Die Fließgewässertypisierung (Abb. 37), die als Bewertungsgrundlage für den Zustand der Oberflächengewässer erarbeitet wurde, sowie die Fluss- und Stromauentypisierung (Abb. 38), die die Leitbilder zur naturnahen Entwicklung vorgibt, spiegeln diese Vielfalt der Fließgewässer und ihrer Auen wie sie in Deutschland ausgeprägt sein könnten, wider.

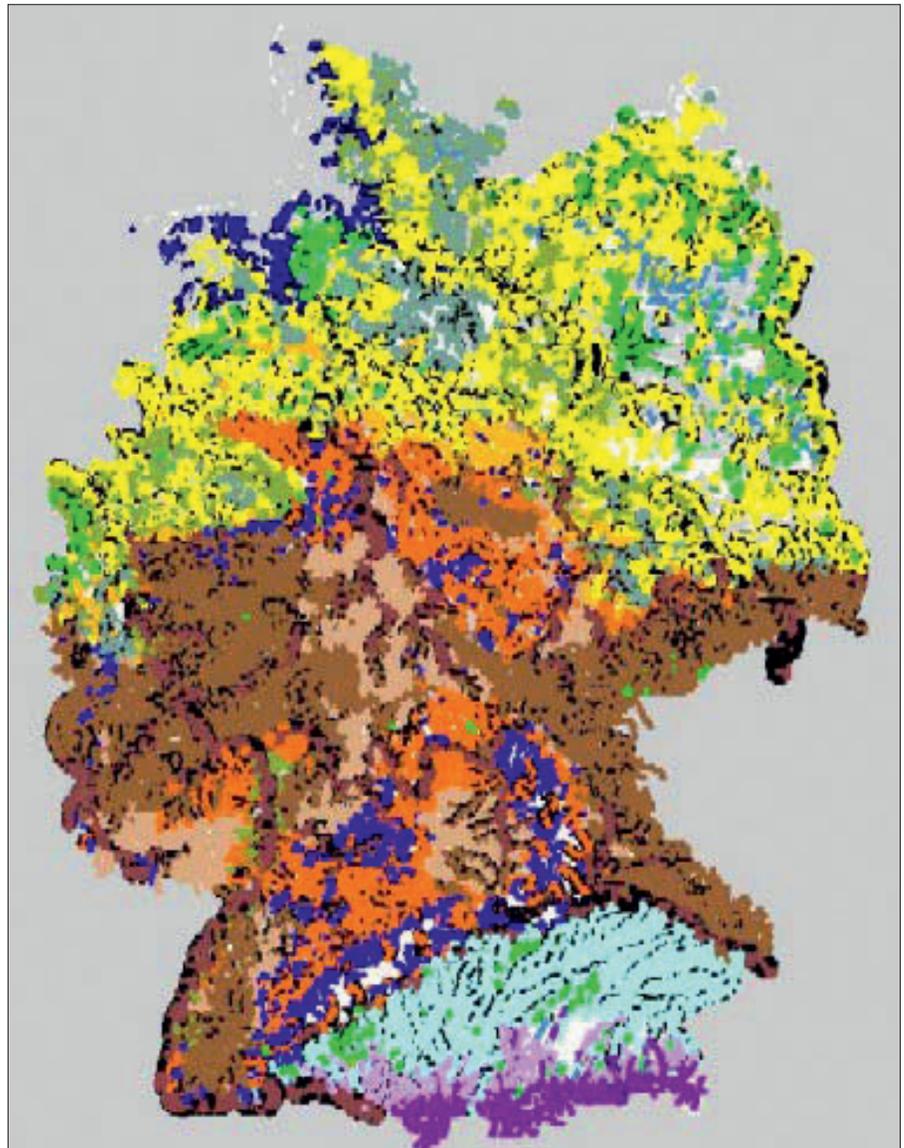
Fließgewässertypen

In Deutschland beeinflussen insbesondere die Ökoregionen Alpen mit Alpenvorland, Mittelgebirge und Norddeutsches Tiefland den Typ eines Fließgewässers. Das Substrat, die Geländeform sowie der Wasserhaushalt sind die wesentlichen Faktoren, die die unterschiedlichen Lebensbedingungen prägen. Auf dieser Grundlage werden 24 biozönotisch relevante Fließgewässertypen unterschieden: 4 für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes, 8 für das Mittelgebirge, 8 für das Norddeutsche Tiefland, sowie 4 Fließgewässertypen, die

als ökoregionunabhängige Typen eingestuft sind (POTTGIESSER et al. 2004) (Abb. 37). Diese Fließgewässertypen stellen nicht die Realität dar, sondern beschreiben ihre naturnahe Ausprägung ohne Eingriffe des Menschen.

Auentypen

So vielfältig wie sich die Fließgewässer in Deutschland darstellen, so vielfältig sind ihre Auen. Die unterschiedliche Ausprägung der abiotischen Faktoren Gewässergroßlandschaft, Substrat, Geländeform,



Typen der Alpen und des Alpenvorlandes

- Typ 1: Fließgewässer der Alpen (Subtyp 1.1)
- Typ 1: Fließgewässer der Alpen (Subtyp 1.2)
- Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes (Subtyp 2.1)
- Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes (Subtyp 2.2)
- Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes (Subtyp 3.1)
- Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes (Subtyp 3.3)
- Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes

Typen des Mittelgebirges

- Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges
- Typ 10: Kiesgeprägte Ströme

Typen des Norddeutschen Tieflandes

- Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche
- Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
- Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche
- Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse
- Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche
- Typ 20: Sandgeprägte Ströme
- Typ 22: Marschengewässer
- Typ 22: Marschengewässer
- Typ 22: Marschengewässer
- Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse

Ökoregion unabhängige Typen

- Typ 11: Organisch geprägte Bäche
- Typ 12: Organisch geprägte Flüsse der Sander und sandigen Aufschüttungen
- Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern
- Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer

— Vorläufig keine Typzuweisung, da künstliches Gewässer.

Sonstige Signaturen

- Standgewässer und weitere Wasserflächen des DLM 1000W

Abb. 37: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands (Stand Dezember 2003) (POTTGIESSER et al. 2004).

v. a. Gefälle, Wasserhaushalt und Hochwasser, ist auch für die Vielfalt der Auen entscheidend und führt zur Abgrenzung unterschiedlicher Auentypen. In Deutschland werden 7 Flussauen- und 4 Stromautentypen in den Großlandschaften Alpen mit Alpenvorland, Deckgebirge, Grundgebirge, Flach- und Hügelland voneinander abgegrenzt (KOENZEN 2005) (Abb. 38). Diesen Fluss- und Stromautentypen lassen sich auch Indikator-Tierartengruppen für die Auedynamik zuordnen, die als charakteristische Artengruppen für eine bundesweite faunistische Zustandsbewertung von Auen geeignet sind (siehe Abschn. 6.2).

Im Rahmen einer Untersuchung zur Entwicklung eines bundesweiten Biotopverbunds in Deutschland ermittelten FUCHS et al. 2007 u. a. Flächen mit länderübergreifender Bedeutung für den Biotopverbund (Abb. 39). Die Gebiete wurden aufgrund ihrer Größe, Ausprägung, Vollständigkeit und Unzerschnittenheit sowie des Vorkommens von „Zielarten für den Biotopverbund“ bewertet (siehe auch 6.2). Die kartographisch dargestellten Flächen für den Biotopverbund von nationaler Bedeutung umfassen für Fließgewässer 18,7 % des Gewässernetzes.

Von den fünf großen Strömen in Deutschland wird vor allem die Elbe durchgehend mit nationaler Bedeutung für einen Biotopverbund eingestuft. Die Donau und ihre Zuflüsse sind streckenweise relevant. Vom Rhein sind der Mittellauf und die Zuflüsse im Ober- und Unterlauf von Bedeutung. Weser und Oder weisen momentan weniger hohe Bedeutung für einen Biotopverbund „Fließgewässer“ auf. Der Biotopverbund „Zugvögel“ stimmt teilweise mit dem Biotopverbund „Fließgewässer“ überein, so vor allem an der Elbe, in Teilbereichen des Rheins und der Donau sowie im Osten Deutschlands auf der Mecklenburger Seenplatte an der Spree und der Havel (Abb. 39 erkennbar in Vergrößerung: www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsundbiotopschutz/Karte_Flaechen_BVS_national_gross.pdf). Zurzeit werden Suchräume zur Biotopvernetzung vor allem an Oberrhein, Main, Mosel, Mittelweser und entlang der Elbe ausgewiesen (Abb. 40).

Die herausragende Bedeutung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds mit der Gesamtheit seiner Lebensräume wird vor diesem Hintergrund deutlich, insbesondere, da nur ein Teil der ermittelten Gebietskulisse die Anforderungen des BNatSchG bezüglich der rechtlichen Sicherung der Gebiete erfüllt.

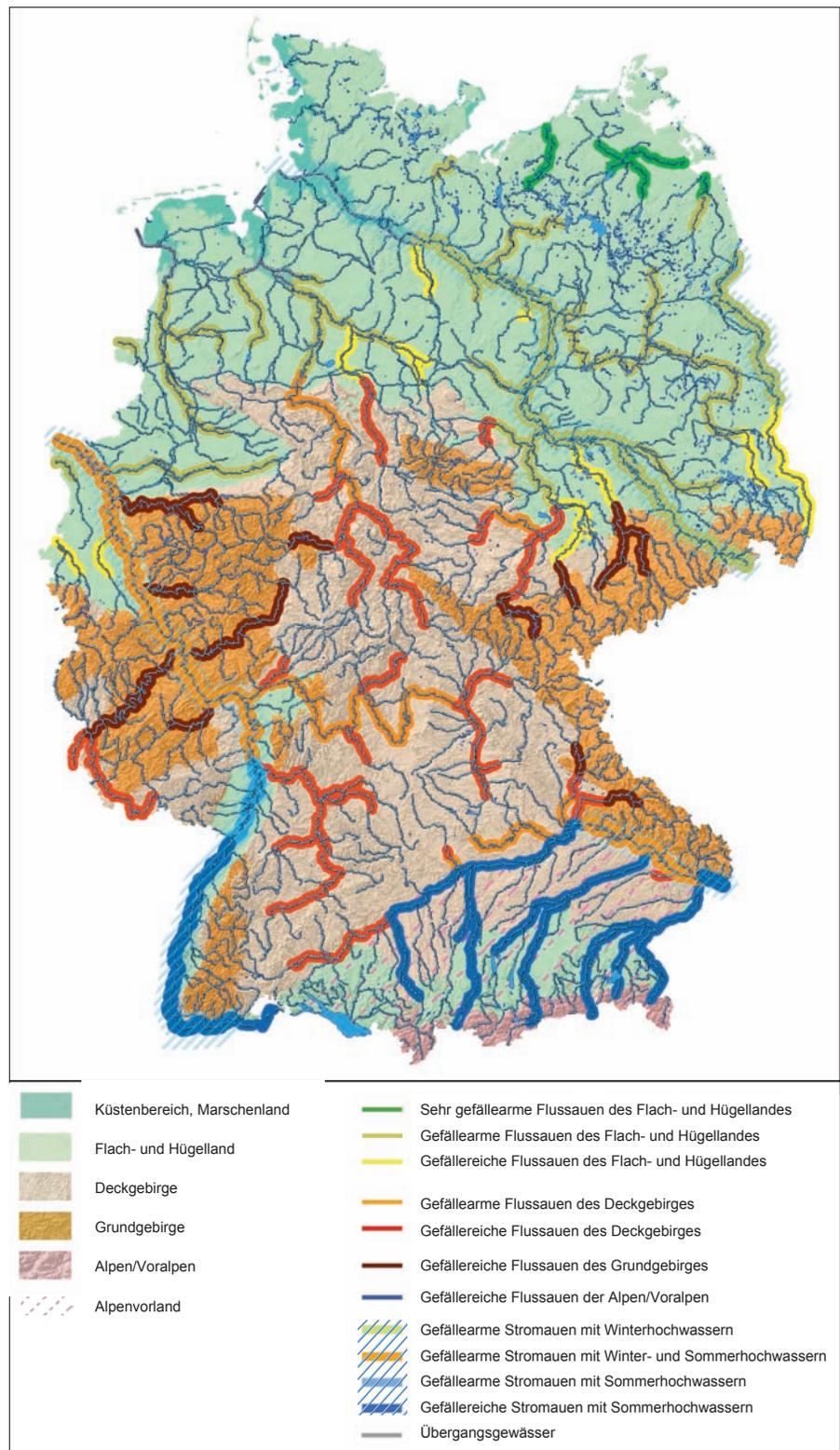
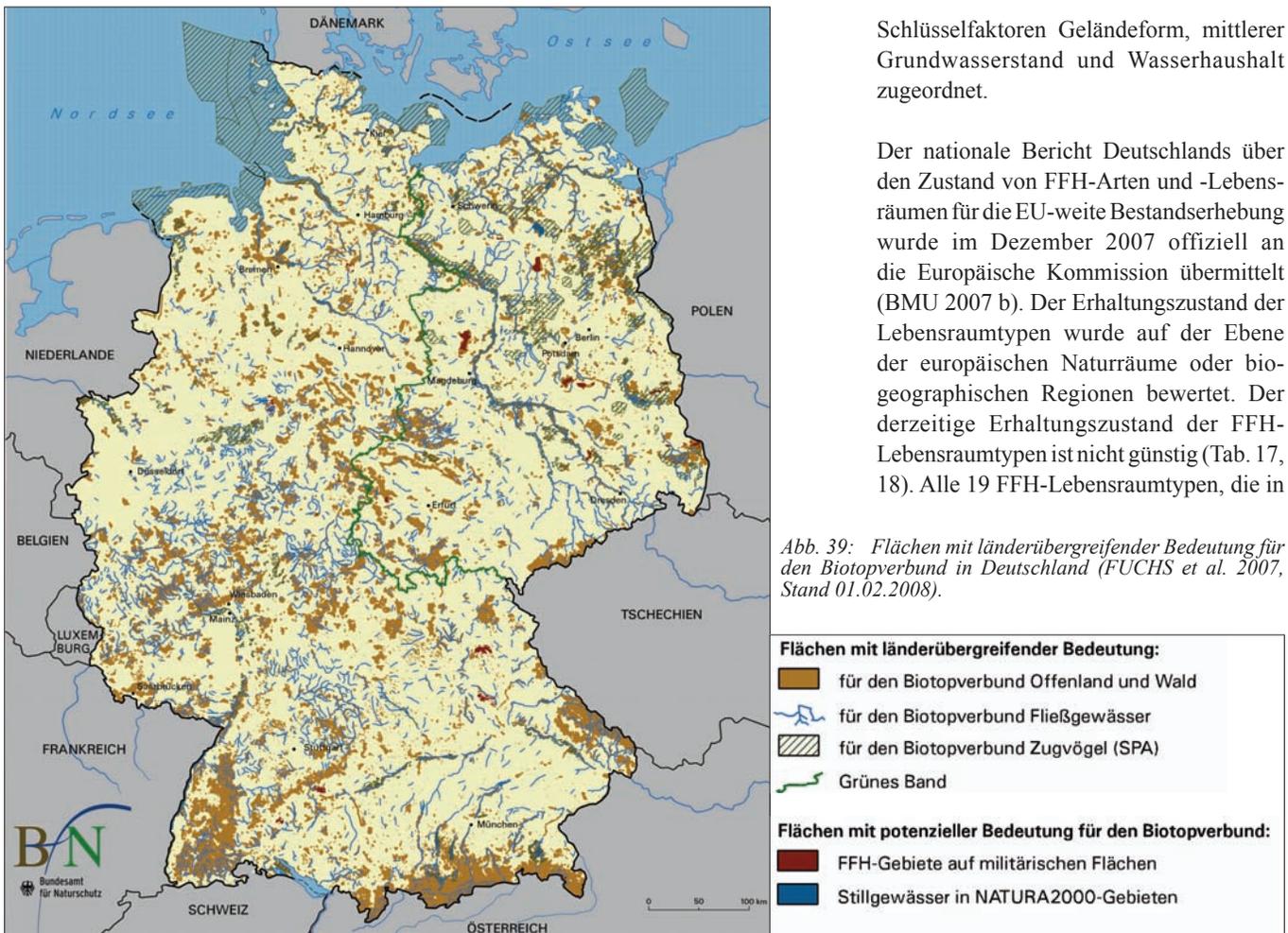


Abb. 38: Fluss- und Stromautentypen Deutschlands (KOENZEN 2005).

6.1.2 FFH-Lebensräume im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund

Der Verlust naturnaher Fließgewässer und ihrer Auen ist so weitreichend, dass aus landschaftsökologischer, naturschutzfachlicher und nicht zuletzt auch aus wasserwirtschaftlicher Sicht ein hoher Schutz- und Entwicklungsbedarf besteht. Zu den Zielvorgaben der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) gehört daher auch die Forderung, dass die natürlichen Lebensräume von

gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besonderes Interesse besteht, als besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. In Deutschland sind dies 91 FFH-Lebensraumtypen (Anhang I FFH-RL), davon 19, die in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund wichtige Funktionen als Kernbiotopie übernehmen. In Tabelle 16 werden den 19 FFH-Lebensraumtypen die Biotoptypen/-gruppen (Rote Liste der Biotoptypen s. 6.1.3) und die abiotischen



Schlüsselfaktoren Geländeform, mittlerer Grundwasserstand und Wasserhaushalt zugeordnet.

Der nationale Bericht Deutschlands über den Zustand von FFH-Arten und -Lebensräumen für die EU-weite Bestandserhebung wurde im Dezember 2007 offiziell an die Europäische Kommission übermittelt (BMU 2007 b). Der Erhaltungszustand der Lebensraumtypen wurde auf der Ebene der europäischen Naturräume oder biogeographischen Regionen bewertet. Der derzeitige Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen ist nicht günstig (Tab. 17, 18). Alle 19 FFH-Lebensraumtypen, die in

Abb. 39: Flächen mit länderübergreifender Bedeutung für den Biotopverbund in Deutschland (FUCHS et al. 2007, Stand 01.02.2008).

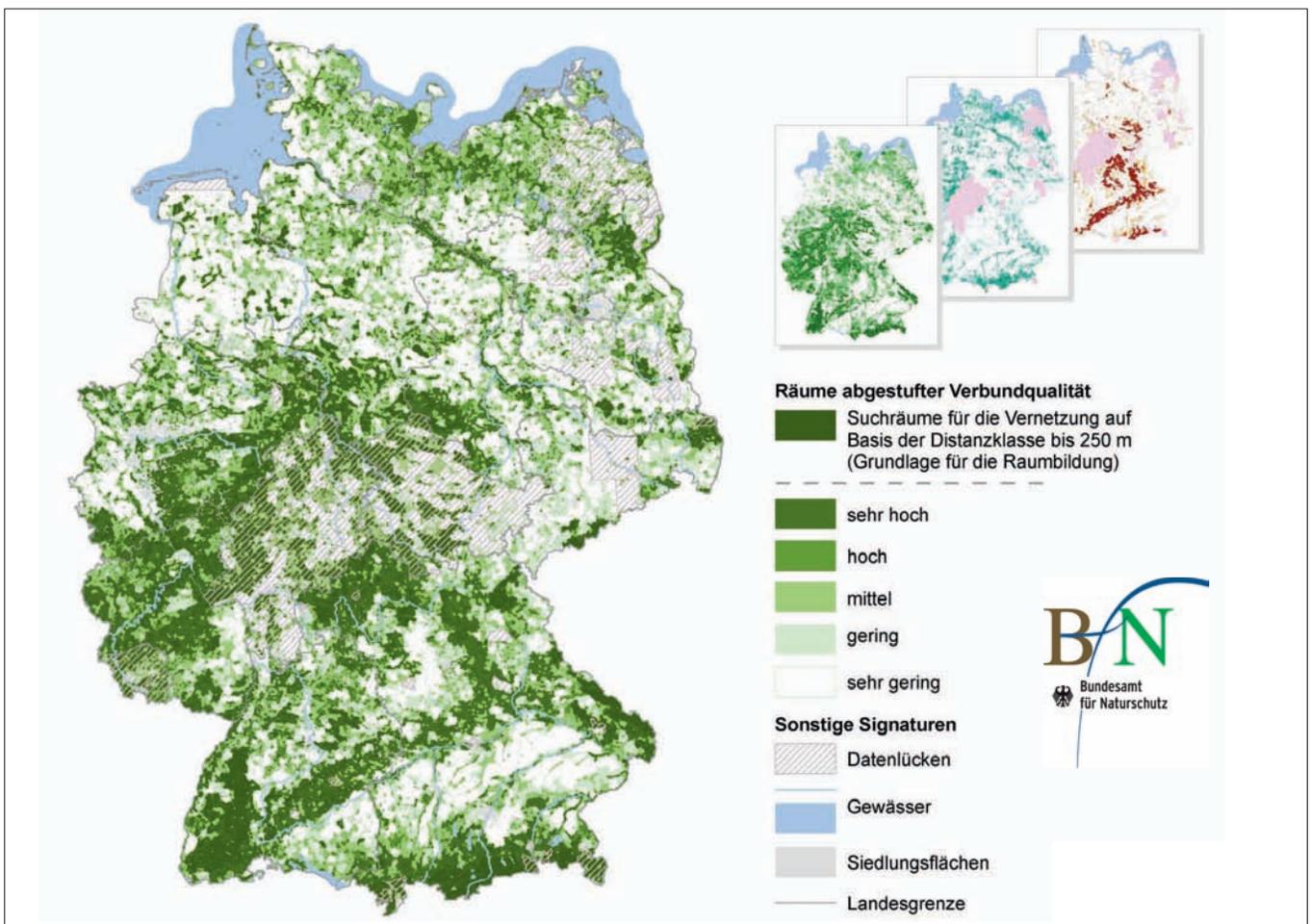


Abb. 40: Karte der Räume abgestufter Verbundqualität (FUCHS et al. 2007, Stand 01.02.2008).

Tab. 16: Zuordnung der FFH-Lebensraumtypen zu Biotoptypen/-gruppen und den abiotischen Schlüsselfaktoren Wasserhaushalt und Geländeform (mGW = mittlerer Grundwasserstand).

Biotoptypen/-gruppe	FFH-Lebensraumtypen (Fassung vom 27.10.1997)	Wasserhaushalt	mGW		Geländeform
			aqua ↓	terra	
1. Aquatischer Bereich	(unter mGW)	Ganzjährige Wasserführung			
Fließende Gewässer: Bach, Fluss, Strom	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation (3220), Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Myricaria germanica</i> (3230), Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix eleagnos</i> (3240), Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculus fluitantis</i> und des <i>Callitriche-Batrachion</i> (3260)				Lineare Gewässerrinne bildet Flussbett mit Sohle und Ufer
Altarm	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculus fluitantis</i> und des <i>Callitriche-Batrachion</i> (3260)				Alte Gewässerrinne mit Anbindung
Altwasser	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletalia uniflorae</i> und/oder der <i>Isoëto-Nanojuncetea</i> (3130), Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i> (3150)				Alte Gewässerrinne ohne Anbindung in Verlandung
Abbaugewässer	Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (<i>Littorelletalia uniflorae</i>) (3110), Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletalia uniflorae</i> und/oder der <i>Isoëto-Nanojuncetea</i> (3130), Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus <i>Armelechthermalgen</i> (3140), Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i> (3150), <i>Dystrophe</i> Seen und Teiche (3160)				Restloch nach Abbau
Gräben					Künstliche Rinnen zur Be- und Entwässerung
Tümpel	Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (<i>Littorelletalia uniflorae</i>) (3110), Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletalia uniflorae</i> und/oder der <i>Isoëto-Nanojuncetea</i> (3130), Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus <i>Armelechthermalgen</i> (3140), Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i> (3150), <i>Torfmoor-Schlenken</i> (<i>Rhynchosporion</i>) (7150)	wasserführend bei hohen GW-Ständen			Bodensenke mit temporärem Kleingewässer auch durch Qualmwasser
2. Amphibischer Bereich	(im mGW)	Regelmäßige, lang andauernde Überflutung			Uferböschung
Zeitwlg. trocken fallende Lebensräume unterh. des MWB an Fließgewässern	Flüsse mit Schlammabänken mit Vegetation des <i>Chenopodium rubri</i> p.p. und des <i>Bidention</i> p.p. (3270)	Wasserwechselzone			Gleitufer
Röhrichte	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i> (3150), Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculus fluitantis</i> und des <i>Callitriche-Batrachion</i> (3260)	Wasserwechselzone			
Sand- und Lehmwand		Spritzwasserzone			Prallufer
(Weiden-)gebüsch in Auen					
3. Feuchter Bereich	(< 1,5 m über mGW mit starken Schwankungen)	Hochwasser 1-2 mal jährlich, 2-5 Mon. dauernd			
Vegetationsarme Kies-, Schotter- und Sandflächen oberhalb der Mittelwasserlinie					Geschiebebank
Krautige Ufersäume oder -fluren an Gewässern	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe (6430)				Uferböschung
Feucht- und Nassgrünland	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (<i>Molinion caeruleae</i>) (6410), <i>Brenndolden-Auenwiesen</i> (<i>Cnidion dubii</i>) (6440)				Aue
Waldmantel nasser bis feuchter Standorte					Aue
Fließgewässerbegleitende Erlen-Eschenwälder	Auen-Wälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>) (*91E0)				Aue
Weichholzaue	Auen-Wälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>) (*91E0)				Aue
4. Frischer Bereich	(> 1,5 m über mGW mit Schwankungen)	Hochwasser 1-2 mal jährlich, 1-2 Tage dauernd			
Artenreiches Grünland frischer Standorte	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>) (6510)				Aue
Hartholzaue	Hartholzauewälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> (91F0)				Aue
5. Trockener Bereich					
Sandtrockenrasen	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i> (2330), <i>Trockene kalkreiche Sandrasen</i> (*6120)				Flussdüne, Brenne

Tab. 17: Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes der FFH-Lebensraumtypen, die für einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund relevant sind, auf Ebene der biogeographischen Regionen.

Lebensraumtypen		Biogeografische Region		
LRT-Nr.		atlantisch	kontinental	alpin
3110	Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (<i>Littorelletalia uniflorae</i>)	schlecht	schlecht	
3130	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletalia uniflorae</i> und/oder der <i>Isoeto-Nanojuncetea</i>	schlecht	unzureichend	unzureichend
3140	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteraigen	schlecht	unzureichend	günstig
3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitons	schlecht	unzureichend	günstig
3160	Dystrophe Seen und Teiche	unzureichend	schlecht	günstig
3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation		schlecht	unzureichend
3230	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Myricaria germanica</i>		schlecht	schlecht
3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix elaeagnos</i>		unzureichend	unzureichend
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculion fluitantis</i> und des <i>Callitricho-Batrachion</i>	schlecht	unzureichend	unbekannt
3270	Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des <i>Chenopodion rubri</i> p.p. und des <i>Bidention</i> p.p.	schlecht	schlecht	
7150	Torfmoor-Schlenken (<i>Rhynchosporion</i>)	unzureichend	unzureichend	günstig
6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (<i>Molinion caeruleae</i>)	schlecht	schlecht	unbekannt
6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	unzureichend	günstig	günstig
6440	Brenndolden-Auenwiesen (<i>Cnidion dubii</i>)	schlecht	schlecht	
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	schlecht	unzureichend	schlecht
91E0	Auen-Wälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	unzureichend	unzureichend	günstig
91F0	Hartholzauewälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (<i>Ulmion minoris</i>)	schlecht	unzureichend	
2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i> [Dünen im Binnenland]	unzureichend	unzureichend	
6120	Trockene, kalkreiche Sandrasen	schlecht	unzureichend	

einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund relevant sind, kommen im kontinentalen Bereich Deutschlands vor, 16 im atlantischen Bereich und 10 im alpinen Bereich. Einen günstigen Erhaltungszustand (grün) weisen Lebensraumtypen auf, die in Ausbreitung begriffen sind; ihre Zukunftsaussichten werden als gut eingeschätzt. Nur im alpinen Bereich befinden sich etwa die Hälfte der Lebensräume in einem günstigen Erhaltungszustand. Lebensraumtypen mit unzureichendem Erhaltungszustand (gelb) finden sich vor allem im kontinentalen Bereich. Ihre Zukunftsaussichten werden zwar als gut betrachtet, aber ihr aktueller Flächenanteil in dieser Region reicht nicht aus. Nur etwa ein Drittel der Lebensraumtypen im atlantischen Bereich sind in diesem Erhaltungszustand. Im kontinentalen und atlantischen Bereich sieht es weitgehend schlecht aus. Einen schlechten Erhaltungszustand (rot) weisen Lebensraumtypen auf, deren Verbreitungsgebiet und aktueller Flächenanteil abnimmt;

es wird davon ausgegangen, dass sich dieser Rückgang auch in Zukunft fortsetzt. Davon sind ein Großteil der Lebensraumtypen im atlantischen Bereich betroffen, im kontinentalen Bereich etwa ein Drittel und nur zwei Lebensraumtypen im alpinen Bereich.

6.1.3 Biototypen im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund

Für eine Bestandsaufnahme der Fließgewässer-Auen-Lebensräume wurden 52 Biototypen aus 25 Biototypengruppen (Anhang 2) der Roten Liste der Biototypen Deutschlands (RL BT D) herangezogen (RIECKEN et al. 2006), die in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund Funktionen als Kernbiotop oder Verbindungselement übernehmen können. Nicht betrachtet wurden anthropogen stark beeinträchtigte und erheblich veränderte Fließgewässer sowie Fließgewässer technischer Art.

Von den 52 Biototypen gehören 38 zu den

gesetzlich nach § 30 BNatSchG geschützten Biotopen (vgl. Abschn. 2.4.2).

Grundwasserabhängigkeit im Sinne der WRRL

Zur Grundwasserabhängigkeit im Sinne der WRRL wurde für alle Biototypen der Roten Liste eine Einstufung vorgenommen. Erwartungsgemäß sind fast alle Biototypen der Fließgewässer und ihrer Auen abhängig vom Schlüsselfaktor Wasser. So sind 22 Biototypen Oberflächengewässer, 7 Biototypen sind vom Grund- und Oberflächenwasser beeinflusst, während 5 ausschließlich vom Grundwasser beeinflusst werden (Abb. 41). Bei 7 Biototypen ist eine eindeutige Zuordnung der Grundwasserabhängigkeit nicht möglich und für 11 weitere ist eine Einstufung nicht sinnvoll.

Gefährdung

Bis auf 3 Biototypen (Rohrglanzgrasröhricht, Wasserschwadenröhricht und Neophyten-Staudenfluren) sind alle Biototypen der Fließgewässer und ihrer Auen in ihrem Bestand gefährdet (Abb. 41). Sechs Biototypen (natürliches und naturnahes Potamal, Altarm, mesotrophe Altwasser, zeitweilig trockenfallende Kiesflächen an fließenden Gewässern, Pfeifengraswiesen (auf mineralischen und organischen Böden), Brenndolden-Auenwiesen) sind derzeit von

Tab. 18: Derzeitiger Erhaltungszustand der 19 FFH-Lebensraumtypen in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund.

Biogeogr. Region	Erhaltungszustand			
	günstig	unzureichend	schlecht	unbekannt
atlantisch	0	5	11	-
kontinental	1	11	7	-
alpin	6	3	2	2

vollständiger Vernichtung bedroht (RL BT D 1). Es existiert nur noch ein sehr kleiner Anteil der Ausgangsfläche bzw. der -bestände und es muss mit ihrer vollständigen Vernichtung gerechnet werden, wenn die Gefährdungsursachen weiterhin einwirken oder bestandserhaltende Schutz- und Hilfsmaßnahmen wegfallen. Weitere 20 Biototypen (38 %) sind zumindest stark gefährdet (RL BT D 1-2 und 2). Diese sind in ihrer Flächen bzw. Bestandsentwicklung in annähernd dem ganzen Betrachtungsraum stark rückläufig oder bereits in mehreren Regionen ausgelöscht. 23 Biototypen (44 %) sind mit einer negativen Flächen- bzw. Bestandsentwicklung in weiten Teilen des Betrachtungsraumes zumindest gefährdet (RL BT D 2-3 und 3) oder sind vielerorts bereits ausgelöscht.

Aktuelle Bestandsentwicklung

In ihrem Bestand rückgängig sind 38 (70 %) Biototypen (Abb. 41). Für sie ist in den letzten 10 Jahren eine Flächenabnahme des Gesamtbestands im ganzen Areal oder mindestens in Teilräumen (Großlandschaften) feststellbar, die sich vermutlich in den nächsten Jahren entsprechend fortsetzt. In den letzten 10 Jahren sind die Bestände von fünf Biototypen (zeitweilig trockenfallende Schlammfläche an fließenden Gewässern, Altarme, mesotrophe, sich selbst überlassene Abbaugewässer, Rohrglanzgrasröhricht, Flutrasen) weitgehend gleichgeblieben. Eine positive Bestandsentwicklung oder Flächenzunahme weisen nur fünf Biototypen (eutrophes, sich selbst überlassenes Abbaugewässer (naturnah), Weiden-Gebüsche in Auen, Wasserschwadnröhricht, Neophyten-Staudenfluren, ausdauernder Sandtrockenrasen mit geschlossener Narbe, ungenutzt) auf.

Regenerierbarkeit

Für 15 Biototypen ist eine bedingte Regenerierbarkeit wahrscheinlich (Abb. 41), also eine Regeneration in kurzen bis mittleren Zeiträumen (etwa bis 15 Jahre), allerdings werden auch hierbei für die Wiederbesiedlung mit typischen Arten deutlich längere Zeiträume angenommen. Fast die Hälfte (24) der betrachteten Biototypen gelten als schwer regenerierbar. Ihre Regeneration ist in langen Zeiträumen (15-150 Jahre) wahrscheinlich und für die Wiederbesiedlung sind fallweise deutlich längere Zeiträume zu veranschlagen. Als kaum regenerierbar gelten fünf Biototypen, die nahezu nur ohne störende menschliche Einflüsse zu erwarten sind. Dies sind natürliches und naturnahes Potamal (sommerkalte Ober- bzw. obere Mittelläufe von naturnahen Bächen und

Flüssen), natürliches und naturnahes Potamal (sommerwarme Unter- bzw. untere Mittelläufe von naturnahen Bächen und Flüssen), Weichholzaunenwälder, Fließgewässerbegleitende Erlen- und Eschenwälder sowie Hartholzaunenwälder. Ihre Regeneration ist nur in historischen Zeiträumen (> 150 Jahre) möglich und dann aufgrund der geringen Zahl und hohen Isolation der Einzelbestände (mögliche Ausbreitungszentren für eine Wiederbesiedlung durch typische Arten) nur in unvollständiger Form zu erwarten.

6.1.4 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für FFH-Lebensräume und Biototypen

Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund bietet die Möglichkeit, 19 FFH-Lebensraumtypen bzw. 52 Biototypen in ihrem Bestand zu sichern und weiterzuentwickeln.

Ausgehend von FFH-Gebieten und weiteren intakten Beständen im Bereich der Fließgewässer als Kernbiotope, muss ein Biotopverbund diese „Inseln“ miteinander vernetzen und zur Entwicklung weiterer Kernbiotope beitragen. Dazu ist es notwendig, wo immer möglich Flächen in der rezenten Aue der Fließgewässer zur naturnahen Entwicklung zur Verfügung zu stellen und in ausgebauten Gewässer- und Auenabschnitten geeignete Ersatzbiotope als Trittsteine zu etablieren oder geeignete durchgehende Verbindungselemente zu schaffen.

Für die Entwicklung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds sollte zunächst der Schwerpunkt auf bedingt regenerierbare Biototypen gelegt werden. Schon durch das Bereitstellen von relativ kleinen Entwicklungsflächen im Verlauf von Uferstreifen und im Auenbereich könnten

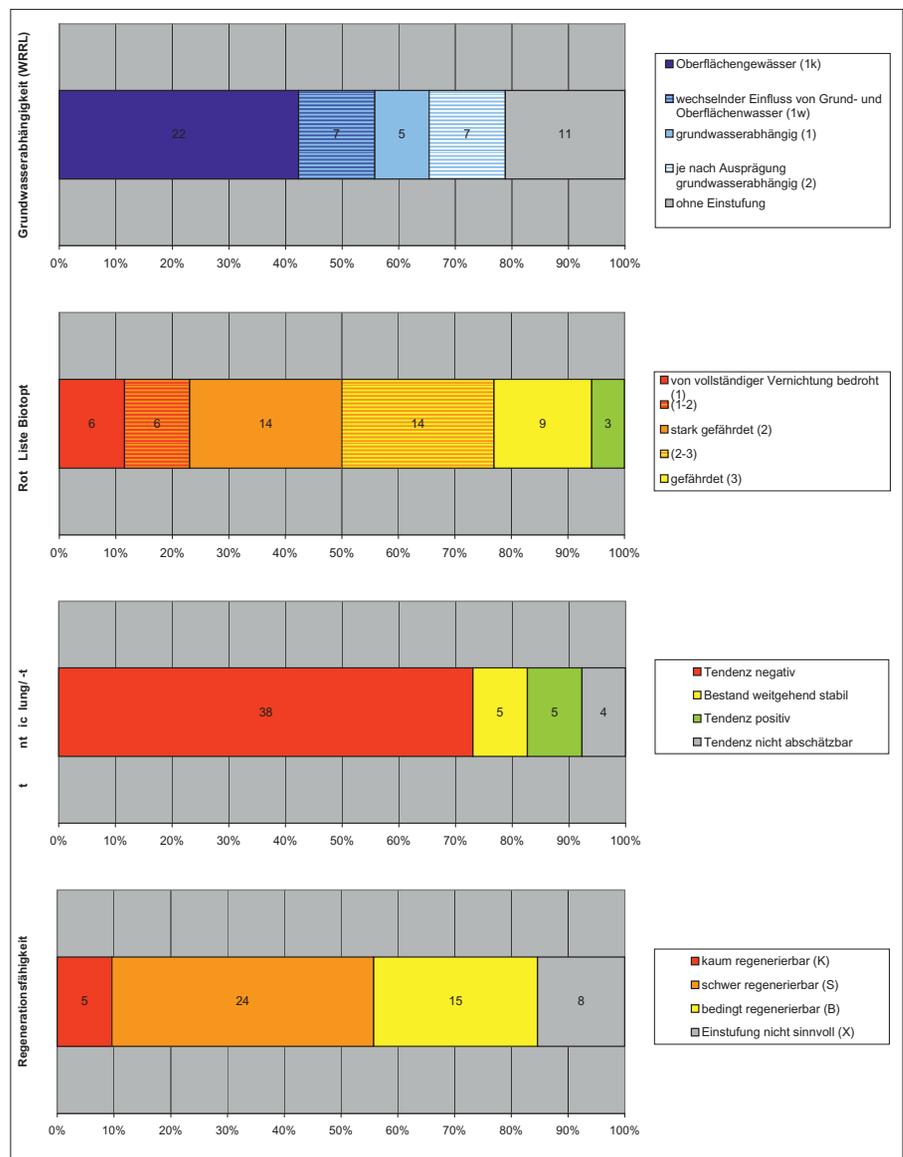


Abb. 41: Grundwasserabhängigkeit im Sinne der WRRL, Gefährdung, Bestandsentwicklung/-tendenz und Regenerationsfähigkeit der 52 betrachteten Biototypen in einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund nach: Rote Liste der Biototypen Deutschlands (RIECKEN et al. 2006).

sich Tümpel, Sand- und Lehmwände am Prallhang, Röhrichte und Staudenfluren am Ufer sowie vegetationsarme Bereiche in der Aue ausbilden. Sandtrockenrasen können durch naturnahe Gestaltung von Deichen gefördert werden. Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund ist geeignet, gerade schwer regenerierbare Biotoptypen zu fördern, etwa durch die Einbeziehung von Altwässern und Altarmen. Gewässerbegleitende zeitweilig trockenfallende Flächen werden mit einer Entfesselung des Gewässerlaufs in ihrem Bestand beträchtlich gefördert. Der naturnahe Gewässer Ausbau verwendet häufig Weidenstecklinge und fördert die Entwicklung von Weidengebüschen. Für die Ausbildung von Grünland und typischen Waldmantelbiotopen ist jedoch mehr Fläche notwendig, so dass diese Biotoptypen in den Kernbiotopen gefördert werden müssen. Vor allem Auenwälder sind auf regelmäßige Überflutung angewiesen, die durch den hohen Grad des Fließgewässerausbau fast im gesamten Fließgewässersystem unterbunden wird. Sie gelten als kaum regenerierbar, da zum einen die wasserbaulichen Maßnahmen weiterhin negativ auf den Wasserhaushalt wirken und zum anderen Auen mit biotopfermenden Gehölzen aufgeforstet werden. Es gilt die Reste noch vorhandener Auwälder zu schützen und einer Entwicklung von Auwäldern Vorschub zu leisten.

6.2 Betrachtung der Fließgewässer-Auen-Biozönose anhand ausgewählter Arten

Im Folgenden werden ausgewählte Arten der Fließgewässer-Auen-Biozönose vorgestellt,

die unterschiedliche Lebensraumansprüche (Tab. 19) und Ausbreitungsstrategien aufweisen und in ihrer Gesamtheit ein breites Spektrum an ökologischen Nischen nutzen. Dabei wird versucht, den Blickwinkel der jeweiligen Art einzunehmen und ihre spezifischen Ansprüche an einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund darzustellen. So stellen etwa einzelne Laufkäferarten Ansprüche an die Qualität von Strukturen (trockene Kiesbänke mit großem Interstitial, Lehm, Sand oder Totholzinseln) und besitzen oft Indikatorfunktion für die Qualität dieser Kleinstruktur, während für viele Vogelarten als wichtigster Faktor die Komplexität des Systems anzusehen ist (METZNER 2004).

Die 9 Pflanzen- (1 Wasser-, 2 Pionier-, 3 krautige Pflanzen, 3 Baumarten) und 42 Tierarten (darunter 5 Säugetiere, 5 Vögel, 3 Amphibien, 1 Reptil, 8 Fische, 3 Tagfalter-Arten, 1 Köcherfliege, 3 Laufkäfer, 3 Heuschrecken, 3 Libellen, 1 Eintagsfliege, 3 Krebse, 3 Weichtiere) stehen als Beispiel für die große Artenvielfalt, die für eine Auen-Biozönose typisch ist. Darunter sind auch 6 Neobiota (eingewanderte und/oder eingeschleppte Arten), die gut mit ausgebauten Gewässern zurechtkommen und zum Teil aufgrund ihrer Körpergröße oder ihrer Ausbreitungsgeschwindigkeit in Konkurrenz zu einheimischen Arten treten.

Die Arten werden in Steckbriefen (Abschn. 6.3 und 6.4) unter Angabe des Schutzstatus, Beschreibung ihres Lebensraums (Tab. 19), ihrer aktuellen Verbreitung und Art ihrer Ausbreitung und Fortpflanzung vorgestellt. Abschließend wird erläutert, welche Relevanz ein Fließgewässer-Biotopverbund

einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der jeweiligen Art hat. Eine Zusammenfassung der Daten bietet Tabelle 25.

6.2.1 Schutzstatus

Bei der Auswahl der Arten wurde besonderer Wert darauf gelegt, Arten mit unterschiedlichem Schutzstatus zu betrachten (Tab. 20).

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL)

In vielen Schutzgebieten, die im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (vgl. Abschn. 2.4.1) ausgewiesen wurden, sind Fließgewässer und Auen der Hauptbestandteil. Die FFH-Richtlinie enthält Bestimmungen zum Artenschutz und Anhänge mit den betroffenen Arten. In den Steckbriefen wird der jeweilige Schutzstatus genannt, soweit es sich um eine FFH-Art handelt (Anhänge s. Tab. 20). In der Europäischen Union wird eine EU-weite Bestandserhebung über den Zustand der biologischen Vielfalt erarbeitet. Der nationale Bericht Deutschlands über den Zustand von FFH-Arten und -Lebensräumen wurde im Dezember 2007 offiziell an die Europäische Kommission übermittelt (BMU 2007 b). Die Bewertung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen erfolgte dabei auf der Ebene der europäischen Naturräume oder biogeographischen Regionen (Abb. 42, Tab. 21).

Für jede der 91 Lebensraumtypen und 230 Arten wurde, differenziert nach den oben erwähnten biogeographischen Regionen, eine Einstufung nach dem so genannten "Ampelschema" erarbeitet (Kasten 4).

- „rot“: Erhaltungszustand wird als schlecht eingestuft;
- „gelb“: Erhaltungszustand wird als unzureichend bewertet;
- „grün“: Erhaltungszustand ist günstig;
- „unbekannt“: Erhaltungszustand nicht

Tab. 19: Lebensraumwahl der ausgewählten Tierarten.

Anzahl der Arten	Aquatischer Lebensraum	Amphibischer Lebensraum	Feuchte Standorte	Frische Standorte	Trockene Standorte
1					
5					
8					
2					
1					
3					
3					
4					
1					
13					
2					
4					
1					
3					

1 Das Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA) ist ein internationaler Vertrag, der 1996 als Ableger der Konvention der wild lebenden Tierarten (Bonner Konvention) geschlossen wurde. Mit Stand Juni 2006 sind 54 der 117 Anrainerstaaten in Afrika, Europa und Zentralasien beigetreten. Das Abkommen schützt 235 Wasservogelarten in einem Gebiet, das 40 % der Erdoberfläche abdeckt. AEWA-Mitgliedstaaten erklären sich damit einverstanden, Maßnahmen zum Schutz von wandernden und ihren Lebensräumen zu ergreifen. Im Allgemeinen betreffen diese Maßnahmen Arten- und Lebensraumschutz, Steuerung menschlicher Aktivitäten, Untersuchungen und Beobachtungen sowie zuletzt, aber nicht weniger bedeutsam, Erziehung und Information.

Tab. 20: Schutzstatus der ausgewählten Arten.

Ausgewählte Arten	Internationale Schutzkategorie	Definitionen
	FFH-RL	
15	Anh. II	Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.
10	Anh. IV	Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse.
5	Anh. V	Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können.
	VRL	
2	Anh. I	Besonders zu schützende Art oder Unterart.
	Anh. II	Arten, die aufgrund ihrer Populationsgröße, ihrer geographischen Verbreitung und ihrer Vermehrungsfähigkeit in der gesamten Gemeinschaft im Rahmen der einzelstaatlichen Rechtsvorschriften bejagt werden dürfen.
	CMS	
	Anh. I	Arten, die vom Aussterben bedroht sind und die des Schutzes aller Staaten bedürfen, innerhalb deren Grenzen sich Lebensräume der jeweiligen Art befinden. Schutzmaßnahmen sind z. B. die Erhaltung oder Wiederherstellung von Lebensräumen entlang der Wanderrouten.
4	Anh. II	Arten mit ungünstigem Erhaltungszustand, für deren Erhalt internationale Zusammenarbeit erforderlich ist. Die Vertragsstaaten sind aufgefordert, zu ihrem Schutz so genannte Regionalabkommen („Agreements“) zu schließen (z. B. EUROBATS für europäische Fledermäuse, AEWA für afrikanisch-eurasische Wasservögel).
3	+	Wasservogelart, auf die das Regionalabkommen AEWA (Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel) ¹ nach Annex 2 (Stand: Sept. 2002) anwendbar ist.
	WRRL	
25	BQK	Biologische Qualitätskomponente.
	Berner Konv.	
2	Anh. I	Streng geschützte Pflanzenarten, die nicht beschädigt oder der Natur entnommen werden dürfen.
13	Anh. II	Streng geschützte Tierarten, die weder gestört noch gefangen, getötet oder gehandelt werden dürfen.
10	Anh. III	Geschützte Tierarten, die jedoch eingeschränkt gefangen bzw. genutzt werden dürfen.
	Nationale Schutzkategorie	
	Rote Liste - D	
	0	Ausgestorben oder verschollen.
8	1	Vom Aussterben bedroht.
8	2	Stark gefährdet.
14	3	Gefährdet.
1	G	Gefährdung anzunehmen, Status unbekannt.
5	V	Arten der Vorwarnliste.
1	D	Daten defizitär.
	BNatSchG	
15	§§	Besonders streng geschützte heimische Tiere und Pflanzen gemäß § 10 Abs. 2 Nr. 10.
10	§	Streng geschützte heimische Tiere und Pflanzen gemäß § 10 Abs. 2 Nr. 11.
4	Nachhaltigkeitsindikator	
7	Zielart Biotopverbund	
6	Neobiota	

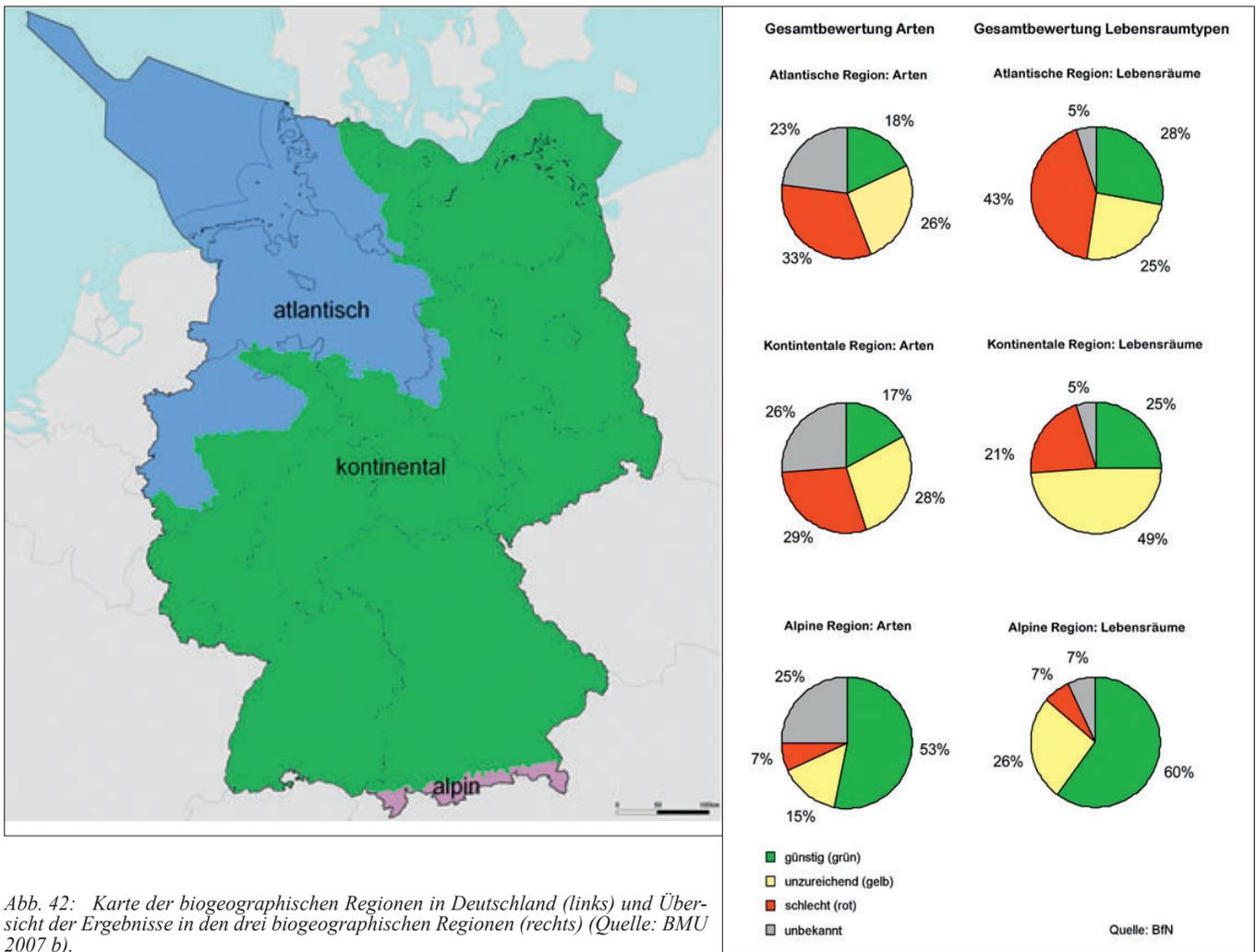


Abb. 42: Karte der biogeographischen Regionen in Deutschland (links) und Übersicht der Ergebnisse in den drei biogeographischen Regionen (rechts) (Quelle: BMU 2007 b).

bestimmbar, da Kenntnisse lückenhaft und ergänzungsbedürftig.

Vogelschutz-Richtlinie (VRL)

Schützenswerte Vogelarten wurden in der EU-Vogelschutzrichtlinie (vgl. Abschn. 2.4.1) zur Erhaltung der wildlebenden Vogelarten aufgelistet und werden daher nicht zusätzlich von der FFH-RL aufgeführt (Anhänge s. Tab. 20).

Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (CMS)

Das „Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten“ (vgl. Abschn. 2.4.1) erfasst wandernde Tierarten. Da dies vor allem Vögel betrifft, werden Angaben dazu nur in dieser Tiergruppe gemacht (Anhänge s. Tab. 20).

Kasten 4: Beispiel: Erhaltungszustand des Bibers, differenziert nach Biogeographischen Regionen (Quelle: BMU 2007 b).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Biogeographische Regionen		
		atlantisch	kontinental	alpin
Castor fiber	Biber	unzureichend	unzureichend	günstig

Der Biber ist in Deutschland in der Ausbreitung begriffen und hat in vielen Gebieten im Süden Deutschlands bereits einen günstigen Erhaltungszustand erreicht. Dementsprechend wird er in der alpinen Region bereits mit "grün" bewertet. In einigen Gegenden Deutschlands fehlt er jedoch noch ganz, so dass aufgrund dieser unzureichenden Verbreitung die Gesamtbewertung in der atlantischen und der kontinentalen Region nicht "grün" sondern "gelb" (unzureichend) ist.

Berner Konvention (Berliner Konv.)

Die Berner Konvention (vgl. Abschn. 2.4.1) regelt den Schutz von Arten unter anderem durch Entnahme- und Nutzungsbeschrän-

kungen sowie die Verpflichtung zum Schutz von Lebensräumen (Anhänge s. Tab. 20).

Rote Liste Deutschland (RL-D)

Rote Listen sind Verzeichnisse ausgestorbener, verschollener und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften sowie Biotoptypen und Biotopkomplexe in definierten Gebieten. Für die Rote Liste Deutschland (RL-D) wird die Gefährdung der Tier- und Pflanzenarten anhand der Bestandsgröße und der Bestandsentwicklung für Deutschland ermittelt. Regionale Un-

Tab. 21: Derzeitiger Erhaltungszustand der 20 in diesem Projekt beschriebenen FFH-Arten.

Biogeogr. Region	Erhaltungszustand	günstig	unzureichend	schlecht	unbekannt
atlantisch		2	8	7	1
kontinental		-	12	7	1
alpin		1	2	3	4

terschiede werden in den Roten Listen der einzelnen Bundesländer deutlich (BINOT et al. 1998, KORNECK et al. 1996, RIECKEN et al. 2006) (nähere Erläuterungen s. Tab. 20).

Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)

Zudem wurde eine Liste der nach dem Bundesnaturschutzgesetz in Deutschland streng geschützten heimischen Tiere und Pflanzen gemäß § 10 (2) BNatSchG (Nr. 10: besonders geschützte Arten und Nr. 11: streng geschützte Arten) zusammengestellt. Diese fasst die Arten zusammen, die unter das Washingtoner Artenschutzübereinkommen (398/97/EG) fallen oder in der FFH-RL und der VRL aufgeführt sind. Die Liste wird im Internet veröffentlicht (www.wisia.de/protect_taxlist_german.html, Stand Dezember 2005).

6.2.2 Zeiger-, Ziel- und Leitarten

Zeigerarten

Zeigerarten (Indikatoren) sind Tier- oder Pflanzenarten, deren Vorkommen bzw. Fehlen in einem Lebensraum bestimmte Standort- und Umweltbedingungen anzeigen wie etwa Feuchtigkeit, Licht, Wärme, pH-Wert, Nährstoffverhältnisse des Bodens sowie Wasser- oder Luftverschmutzung. Die Aussagekraft einer Zeigerart ist umso höher, je empfindlicher sie auf Veränderungen der äußeren Einflüsse reagiert. Durch die Nutzung von Indikatoren können aufwendige Messungen oder Untersuchungen, die in der Regel über deutlich längere Zeiträume durchgeführt werden müssten, eingespart werden.

Der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt (vgl. Abschn. 2.3) gibt Auskunft über den Zustand von Natur und Landschaft und deren Veränderungen insbesondere hinsichtlich der Auswirkungen der Flächennutzung. Da beispielsweise eine hohe Vogelartenvielfalt an eine reich gegliederte Landschaft gebunden ist, wird die Artenvielfalt indirekt über die Qualität der Lebensräume der Vögel abgebildet. In den Steckbriefen werden 4 Vogelarten vorgestellt, die zum Nachhaltigkeitsindikator des Lebensraums „Binnengewässer“ gehören.

Für die Auendynamik werden Indikator-Tierartengruppen herausgestellt, die als charakteristische Artengruppen der Auen für eine bundesweite faunistische Zustandsbewertung von Auen geeignet sind (KOENZEN 2005). Beurteilt wird, ob die Arten der Gruppe unterschiedliche Habitate und/ oder Strukturen nutzen (Formen- und

Tab. 22: Indikatorwerte für die vorgestellten Tierarten (nach KOENZEN 2005).

Beurteilung für	1 sehr gut geeignet/ sehr gut	2 gut geeignet/ gut	3 weniger geeignet/ lückenhaft
Formen und Habitatvielfalt	21	16	2
Wasserhaushalt	28	9	2
Auendynamik	18	15	6
Bundesweite Datenlage	31	4	4

Habitatvielfalt), in der Gruppe Zeigerarten für naturnahe hydrologische Verhältnisse in der Aue sind (Wasserhaushalt) oder die Gruppe Arten aufweist, die auf Pionierstandorte (Rohböden, Schlammflächen, Uferabbrüche, Totholz, etc.) angewiesen sind. Zudem wird dargestellt, ob die Artengruppe zur Einschätzung der bundesweiten Datenlage geeignet ist.

Werden den in diesem Projekt ausgewählten Tierarten die Indikatorwerte zugeordnet, wird deutlich, dass die meisten Arten unterschiedliche Strukturen und Habitate nutzen, naturnahe hydrologische Verhältnisse in der Aue anzeigen und auf eine dynamische Aue angewiesen sind. Zudem eignen sich einige zur Einschätzung der bundesweiten Datenlage (Tab. 22).

Zielarten

Zielarten sind Tier- oder Pflanzenarten, die sich zur Ableitung von konkreten Naturschutzmaßnahmen für die von ihnen besiedelten Lebensräume und zur nachfolgenden Kontrolle der Wirksamkeit dieser Maßnahmen eignen. Sie können, müssen aber nicht gleichzeitig Leitarten sein. Im Idealfall profitieren viele andere Arten von den auf die Zielarten ausgerichteten Naturschutzmaßnahmen, da sie ähnliche Lebensraumansprüche haben. Die Populationsentwicklung von Zielarten soll im Rahmen eines Monitorings verfolgt und dies mit den umgesetzten Maßnahmen in Beziehung gesetzt werden (Effizienzkontrolle). Häufig werden als Zielarten auch attraktive,

meist größere Tierarten ausgewählt, die sich aufgrund ihrer Popularität gleichzeitig als „Flaggschiff-Arten“ für eine Akzeptanzverbesserung für Naturschutzmaßnahmen in der Öffentlichkeit eignen. Unter den ausgewählten Tierarten sind Sieben bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund, die in besonderer Weise auf die Wiederherstellung von räumlichen oder funktionalen Beziehungen in der Landschaft angewiesen sind. Aufgrund des ausgeprägten Raumanspruchs, der komplexen Lebensraumansprüche und der dadurch bedingten regelmäßigen Wanderbewegungen werden Wirbeltiere bei der Auswahl von bundesweit bedeutsamen Zielarten für den Biotopverbund vorrangig berücksichtigt (ULLRICH et al. 2004).

Leitarten

Leitarten sind Tier- oder Pflanzenarten, die eng an einen Biotoptyp gebunden sind und dort regelmäßig in mehr oder weniger großen Individuenzahlen auftreten und damit stellvertretend für die charakteristische Artengemeinschaft des Biotoptyps stehen. 7 der ausgewählten Pflanzenarten sind Kenn- oder Charakterarten von Pflanzengesellschaften, die typisch für einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund sind (Tab. 23).

6.2.3 Populationsbiologische Parameter

Ausbreitung und Verbreitung

Die Auen-Biozönosen sind durch eine hohe Dynamik bei den Pflanzen- und Tierlebensgemeinschaften geprägt, die auch auf unter-

Tab. 23: Ausgewählte Kenn- oder Charakterarten von Pflanzengesellschaften, die typisch für einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund sind.

Art	Kennart für
Flutender Hahnenfuß	Fluthahnenfuß-Fließwassergesellschaft
Schwanenblume	Schwanenblumen-Röhricht (niedrigwüchsig)
Kriechender Sellerie	Fingerkraut-Quecken-Flutrasen (Pionierflur)
Schlammiling	Schlammiling-Gesellschaft (schlickhaltige Ufer)
Bruch-Weide	Bruchweiden-Gesellschaft
Sumpfungelwurz	Erlen-Edellaub-Hartholzauenwälder
Flatterulme	Erlen-Edellaub-Hartholzauenwälder

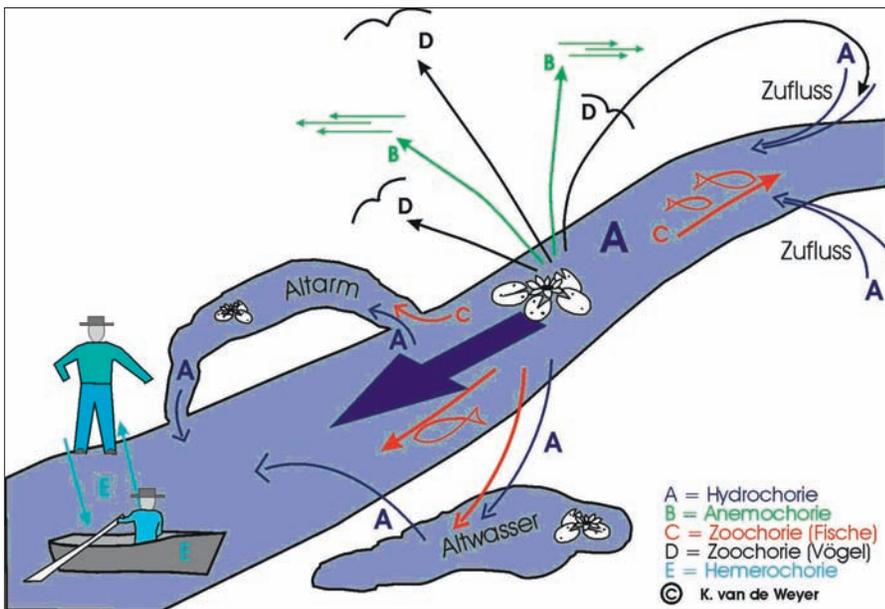


Abb. 43: Ausbreitungsmechanismen von Pflanzen am und im Fließgewässer (VAN DE WEYER 2008).

schiedlichen Ausbreitungsmechanismen der Pflanzen- und Tierarten beruht (Tab. 24). Die Ausbreitung und Verbreitung einer Art lässt Rückschlüsse auf ihr Ausbreitungspotenzial zu. Die Ausbreitung beschreibt qualitative und quantitative räumliche Veränderungen einer Art.

Diese wird durch verschiedene Schlüsselfaktoren bestimmt und gehört zur realisierten ökologischen Nische. Die Ausbreitung findet bei den Pflanzen meist über die Samen

oder lebensfähige Pflanzenteile (vegetative Vermehrung) statt (Abb. 43).

Tiere wandern entweder aktiv als erwachsene (adulte) oder heranwachsende (juvenile) Tiere oder werden z. B. im Larval-Stadium verdriftet (Abb. 44). In den Fließgewässern kommt dabei dem Totholz als Treibgut und Genist (Getreibsel) vor allem während Hochwasserereignissen eine hohe Bedeutung zu, etwa als Floß für Laufkäfer, aber auch für Amphibien, Insekten, Schnecken, Spinnen

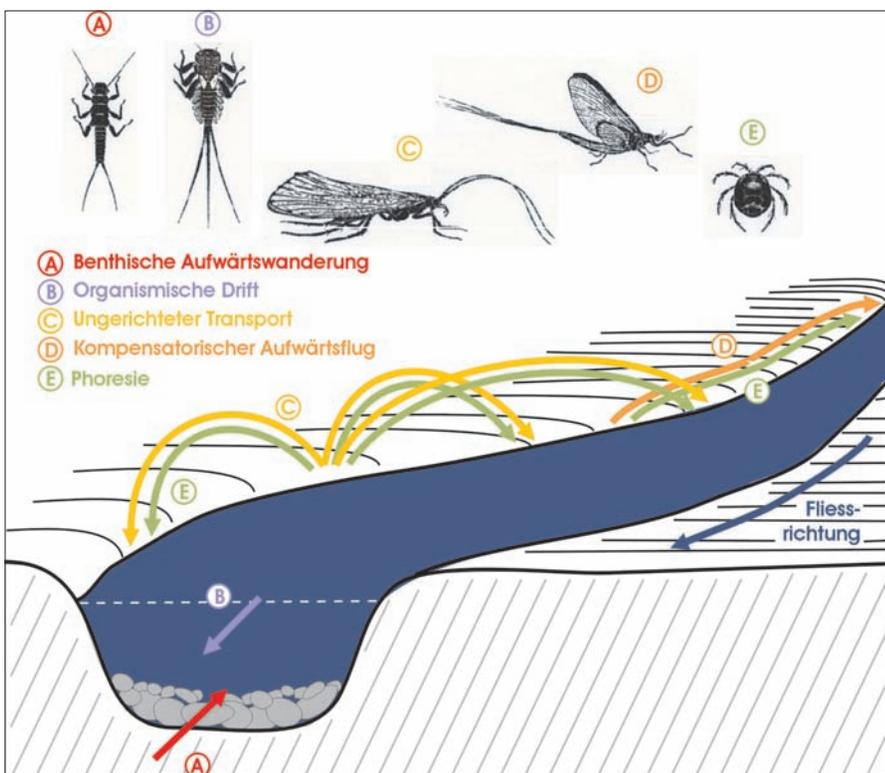


Abb. 44: Ausbreitungsmechanismen von Organismen des Makrozoobenthos in Fließgewässern (nach CASPERS, 1986, geändert).

und viele andere Tiergruppen sowie Diasporen von Pflanzen (GERKEN et al. 1998).

Im Weiteren wird für die Beschreibung der Ausbreitungsmechanismen für Pflanzen und Tiere die gleiche Terminologie verwendet (Tab. 24).

Viele Pflanzen breiten sich sowohl durch Samen generativ als auch über austriebfähige Pflanzenteile vegetativ aus. Sie nutzen meist mehrere Ausbreitungsmechanismen. 2 Arten in diesem Projekt nutzen vier Mechanismen, 13 Arten zwei unterschiedliche Ausbreitungswege. 8 Pflanzenarten nutzen den Wasserstrom und können sich auf diesem Weg über 10 km weit ausbreiten.

Von den 42 Tierarten nutzen dagegen nur 8 Arten mehr als einen Ausbreitungsmechanismus. Der häufigste Ausbreitungsmechanismus ist die Dispersionswanderung von 23 Arten, durch Totholz 3 Arten, durch Tiere 4 Arten, durch den Menschen 4 Arten, durch Totholz jeweils 3 Arten.

Betrachtet wurden zudem 4 Zugvögel und zwei anadrome Fischarten, die zum Laichen vom Meer aus die Fließgewässer hochziehen und dabei Strecken von über 100 km zurücklegen. Vier weitere Tierarten können sich über 10 km weit ausbreiten (Fernausbreitung), 20 Arten zwischen 100 m und 10 km (Mittlere Ausbreitung) und 2 Arten unter 100 m (Nahausbreitung). 28 der ausgewählten Arten sind in ganz Deutschland und 19 Arten regional verbreitet.

Im Rückgang befindlich sind 9 Arten, davon 3 nur regional verbreitete, während 10 Arten in Ausbreitung sind, davon 7 ursprünglich regional verbreitete. Drei der 6 Neobiota sind aktuell in Ausbreitung begriffen (Drüsiges Springkraut, Grundeln, Kamberkrebs).

Fortpflanzungsstrategie

Eine Fließgewässer-Auen-Biozönose ist durch eine starke Dynamik gekennzeichnet, auf die sich die Tier- und Pflanzenarten unterschiedlich angepasst haben.

In der Populationsdynamik und -ökologie werden bei Besiedelung eines Biotops zwei grundlegende Fortpflanzungsstrategien unterschieden, die r-Strategie und die K-Strategie (MACARTHUR & WILSON 1967), um die begrenzten Ressourcen an Energie und Stoffen einer Generation für die nächste Generation verfügbar zu machen. r-Strategen sind Arten, die bei der Vermehrung auf eine hohe Reproduktionsrate (r) setzen, während K-Strategen sich an der Kapazitätsgrenze (K)

Tab. 24: Ausbreitungsmechanismen von Pflanzen und Tieren.

Ausbreitungsmechanismus	Beispiele	Ausbreitungsdistanz
Hydrochorie (Hy): (passive Ausbreitung durch Wasser)		
Schwimmausbreitung	Flutender Hahnenfuß, Weide	Fernausbreitung (F) > 10 km
Drift durch Strömung von Fließgewässern	Fische, Lurche, Insektenlarven	
auf Totholz (Th):	Insekten, Lurche, Diasporen	
Anemochorie (An): (passive Ausbreitung durch Wind)		
als Flieger	Weide, Esche, Birke	Fernausbreitung (F) > 10 km
als Bodenroller		
im Flug	Insekten	
Zoochorie (Zo): (Ausbreitung durch Tiere)		
Anhaftung am Fell oder Gefieder	Fisch-, Lurchlaich, Pfl.-samen	Mittlere Ausbreitung (M) 0,1 – 10 km
Passage durch Verdauungstrakt	Schuppenschwanz	
Phoresie ¹	Muschel-Glochidien in Fischen	
Hemerochorie (He) (Ausbreitung durch den Menschen)		
Saatgut u.a	Sumpf-Engelwurz	Fernausbreitung (F) > 10 km
unbeabsichtigter Transport durch Schiffe etc.	Grundeln	
beabsichtigtes Einbringen von Nutztieren	Bisam	
Aussetzen aus Tierhaltung	Ochsenfrosch, Wollhandkrabbe	
Garten-, „flüchtling“	Drüsiges Springkraut, Wasserpest	
Autochorie (Au)		
(aktive Selbstausbreitung von Pflanzen)		Nahausbreitung (N) < 0,1 km
Absenker	Weide	
eigene Bewegung der Diasporen z. B Schleudermechanismus	Springkraut	
Aktive Wanderung von Tieren		
Aufwärtswanderung (AW)	Fische, Makrozoobenthos	Fernausbreitung (F) > 10 km bis Nahausbreitung (N) < 0,1 km
Abwärtswanderung (AbW)	Fische	
Dispersionswanderung (DW)	Biber, Eisvogel, Kreuzkröte	
Interstitialwanderung im Spritzwasserbereich (IW)	Makrozoobenthos	
Kompensationsflug (KW)	Eintagsfliegen, Köcherfliegen	
Laichwanderung (LW)	Fische, Lurche	
Winterzug (Wz)	Vögel	

des Lebensraumes orientieren und für eine geringere Zahl von Nachkommen mit dafür höheren Überlebenschancen sorgen. Absolute Ausprägungen einer der beiden Strategien sind seltener als fließende Übergänge, die sich in Beziehungsgeflechten unterschiedlicher Arten bilden. Die Fortpflanzung in der Lebensgemeinschaft der Fließgewässer und ihrer Auen ist durch die r-Strategie gekennzeichnet, da diese zu den wechselnden Bedingungen des Lebensraumes passt.

Typische r-Strategen haben eine rasche Individualentwicklung, geringe Körpergröße, ein kleines Gehirn und eine kurze Lebensspanne bei hoher Vermehrungsrate mit geringer elterlicher Fürsorge. Die Populationsgröße ist extrem schwankend, auch mit starken Einbrüchen und häufig extremer Nachkommensterblichkeit, die nicht von der Populationsdichte abhängig ist. Sie nutzen alle Möglichkeiten der Neu-

oder Wiederbesiedlung von Habitaten durch räumliche Ausbreitung („opportunistische Habitatnutzung“).

Typische K-Strategen haben eine langsame Individualentwicklung, hohe Körpergröße, ein großes Gehirn, eine lange Lebensspanne bei geringer Vermehrungsrate mit ausgeprägter elterlicher Brutpflege. Die Populationsgröße ist relativ konstant, an der Grenze der Kapazität des Lebensraumes mit relativ stabilen Sterberaten, die abhängig von der Populationsdichte ist. Sie leben zumeist in älteren, gesättigten Habitaten und eine Erschließung neuer Habitats ist kaum möglich („konsistente Habitatnutzung“).

Alle Pflanzen sind r-Strategen. Von den ausgewählten Tierarten verfolgt der größte Teil als Anpassung an den sich ständig ändernden Lebensraum die r-Strategie (34 Arten) und nur 8 Arten die K-Strategie. Biber, Fischotter

und Bisam aber auch Grundeln (Neozoa) sind von ihrer elterlichen Fürsorge her K-Strategen, verhalten sich allerdings in ihrer Ausbreitung wie r-Strategen.

Eine Planung unter den Aspekten Biotopverbund, Strahlwirkung und Wiederbesiedlung sollte das Phänomen der r-Strategie einbeziehen. Neu zu entwickelnde Lebensräume können von r-Strategen erfolgreich besiedelt werden, wenn eine Quellpopulation in erreichbarer Entfernung liegt. Auch wird solch eine Lebensgemeinschaft auf sich ändernden Umweltbedingungen (z. B. Klima) hochvariabel reagieren. K-Strategen, zu

¹ Die vorübergehende Nutzung eines anderen Tieres als Transportmittel. Lockeres, temporäres Zusammenleben zweier artverschiedener Organismen, wobei der Gast (Phoret) sich zum Zwecke des Ortswechsels vom Wirt (Phoret) transportieren lässt, ohne ihn zu schädigen.

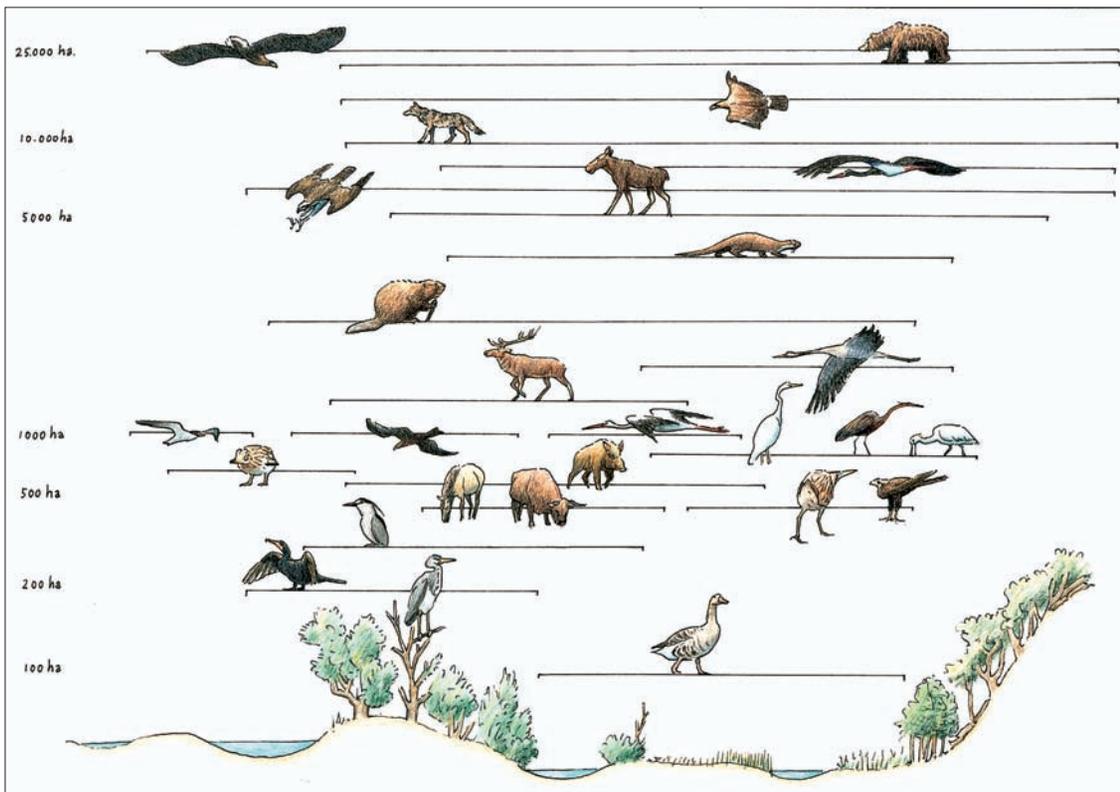


Abb. 45: Flächenbedarffür kleinste lebensfähige Populationen (Minimal Viable Population – MVP) von Tierarten am Ende der Nahrungskette nahrungsreicher Flussauen. (Zeichnung: Jeroen Helmer: Land der lebendigen Flüsse – Die Auenlandschaft De Gelderse Poort).

denen viele Indikatoren für den guten ökologischen Zustand zählen, werden generell längere Zeiträume für die Wiederansiedlung benötigen.

Größe lebensfähiger Populationen und ihr Raumanspruch

Fließgewässer und ihre Auen werden von einigen Arten vor allem nach Hochwasserereignissen wieder neu besiedelt, so dass in diesen Lebensräumen die Ausbreitungsfähigkeit eine große Rolle spielt. Daher ist die Kenntnis über die Größe und Dichte lebensfähiger Populationen oder Teilpopulationen und der dafür benötigten Flächengröße wichtig für die Vernetzung von Kernhabitaten und Strahlursprüngen. Tiere und Pflanzen benötigen unterschiedliche Flächengrößen, um Reviere oder lebensfähige Populationen (Minimal Viable Population – MVP) ausbilden zu können. Dieser Bedarf ist sehr unterschiedlich. So benötigt der Urzeitkrebs *Lepidurus apus* lediglich eine kleine Pfütze, damit sich aus einer Zyste eine Population bilden kann. Auf der Strecke von einem Kilometer können 800 Helm-Azurjungfern (Libellen) vorkommen, wohingegen der Fischotter als Einzelgänger 40 km Uferlänge und eine lebensfähige Fischotterpopulation 4.000 ha benötigen (Abb. 45). Allerdings sind in der Literatur kaum Angaben zum Flächenbedarf zu finden, so dass nicht für alle Tiere Angaben dazu

gemacht werden können. Die Populationsdichten der unterschiedlichen Arten reichen von weniger als 10 Individuen pro km Flusslänge oder 10 km² Fläche bis zu mehr als 100 Individuen, die Populationsgröße von weniger als 10 Individuen bis mehr als 1000 Tieren. Wanderfische wie der Lachs oder der Maifisch benötigen bis zu 800 km durchgängige Fließgewässer, der Rapfen 200 km. Vier Tierarten präferieren 1 bis 10 km Uferstrecke entlang der Fließgewässer als Lebensraum, 2 Arten leben auf weniger als 1 km und 3 Arten auf mehr als 10 km. 10 Tierarten kommen mit einer Fläche von weniger als 1 km² zurecht, während 3 Arten bis zu 10 km² und 3 weitere über 10 km² benötigen.

Für Arten mit hoher Mobilität kann die Fragmentierung weniger problematisch sein, da Teilpopulationen in einem Gebiet untereinander im Sinne einer Metapopulation im Austausch stehen, die allerdings auch eine Mindestflächengröße benötigen. Die Struktur der dazwischen liegenden verbauten Landschaftsteile spielt bei flugfähigen Tieren eine untergeordnete Rolle. Dagegen ist das Überleben in einer fragmentierten Landschaft für flugunfähige Tiere mit geringer Mobilität nur möglich, wenn die einzelnen Teilflächen durch geeignete Trittsteine oder Korridore miteinander in Verbindung stehen (BAHL et al. 1999). Im Fließgewässer-Auen-

Lebensraum bieten sich Uferstreifen zur Vernetzung der terrestrischen Kernhabitate im Entwicklungskorridor an. Zudem geben sie einer eigendynamischen Entwicklung des Fließgewässers Raum, so dass sich auch im Fließgewässer Trittsteine ausbilden können. Unter den ausgewählten Arten sind 34, die von einem Uferstreifen profitieren würden, 15 Arten brauchen keinen linearen Korridor. 10 Arten kommen mit einem 5 m breiten Uferstreifen aus, 13 Arten benötigen eine Breite von 10 m und 11 Arten eine Breite von 20 m. Mit dem Gewässerausbau und der Nutzungsintensivierung der Auenlebensräume ist der Verlust der Strukturvielfalt verbunden, also das Nebeneinander unterschiedlicher Sohl- und Ufersubstrate, Sukzessionsstadien der Vegetation oder Angleichen der Gewässerkante, um nur einige zu nennen. Zur Habitatausstattung von 42 der ausgewählten Arten gehört die Strukturvielfalt, da sie die Voraussetzung für die vollständige Ausprägung ihrer ökologischen Nische ist. Dabei sind 27 Tierarten auf typische Landpflanzen, 10 Arten auf Wasserpflanzen und 6 Arten auf Land- und Wasserpflanzen angewiesen. Nur 4 Tierarten benötigen keine Strukturvielfalt, darunter die in Ausbreitung befindlichen Neobiota Grundel, Körbchenmuschel und Kamberkrebs. Nicht alle Pflanzenarten benötigen die Strukturvielfalt, vielmehr bedingen sie diese selbst durch ihren Bewuchs.

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	FFH-RL/VRL	at	ko	al	WRRL / CMS	Berner Konvention	Rote Liste D	BNatSchG/ Neobiota	Nachhaltigkeitsindikator für Artenvielfalt	Zielart für Biotopverbund	Indikator für Auendynamik (nach KOENZEN)				Lebensraum					Verbreitung aktuell	Ausbreitung		Fortpflanzung	Population	Raumanspruch	Ansprüche		
												Form/Habitatvielf.	Wasserhaushalt	Auendynamik	Bundesw. Datenlage	aquatisch	amphibisch	feucht	frisch	trocken		Distanz [km]	Mechanismus				Strategie	Größe [Ind.] / Dichte [Ind./Fläche]	Flusslänge [km] / Fläche [km²]
Europäischer Hecht	<i>Esox lucius</i>					✓	III	3					2	1	1	1	1	gD	?	DW	r	1	?	?	5	✓	WL		
Grundeln	Gobiidae					✓		(III)	N				2	1	1	1	1	SW iA	>10	He,Hy	r->K	?	?	-	-	-	-		
Maisfisch	<i>Alosa alosa</i>			II,V		✓	III	1		✓			2	1	1	1	1	-	>10³	LW	r	>10.000	L 800	-	✓	-			
Rapfen, Schied	<i>Aspius aspius</i>			II,V		✓	III	3					2	1	1	1	1	O iA	200	AbW	r	?	L 200	-	✓	W			
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>			II		✓	III	2					2	1	1	1	1	NW	0,01	DW	r	0,025/m²	?	20	✓	W			
6.4.5 Tagfalter																													
Eschen-Schreckenflügel	<i>Euphydryas maturna</i>			II,IV			II	1	§§				1	2	3	1		SO	>>1	DW	r	?	?	-	✓	L			
Großer Feuerfalter	<i>Lycæna dispar</i>			II,IV			II	2	§§				1	2	3	1		NO,SW	>>1	DW	r	100/km²	F 0,7	-	✓	L			
Kleiner Schillerfalter	<i>Apatura ilia</i>							3	§§				1	2	3	1		S	<1	DW	r	?	?	-	✓	L			
6.4.6 Köcherfliegen																													
Köcherfliege	<i>Lepidostoma basalis</i>					✓		?					1	2	3	2		gD	>10	KF,Th	r	60-500	?	10	✓	WL			
6.4.7 Laufkäfer																													
Blaugrüner Punkt-Ahnläufer	<i>Bembidion decorum</i>							3					1	1	1	1		gD	>1	DW	r	?	?	5	✓	-			
Grüngestreifer Grundkäfer	<i>Omophron limbatum</i>							V					1	1	1	1		gD	<1	DW	r	?	?	5	✓	-			
Vierpunkt-Krallemläufer	<i>Lionychos quadrillum</i>							V					1	1	1	1		S	>1	DW	r	?	?	20	✓	-			
6.4.8 Heuschrecken																													
Blaufügelige Sandschrecke	<i>Sphingonotus caeruleus</i>							2	§				2	2	2	1		gD	>0,1	DW,Hy	r	0,03/m²	F> 10	-	-	-			
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>							3					2	2	2	1		N	10	Th,Zo,He	r	?	F 0,01	10	✓	L			
Sumpfschrecke	<i>Stethophyma grossum</i>							2					2	2	2	1		gD	>1	DW	r	0,6/m²	F 0,02	20	✓	L			
6.4.9 Libellen																													
Asiatische Keiljungfer	<i>Gomphus flavipes</i>			IV		✓	II	G	§§				1	1	1	1		O iA	25	DW	r	?	F 5	10	✓	L			
Gebänderte Prachtlibelle	<i>Calopteryx splendens</i>					✓		V	§				1	1	1	1		gD	5	DW	r	700/km	?	10	✓	WL			
Helm-Azurjungfer	<i>Coenagrion mercuriale</i>			II		✓	II	1	§§	✓			1	1	1	1		SO	3	DW	r	800/km	?	20	✓	WL			
6.4.10 Eintagsfliegen																													
Uferaas (Eintagsfliege)	<i>Ephoron virgo</i>					✓		3					3	2	3	2		gD iA	1-20	KF,An	r	100-5000/m²	F 10 ⁻⁶	10	?	?			
6.4.11 Krebse																													
Edelkrebs	<i>Astacus astacus</i>			V		✓		1	§§				2	1	2	3		S,N iR	0,01	-	K	3.500/km	F 0,3	10	✓	WL			
Kamberkrebs	<i>Oreoneutes limosus</i>					✓			N				2	1	2	3		gD iA	>10	He,DW	r	70.000/km	?	-	-	-			
Schuppenschwanz	<i>Lepidurus apus</i>					✓		2	§				2	1	2	3		O	<10	Zo	r	1	k.A.	-	✓	L			
6.4.12 Weichtiere																													
Bauchige Windelschnecke	<i>Verrugo moulinsiana</i>			II		✓		2					1	1	1	1		NO,S	>10	Th,Zo	r	?	F 10 ⁻³	20	✓	L			
Gemeine Flussmuschel	<i>Unio crassus</i>			II,IV		✓		1	§§				1	1	1	1		NO,S iR	>1	Zo	r	<100/m²	F >1	10	✓	-			
Körbchenmuschel	<i>Corbicula fluminea</i>					✓			N				1	1	1	1		W iA	>10	He,Hy	r	500/m²	?	-	-	-			

Erläuterungen zu Tab. 23 und Tabellen in den folgenden Steckbriefen:

- FFH-RL: Biogeographische Regionen: at = atlantisch, ko = kontinental, al = alpin; Erhaltungszustand: „rot“ = schlecht, „gelb“ = unzureichend, „grün“ = günstig, „grau“ = unbekannt;
- BNatSchG: § = besonders geschützt nach BNatSchG §10 Abs. 2 Nr. 10, §§ = streng geschützt nach BNatSchG §10 Abs. 2 Nr. 11, N = Neubürger (Neobiota);
- Auenindikator nach Koenzen: 1 = sehr gut geeignet/ sehr gut, 2 = gut geeignet/ gut und 3 = weniger geeignet/ lückenhaft;
- BP = Brutpaar
- Verbreitung: gD = ganz Deutschland, iA = in Ausbreitung, iR = im Rückgang;
- Ausbreitung: AbW = Abwärtswanderung, An = Windausbreitung, DW = Dispersionswanderung, He = Hemerochorie; Hy = Hydrochorie, KF = Kompensationsflug; LW = Laichwanderung; Th = Ausbreitung durch Totholz oder Spülgelast, Wz = Winterzugvogel, Zo = Zoochorie;
- Fortpflanzung: K = K-Strategie, r = r-Strategie;
- Flächenbedarf: L = Strecke entlang Fließgewässer, F = Fläche pro überlebende Population;
- Typische Vegetation: L = Landpflanzen und Pflanzenteile über der Wasserlinie, W = Wasservegetation.

6.3 Steckbriefe ausgewählter Pflanzenarten

Bruchweide, Knackweide, *Salix fragilis* L.

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Weidenartige (Salicales)

Familie: Weidengewächse (Salicaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

2 Lebensraum

Die Bruchweide gedeiht an Standorten, die sowohl im Winter und im Gegensatz zur Schwarzerle auch während der Sommerhochwasser unter Wasser stehen. Hier wird sie bis zu 25 m hoch und bildet schon früh eine breite, gewölbte Krone aus. Die Bruchweide steht zerstreut im Weidengebüsch an Bächen und Ufern, in Erlengalerien und an Gräben. Sie ist im Hainmieren-Erlen-Auenwald (Verband: Alno-Ulmion; Assoziation: Stellario-Alnetum glutinosae) und in Silberweidengehölzen (Verband: Salicion albae), für die die Art besonders charakteristisch ist, zu finden. Für das Salicetum fragilis, das gemäß FFH-RL geschützt ist, gilt die Bruchweide ebenfalls als Charakterart. Wuchsorte der Weidenart sind sickernasse, zeitweise überschwemmte, nährstoffreiche, meist kalkarme Kies-, Sand- oder Lehmböden und Rohauböden, die durch ihre weitreichenden Flachwurzeln gefestigt werden. Hier stehen oft Gruppen von Bruchweiden des gleichen Geschlechts, die nach Bewurzelung der abgebrochenen Zweige eines umgestürzten Baumes entstanden sind. Nach den ökologischen Zeigerwerten (ELLENBERG et al. 2001) ist die Art als ozeanische Halbschattenpflanze mäßig warmer, mäßig nährstoffreicher, feuchter bis nasser Überschwemmungs-Standorte eingestuft. Sie erträgt weder Salz- noch Schwermetall-Einfluss.

3 Verbreitung

Die Bruchweide ist in ganz Europa von der warmgemäßigen-subtropischen bis zur

kühlgemäßigten Klimazone verbreitet und gedeiht im Flachland bis ins Hügelland. Ihr Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als europäische und asiatische Laubwaldregion (eurasiatisch) beschrieben. Die Art kommt in ganz Deutschland vor und ihr Bestand wird als ungefährdet betrachtet.

Hier sei nur kurz angemerkt, dass Weidenarten zur Bastardierung neigen. Infolgedessen sind reine *Salix fragilis*-Bestände selten geworden und prinzipiell eher in höheren Lagen zu finden. Häufig handelt es sich bei den als *S. fragilis* angesprochenen Bäumen um den Bastard mit *Salix alba*, der *Salix rubens* (*S. fragilis* x *alba*) genannt wird.

4 Ausbreitung

Die Bestäubung der getrennt geschlechtlichen Bruchweiden-Blüten übernehmen ab Februar/März v. a. Insekten und der Wind. Der Wind verbreitet zudem die Samen über mehrere hundert Meter bis zu Kilometern. Auf die vegetative Art ihrer Ausbreitung weisen die deutschen und botanischen Namen hin: ihre dünnen Zweige brechen an der Basis mit einem glatten Bruch und hörbarem Knacken leicht ab. Durch Hochwasser werden solche Zweige häufig abgerissen und treiben Wurzeln aus, wenn sie andernorts ans Ufer geschwemmt werden. Die Bruchweide gilt wie viele Baumarten als Konkurrenzstrategin, d. h. sie hat einen geringen bis mittleren Biomassezuwachs bei hoher Konkurrenzkraft, so dass sie sich bei stabilen Umweltbedingungen langfristig durchsetzen kann.



Bruchweide (*W. Konold*)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Bruchweide ist ein essenzieller Bestandteil eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds, da sie durch ihr festes Wurzelwerk die Geländeform stabilisiert. Diesem Umstand und der Ausschlags- und Bewurzelungsfähigkeit ihrer Zweige verdankt sie ihre häufige Verwendung bei Maßnahmen der naturnahen Gewässerunterhaltung zur Uferbefestigung.

Sie übernimmt in der Biozönose der Weichholzaue wichtige Funktionen, etwa als Futterpflanze oder Deckung. Auch zeigt sie eine Präferenz für vom Menschen nur wenig beeinflusste Standorte, die in einem Biotopverbund wieder vermehrt zur Verfügung stehen würden.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/druck.xsql?suchnr=5168&sipnr=5168&>). Stand 20.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

Drüsiges Springkraut, *Impatiens glandulifera* (ROYLE)

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Storchschnabelartige (Geraniales)

Familie: Springkrautgewächse (Balsaminaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

Anmerkung: eingebürgerter Neophyt oder Agriophyt¹

2 Lebensraum

Das Drüsige Springkraut wächst an voll besonnten bis halbschattigen Standorten, wird 50-200 cm hoch und wurzelt vor allem auf feuchten bis nassen Böden recht flach (bis maximal 10 cm tief) mit wenig Wurzelmasse. Es kommt in dicht geschlossenen Uferstaudengesellschaften, Feuchtwiesen, an Grabenrändern, in lichten bis halbschattigen Auenwäldern und Forsten vor; vereinzelt auch ruderal im Siedlungsbereich, in Straßengraben und an Waldwegen. Mit Schwerpunkt vorkommen in nährstoffreichen und ausdauernden Uferstauden- und Saumgesellschaften nasser Standorte (Ordnung: Convolvuletalia) und in nährstoffreichen Staudenfluren, Saum- und Verlichtungsgesellschaften frischer und feuchter Standorte (Ordnung: Glechometalia hederaceae) wächst es doch vor allem in Weiden-Auen-Gebüsch (Verband: Salicion albae) und -Wäldern und an Ufern der Tieflagen. Das Drüsige Springkraut bevorzugt dort feuchte oder nasse, nährstoffreiche, mild-humose, sandige oder reine Lehm- und Tonböden an luftfeuchten Standorten. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) charakterisieren das Drüsige Springkraut als ozeanische Halbschattenpflanze der nährstoffreichen, warmen und feuchten bis nassen Überschwemmungs-Standorte. Die Einjährige Pflanze erträgt weder Salz- noch Schwermetall-Einfluss. Auch in Städten kann sich die Art stark ausbreiten.

3 Verbreitung

Das Hauptareal des Drüsigen Springkrauts ist der westliche Himalaja von Nord-Pakistan über Kaschmir bis Indien, evtl. Nepal. Dort kommt es zwischen 1600 bis 4300 m Höhe vor und wächst in feuchten Nadelwäldern, Lichtungen, Straßengraben und Ackerrändern. An Bachläufen ist es selten, an Flüssen ist es im Himalaja noch nicht beobachtet worden.

Als Gartenpflanze wurde das Drüsige Springkraut 1839 erst in England und von dort aus in viele europäische Gärten ausgesät. Zur Ausbreitung haben vor allem

Imker beigetragen, die die Art vielfach als Bienentrachtpflanze ausgebracht haben. In England wurden die ersten wild wachsenden Pflanzen schon 1855 gefunden. In der Schweiz gab es bereits 1904 Berichte über Verwilderungen, von dort erfolgte wohl die Besiedlung rheinabwärts nach Baden-Württemberg, wo es in den 1920er Jahren schon stellenweise häufig war. Kurz danach begann auch die Besiedlung außerhalb des Rheintals, besonders nach Aussaat durch Imker. Heute ist es in ganz Europa in der warmgemäßigten bis subtropischen Klimazone im Flach- und Hügelland (1.000 m) verbreitet, das neue Areal erstreckt sich von Skandinavien bis Frankreich, Süditalien und Kroatien; im eigentlichen Mittelmeergebiet fehlt die Art. Das Drüsige Springkraut ist in Deutschland verbreitet und häufig. Die Ausbreitung an noch nicht besiedelte Wuchsorte hält weiterhin an. In den Alpen hat es z. B. noch nicht seine Höhengrenze erreicht. Im Rahmen einer weltweiten Klimaveränderung erscheint eine weitere Ausbreitung wahrscheinlich, da die Art auf Temperaturerhöhung und möglicherweise auf Zunahme des CO₂-Gehalts der Atmosphäre positiv reagiert. Die Naturschutzprobleme durch die Art (Verdrängung der einheimischen Flora und Destabilisierung der Ufer) werden momentan als gering angesehen (vgl. LOHMEYER & SUKOPP 1992). Es wird aber für möglich gehalten, dass diese als Folge einer weiteren Ausbreitung zunehmen können. In den europäischen Ländern wird das Drüsige Springkraut unterschiedlich bewertet, als Problemart z. B. in der Schweiz oder in Österreich angesehen.

4 Ausbreitung

Das Drüsige Springkraut ist eine zarte Schatten- und Halbschattenpflanze sumpfiger Standorte. Als Anpassung an den Lebensraum weist die Art luftgefüllte Räume in den unterirdischen Organen auf. Die Samen der einjährigen Pflanzen überwintern. Meist wächst die Art in größeren Gruppen und beherrscht dann das Gesamtbild. Die Bestäubung der Blüten, die stark zuckerhaltigen Nektar enthalten, erfolgt im Hochsommer



Drüsiges Springkraut (P. Pretscher)

vor allem durch Honigbienen, aber auch durch Hummeln. Eine Pflanze kann bis über 4.000 Samen produzieren, in Reinbeständen können so 32.000 Samen pro m² gebildet werden. Zur Nahausbreitung werden Samen aus der reifen Kapsel bis zu 7 m weit ausgeschleudert. Durch Wasser kommt es zu Fernausbreitung über sehr weite Distanzen, bei starker Strömung werden die Kleb-Samen am Grund mit dem Flusssand und -kies transportiert, getrocknete Samen können auch schwimmen. Bei Hochwasser abgeknickte Sprosssteile verdriften und können zu ganzen Pflanzen heranwachsen. Daneben kommt es zu anthropogenem Samentransport mit Bodenmaterial bei Baumaßnahmen. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit wurde in England mit 2,6 – 5 km pro Jahr berechnet. Die Art scheint eine wenigstens kurzlebige Samenbank aufzubauen. Keimung und Etablierung der Art werden durch Störung gefördert. Die Samen haben eine hohe Keimrate (80 %); von der Keimung bis zur Blüte vergehen etwa 13 Wochen. Die Blütezeit hält etwa 12 Wochen an. In Europa ist das Drüsige Springkraut frostempfindlich, Spätfröste im Frühjahr können Keimlinge töten. Da diese Art einen hohen Biomassezuwachs bei geringer Konkurrenzkraft hat, jedoch kurzlebige, von anderen Arten bisher nicht „besetzte“ Pionierstandorte schnell besiedelt, auf denen sie aber langfristig verdrängt werden, gilt sie als Ruderal-Strategie.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Bestand des Drüsigen Springkrauts hat in den letzten Jahrzehnten sehr stark zugenommen. Auf Grund der Ausbildung von

¹ Agriophyten sind Pflanzenarten, die erst durch menschlichen Einfluss in ein von ihnen zuvor nicht besiedeltes Gebiet gelangt sind (also Archäo- oder Neophyten) und dort in natürlichen Lebensräumen etabliert sind, d.h. auch nach Aufhören des menschlichen Einflusses Bestandteil der natürlichen Vegetation bleiben und in ihrem Weiterbestand vom Menschen unabhängig sind.

auffälligen Dominanzbeständen meist an gestörten Stellen wird eine Bedrohung einheimischer Arten angenommen. Wegen der begrenzten Schattenverträglichkeit dringt es jedoch nur in krautige Vegetation, in Wälder und unter Erlen- und Weidensäumen ein, wenn der Lichteinfall ausreicht. Tatsächlich liegt die Wirkung dieser Bestände weniger im Verdrängen anderer Arten als in der Veränderung von Dominanzverhältnissen. Die auffälligen Dominanzbestände des Springkrauts entwickeln sich erst im Hochsommer, so dass andere Pflanzen bis zum Frühsommer relativ ungestört wachsen und z. T. auch zur Blüte kommen können, bevor es durch seine Höhe und Dichte zu Beschattung führt. Auch sind in dichten Springkrautbeständen noch andere Arten vorhanden, natürlich mit verminderter Produktion und Dominanz. Der Effekt der einjährigen Art wird auch dadurch relativiert, dass sie je nach Witterungsbedin-

gungen nicht von Jahr zu Jahr gleich stark auftritt. In Jahren mit Spätfrösten kann seine Dominanz stark eingeschränkt sein. Die abgestorbenen Pflanzenmassen können die Keimung andere Arten behindern. Dies ist jedoch ebenso wenig ausreichend untersucht, wie der Effekt auf die Naturverjüngung von Bäumen. Die Annahme, dass Springkrautbestände ausdauernde Uferpflanzen zurückdrängen und dadurch die Erosion an Fließgewässern erhöhen würden, ist fraglich, da die einjährige Art eher offene, durch Substratlagerungen in der Aue entstandene Standorte besiedelt oder sich in ausdauernde Vegetation einfügt. Auf Tiere hat das Drüsige Springkraut positive Wirkungen: Ihr reiches Nektarangebot macht sie zu einer hoch attraktiven Pflanze für Blütenbesucher, besonders Bienen und Hummeln. Zusätzlich bieten ihre extrafloralen Nektarien Nahrung für zahlreiche kleine Insekten. Direkte wirt-

schaftliche Auswirkungen sind bisher nicht nachgewiesen.

Literatur

DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1992): Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch. - Heidelberg-Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag, 546 S.

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/druck.xsql?suchnr=3063&sipnr=3063>; <http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/impatiensglandulifera.html>) Stand 21.12.08.

LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 25, 185 S. ,Hg. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.

POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 428 S.

Flatterulme, *Ulmus laevis* (PALL.)

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Rosenartige (Rosales)

Familie: Ulmengewächse (Ulmaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

2 Lebensraum

Die Flatterulme ist ein bis zu 35 m hoher Baum, dessen Stamm am Grunde zuweilen brettwurzelnartig verbreitert ist. Sie wächst ziemlich selten in der Hartholzau der Stromtäler oder in Talgründen der hügeligen Lagen und gilt als Kennart mit einem Schwerpunkt vorkommen in Erlen- und Edellaub-Auenwäldern (Verband: Alno-Ulmion); ihr Hauptvorkommen hat sie im Stieleichen-Ulmenwald (Assoziation: Quercu-Ulmetum). Zudem ist die Flatterulme eine territoriale Kennart des Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Assoziation: Pruno-Fraxinetum). Die Art wächst auf sickernassen, zeitweise überschwemmten, nährstoffreichen, humosen, sandigen oder reinen Lehm- und Tonböden, also den schon weit entwickelten, älteren Auenböden. Vielerorts wächst sie jedoch bevorzugt auf Sand (z. B. an der Ems und an der Havel) und überlässt der Esche die lehmigen Standorte. Die Bäume vertragen durch die Ausbildung von tiefen Brettwurzeln Überflutungen von mehr als 100 Tagen im Jahr. Da nasse Böden

eine unzureichende Sauerstoffversorgung der Wurzeln zur Folge haben, können keine tiefreichenden Wurzeln gebildet werden, so dass die Brettwurzeln die sonst fehlende Stabilität der Bäume erhöhen. Das „Brett“ setzt sich jedoch unterirdisch nicht fort, sondern mündet in eine Art Kamm aus feinem Wurzelgeflecht. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) beschreiben die Art als subozeanische bis subkontinentale Schatten- bis Halbschattenpflanze der mäßig warmer, mäßig stickstoffreicher, feuchter bis nasser Überschwemmungs-Standorte. Sie erträgt weder Salz- noch Schwermetalleinfluss. Die Flatterulme kann bis über 250 Jahre alt werden.

3 Verbreitung

Ein Teilareal der Flatterulme erstreckt sich von Osteuropa zum Ural und bis nach Südosteuropa. Ein weiteres zusammenhängendes Gebiet befindet sich am Oberrhein und im Loire-Becken. Dazwischen besteht eine deutliche Lücke. Auch in England und Nordeuropa wachsen keine Flatterulmen.



Flatterulme (*P. Bourne*)

Erst kürzlich hat man in Süd- und Südwestfrankreich natürlich vorkommende Exemplare gefunden. In ihrer Nord-Südverbreitung gedeiht die Art in der warmgemäßigten bis zur subpolaren Klimazone vom Flachland bis ins Hügelland (etwa 500 m ü. NN). Ihr Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als osteuropäische und asiatische Laubwaldregion (subkontinental) beschrieben. Sie kommt in ganz Deutschland vor und ihr Bestand wird als ungefährdet betrachtet.

4 Ausbreitung

Die ein- und zweigeschlechtlichen Blüten der Flatterulme werden ab Februar/März vom Wind, bei Windstille evtl. auch von Bienen, bestäubt. Die Ulmen fruchten jährlich und haben alle zwei Jahre ein Mastjahr. Die Früchte werden durch den Wind und wahrscheinlich auch durch Wasser verdriftet, entwickeln sich im späten Frühjahr oder im

Frühsommer und sind dann sofort keimfähig. Die generative Ausbreitung ist verglichen mit der vegetativen Ausbreitung durch Stockausschläge und Wurzelbrut nur spärlich. Wie viele Baumarten gilt die Flatterulme als Konkurrenzstrategin, d. h. sie hat einen geringen bis mittleren Biomassezuwachs bei hoher Konkurrenzkraft, so dass sie sich bei stabilen Umweltbedingungen langfristig durchsetzen kann.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund stellt die Flatterulme für viele Tierarten einen geeigneten Lebensraum dar. Der Ulmenblattfloh (*Psylla ulmi*) ist auf die Flat-

terulme, der Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrion w-album*) auf Ulmen spezialisiert. Wie viele Hartholzauen-Bäume bietet sie dem Großen Eichenbock (*Cerambyx cerdo*), dem Pirol und verschiedenen Spechtarten Wohn- und Nahrungshabitate, und im Zerfallstadium bewohnen und ernähren sich viele Käfer vom Holz.

Als typischer Baum des Klimaxstadiums der Hartholzaue auf gut entwickelten Böden ist sie stark von dem Verlust ihres natürlichen Lebensraumes durch Uferverbauung und Nutzbarmachung der Auenstandorte als Agrarland und Wirtschaftswald betroffen. Wahrscheinlich wurde dadurch auch die Population der Flatterulme in kleine isolierte Teilpopulationen fragmentiert, wodurch es zur genetischen Verarmung kommt. Gegen-

über dem Ulmensterben (= Ulmenwelke, Holländische Ulmenkrankheit) scheint sie weniger anfällig zu sein als die Feld- und die Bergulme. Indirekt ist die Flatterulme durch die schlechte Wahrnehmung gefährdet, weil viele Forstleute und Botaniker sie gar nicht kennen.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=6138&>). Stand 20.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

SCHWAB, P. (Red.) (2001): Flatterulme - *Ulmus laevis* PALL. Projekt Förderung seltener Baumarten. - Professur Waldbau ETHZ (Hg.), 8 S.

Flutender Wasserhahnenfuß, *Ranunculus fluitans* (LAM.)

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Hahnenfußartige (Ranunculales)

Familie: Hahnenfußgewächse (Ranunculaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	-	-

2 Lebensraum

Der Flutende Wasserhahnenfuß ist ein Makrophyt nährstoffreicher Bäche und Flüsse. Nur selten bildet er Einart-Bestände aus, meist ist er Teil von Wasserpflanzengesellschaften. *Ranunculus fluitans* ist Kennart der Fluthahnenfuß-Fließwassergesellschaften (Verband: Ranunculion fluitantis) und kommt hauptsächlich in der Assoziation des Ranunculetum fluitantis vor, die gemäß FFH-RL geschützt ist. Der Flutende Hahnenfuß wächst bevorzugt auf sandig-schlammigem, auch flachem Untergrund in mehr oder weniger schnellströmenden Fließgewässern bis zu 4 m Tiefe, die ganzjährig Wasser führen. Nach den ökologischen Zeigerwerten (ELLENBERG et al. 2001) ist die Art als ozeanische Lichtpflanze mäßig warmer bis warmer, nährstoffreicher Unterwasserstandorte eingestuft. Die mehrjährige, wintergrüne Pflanze erträgt weder Salz- noch Schwermetall-Einfluss. Die Art ist besonders gut an schwankende Wasserstände angepasst, da sie bei Austrocknung des Gewässers eine Landform ausbilden kann.

3 Verbreitung

Der Flutende Wasserhahnenfuß ist in Süd-

und Mitteleuropa sowie Großbritannien von der warmgemäßigten bis zur kühlgemäßigten Klimazone im Flach- und Hügelland (700 m ü. NN) verbreitet. Der Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als westeuropäische Laubwaldregion (subatlantisch) angegeben. Sein Bestand in Deutschland wird insgesamt als ungefährdet betrachtet, jedoch ist er in fünf Bundesländern stark gefährdet (RL 2) und in zwei Bundesländern (Saarland, Hamburg) vom Aussterben bedroht (RL 1).

4 Ausbreitung

Die Bestäubung der Blüten erfolgt im Hochsommer von Juni bis August durch Insekten oder durch Selbstbestäubung der zwittrigen Blüten. Die Samen breiten sich durchs Wasser oder durch Wasservogel aus.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund stabilisieren Makrophyten wie der Flutende Hahnenfuß das Gewässersediment mechanisch. Sie führen zu einer erhöhten Sedimentation, sogar zur Entwicklung von



Flutender Hahnenfuß (K. v. d. Weyer)

Unterwasserdünen und legen Nährstoffe in ihrer Biomasse fest. Sie vergrößern vor allem die biologisch wichtige innere Oberfläche eines Gewässers und damit seine Habitatvielfalt. Die in der Regel großen Bestände des Flutenden Hahnenfußes bieten Auenthaltsraum z. B. für Bachflohkrebse und andere niedere Tiere.

Auf Grund ihrer langen Lebensdauer und spezifischen ökologischen Anforderungen dienen die submersen Makrophyten vor allem als Indikatoren für Nährstoffbelastungen im Freiwasser und im Sediment.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=4729&>). Stand 20.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

MÄHLMANN, J.; ARNOLD, R.; MORSCHEID, H. & MATTUKAT, F. (2006): Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems. - Meeresbiologische Beiträge 15., Rostock, S. 133-145.

Kriechender Sellerie, *Apium repens* (JACQ.) LAG.

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Doldenblütlerartige (Apiales)

Familie: Doldengewächse (Apiaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
II, IV	-	Anh. I	1	§§

2 Lebensraum

Der Kriechende Sellerie wächst als nur 20-30 cm großer Doldenblütler in Kriech- und Trittrasen an Ufern und Spülsäumen unterschiedlichster Gewässer, im Grünland oder auch an Wegen mit lückiger Vegetation. Er ist Kennart der Fingerkraut-Quecken-Flutrasen (Verband: Agropyro (Elymo) -Rumicion), also Pioniergesellschaften, die aus ihrem ursprünglichen Standort im Hochwasserbereich von fließenden und stehenden Gewässern auf anthropogene Standorte im Grünland übergegangen sind. Der Kriechende Sellerie bevorzugt offene, feuchte, zeitweise überschwemmte, nährstoffreiche, humose, sandige oder reine Schlammböden. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) beschreiben die Art als ozeanisch-subozeanische Volllichtpflanze für mäßig warme bis warme und feuchte Überschwemmungs-Standorte. Die mehrjährige Staude erträgt geringen Salz- jedoch keinen Schwermetall-Einfluss.

3 Verbreitung

Der Verbreitungsschwerpunkt des Kriechenden Selleries liegt in Mittel- und Westeuropa in der warm- bis kühlgemäßigten Klimazone im Flach- und Hügelland. Der Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als westeuropäische Laubwaldregion (subatlantisch) angegeben. Die Pflanzenart ist europaweit gefährdet, in Deutschland gilt er als vom Aussterben bedroht (RL 1), da heimische Bestände durch Flächenverluste und qualitative Verschlechterung des Lebensraums weiterhin rückläufig sind. Die größten deutschen Vorkommen finden sich im Donau- und Voralpenraum. Die Bestände in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, im nordostdeutschen Tiefland und im Rhein-Main-Gebiet sind stark zurückgegangen und vielerorts erloschen. Vor dem Hintergrund

der europaweiten Gefährdung besitzt Deutschland eine hohe Verantwortung für den Erhalt der Art.

4 Ausbreitung

Der Kriechende Sellerie ist eine krautige Stauden- oder Rosettenpflanze mit waagrechttem Wuchs und dicht an der Erdoberfläche befindlichen Überwinterungsknospen, wodurch er optimal an seinen Lebensraum angepasst ist. Die Bestäubung der Blüten erfolgt durch Insekten oder durch Selbstbestäubung der zwittrigen Blüten von Juni bis September. Die Ausbreitung der Samen kann durch Tiere (Klettausbreitung), Wind oder Wasser erfolgen, die Pflanze ist jedoch auch in der Lage, Sprossausläufer zu bilden. Abgetrennte Sprosse können sich bei Bodenkontakt bewurzeln. Die Keimung der Samen findet nach einer Winterruhe im folgenden Jahr statt und wird durch oberflächliche Bodenverwundungen gefördert. Der Kriechende Sellerie kann eine Samenbank im Boden aufbauen, die über einige Jahre keimfähig bleibt. Der Kriechende Sellerie gilt als Art mit mittlerem Biomassezuwachs und mittlerer Konkurrenzkraft, die Nischen relativ gut nutzen kann, aber meist nur eine mittlere Lebensdauer hat (intermediärer Strategietyp).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Lebensraum des Kriechenden Selleries wurde in früheren Zeiten vor allem durch Bebauung, Trockenlegen von Feuchtwiesen und Rohstoffgewinnung im Kleintagebau verringert. Heute wirken sich vorwiegend Grundwasserabsenkungen und das Fehlen kleinflächiger Bodenverwundungen, die durch Hochwasserereignisse entstehen,



Abb. 34 Kriechender Sellerie, *Apium repens* (Jacq.) R. f.

Kriechender Sellerie (K. Schulze in: WEYMAR 1966)

negativ aus. Die Wuchsorte der bestehenden Vorkommen müssen durch Erhalt des bestimmenden Störungsregimes (Schaffung offener Stellen) geschützt werden (PETERSEN et al 2003). An den Primärstandorten im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund ist dies die natürliche Dynamik. Auf extensiv genutzte Weiden sorgt eine mäßige Trittbelastung für Vegetationslücken.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=501&>). Stand 21.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 428 S.

PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 40-46.

WEYMAR, H. (1966): Buch der Doldengewächse (2. Aufl.). - Radebeul: Verlag Neumann.

Schlammling, *Limosella aquatica* (L.)

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Rachenblütlerartige (Scrophulariales)

Familie: Braunwurzgewächse (Scrophulariaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

2 Lebensraum

Der nur 2-10 (-20) cm hohe Schlammling wächst als Ausläufer-Pionierpflanze in kurzlebigen Schlamm- und Pionierfluren in der Wasserwechselzone von Flussufern und Altarmsystemen großer Flussauen. Heute ist er auch in Sekundärhabitaten wie zeitweilig wassergefüllte Fahrzeugspuren und auf Truppenübungsplätzen sowie an Talsperren zu finden. Er ist Kennart der Schlammling-Gesellschaft (Assoziation: Cypero fuscilimoselletum aquaticae), einem niedrigen Miniaturrasen an schlickhaltigen Uferpartien von Altarmen, Teichen und Talsperren sowie an schlammig-sandigen, feuchten Flussufern auf denen er erst nach dem Trockenfallen in Massen auskeimt. Der Schlammling ist als konkurrenzschwacher Spezialist von der fortwährenden Entstehung von Freiflächen mit wechselndem Milieu abhängig. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) charakterisieren die Art als ozeanische bis subozeanische Halblichtpflanze mäßig warmer bis warmer und feuchter bis nasser Standorte (Überschwemmung anzeigend). Die einjährige Pflanze erträgt weder Salz- noch Schwermetall-Einfluss.

3 Verbreitung

Das circumpolare Areal des Schlammlings umfasst die warmgemäßigt-subtropisch bis subpolaren Klimazonen. Er ist in gemäßigten Zonen weltweit verbreitet. OBERDORFER

(1990) gibt als Arealtyp die boreale Nadel- und Birkenwaldregion bis europäische und asiatische Laubwaldregion (nordisch-asiatisch) an. In Mitteleuropa und in Deutschland ist der Bestand des Schlammlings im Rückgang, wird aber noch als ungefährdet betrachtet. Allerdings wird er in der Roten Liste von acht Bundesländern als gefährdet (RL 3), von zwei Bundesländern (Saarland, Schleswig-Holstein) als stark gefährdet (RL 2), von Berlin als ausgestorben oder verschollen (RL 0) und von Hessen als Art der Vorwarnliste (RL V) eingestuft.

4 Ausbreitung

Der Schlammling ist an seinen Lebensraum durch luftgefüllte Räume in den unterirdischen Organen angepasst und siedelt als Pionierpflanze mit massenhaftem Auskeimen von Samen an vegetationsfreien, gerade trocken gefallen Standorten. Vermutlich tragen dazu bisher noch ungeklärte Inhaltsstoffe der Samen bei, die das Aufkommen anderer Pflanzen erschweren. Durch die Abfolge von zwei Generationen während eines Sommers und Ausbildung langer Ausläufer entstehen Boden deckende, rasenartige Bestände, die sich gegen den Konkurrenzdruck der Pionierflora derselben Standorte einige Zeit erfolgreich behaupten können. Die Bestäubung der Blüten erfolgt von Juli bis Oktober durch Insekten und Selbstbestäubung. Die Samen werden durch



Schlammling (K. v. d. Weyer)

das fließende Wasser verbreitet. Auch Wasservögel tragen insbesondere zur Besiedlung der Sekundärhabitats bei.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Lebensraum des stark spezialisierten Schlammlings wird durch die Verbauung natürlicher Sanduferbänke und fehlender Dynamik durch Flussregulierungen gefährdet. Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund mit natürlicher Flussdynamik in einigen Bereichen und ausreichend breiten Uferstreifen bietet potenzielle Standorte für die Ausbildung von Schlammufer-Pioniergesellschaften mit dem Schlammling.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=3414&>). Stand 21.12.08.

LEUTE, G. (1980): Das Schlammkraut, *Limosella aquatica* L. (Scrophulariaceae), ein interessanter Neubürger der Kärntner Flora. - Carinthia II 170./90. Jg, Klagenfurt, 239-246.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

WENDELBERGER, E. (1986): Pflanzen der Feuchtgebiete - Gewässer, Moore, Auen. - München: BLV, 223 S.

Schwanenblume, *Butomus umbellatus* (L.)

Klasse: Einkeimblättrige (Monocotyledonae)

Ordnung: Froschlöffelartige (Alismatales)

Familie: Schwanenblumengewächse (Butomaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	-	-

2 Lebensraum

Eine der schönsten Sumpfpflanzen Mitteleuropas, die 50-150 cm hohe Schwanenblume, ist an Ufern nährstoffreicher Gewässer, in Gräben und in Niedermooren zu finden. Sie ist Kennart des eher niedrigwüchsigen Schwanenblumen-Röhrichts (Assoziation: *Butometum umbellati*), das relativ konkurrenzschwach ist und oft nur kleinflächig entwickelt auf basenhaltigem Sediment steht. Dieses Röhricht ist charakteristisch für Bereiche mit stark schwankenden Wasserständen. Zudem ist die Schwanenblume eine Charakterart artenarmer Schilfröhrichte eutropher Stillgewässer (Verband: *Phragmites australis*). Nach den ökologischen Zeigerwerten (ELLENBERG et al. 2001) weist sie als subozeanische bis subkontinentale Halbschatten- bis Halblichtpflanze auf mäßig warme bis warme, nährstoffreiche und wechselfeuchte Standorte hin (Wechselwasserzeiger). Die mehrjährige Staude erträgt keinen Schwermetall-Einfluss.

3 Verbreitung

Das Areal der Schwanenblume umfasst die klimatisch gemäßigten Zonen Europas, Nordafrikas und Asiens. In Mitteleuropa gedeiht sie eher im Flachland, kommt aber auch bis ins Hügelland vor. Der Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als europäische und asiatische Laubwaldregion (eurasiatisch) beschrieben.

In Mitteleuropa ist die Art vielerorts recht selten geworden, während sie in Nordamerika nach ihrer Einführung als Zierpflanze wegen ihres starken Ausbreitungsvermögens mittlerweile als invasiver Neophyt ange-

sehen wird. Ihr Bestand in Deutschland wird insgesamt als ungefährdet betrachtet, jedoch wird sie in acht Bundesländern als gefährdet (RL 3) und in zwei Bundesländern (Saarland, Berlin) als stark gefährdet (RL 2) eingestuft.

4 Ausbreitung

Die Schwanenblume ist durch luftgefüllte Räume in den unterirdischen Organen an ihren Lebensraum angepasst. Außerdem liegen die Überwinterungsknospen der krautigen Wasserpflanze unter dem Wasser. Die Bestäubung der Blüten erfolgt von Juli bis August durch Insekten, v. a. durch Fliegen, Schwebfliegen, Bienen und Hummeln, die durch Nektar, der an der Basis der Fruchtblätter abgegeben wird, angelockt werden (DÜLL & KUTZELNIGG 1992). Eine Selbstbefruchtung ist nicht möglich, da die Staubbeutel vor den Fruchtknoten reifen. Während der Entwicklung wachsen die Blütenstiele noch weiter aus, so dass die Balgfrüchte über der Ufervegetation herausragen. Beim Öffnen der Balgfrüchte werden die Samen vom Wind ausgestreut. Nicht nur die schwimmfähigen Samen sondern auch Rhizombruchstücke und besonders die am Rhizom gebildeten Brutknöllchen (vegetative Ausbreitungsorgane) werden durch das Wasser verdriftet.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Schwanenblume erträgt als typische Pflanze der Wasserwechselzone eines Gewässers unterschiedliche Wasserstände,



Schwanenblume (K. v. d. Weyer)

wobei sie bei großer Wassertiefe flutende Wasserblätter ausbildet. In einem Röhricht kommt ihr eine wichtige Aufgabe zur Ernährung der Insekten zu, die wiederum für andere Röhrichtbewohner, v. a. Vögel, eine wichtige Nahrungsquelle darstellen. Die Art hat von dem Bau künstlicher Wasserstrassen im 18. und 19. Jahrhundert zunächst stark profitiert und zählte zu den auffallendsten Kanalpflanzen.

Heute gefährden Uferverbauung, fehlende Dynamik aber auch Freizeitnutzung ihre primären und sekundären Lebensräume. Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund mit natürlicher Flussdynamik in einigen Bereichen und ausreichend breiten Uferstreifen bietet potenzielle Standorte für die Ausbildung von Fließgewässerröhricht mit der Schwanenblume. Die Wiederanbindung von Altgewässern an den Fluss dürfte sich auf den Bestand der Schwanenblume positiv auswirken.

Literatur

DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1992): Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch. - Heidelberg-Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag, 546 S.

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=960&>). Stand 21.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

WENDELBERGER, E. (1986): Pflanzen der Feuchtgebiete - Gewässer, Moore, Auen. - Büchergilde Gutenberg, München.

Schwarzerle, *Alnus glutinosa* (L.) P. GAERTN.

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Buchenartige (Fagales)

Familie: Birkengewächse (Betulaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

Anmerkung: Baum des Jahres 2003

2 Lebensraum

Die Schwarzerle (auch Roterle genannt) ist ein 10-25 (-35) m hoher Baum, der entlang von Flüssen und Bächen und an Seen auf Standorten mit hohen winterlichen Grundwasserständen vorkommt. Die Ufer von Flüssen mit länger andauernden Sommerhochwassern werden von Weiden besiedelt. An den Gebirgsflüssen wird die Schwarzerle durch die Grünerle (*Alnus viridis*) bzw. die Grauerle (*Alnus incana*) ersetzt. Durch ihr sehr tiefreichendes Herzwurzelsystem, das eine Besiedlung auch ausgesprochen schwerer Tonböden ermöglicht, ist die Schwarzerle an stehende Nässe angepasst. Dabei bilden horizontale dünnere Wurzeln die Hauptmasse, während vertikale Senkwurzeln der Verankerung und der Wasserversorgung während niedriger Wasserstände dienen. Die Luftversorgung der Wurzeln wird durch auffallend große Öffnungen in der Rinde (Lentizellen) und Luftkanäle im Holz sichergestellt, die sich an der Stammbasis und den oberflächennahen Wurzeln befinden. Typisch für die Wurzeln in den oberen Bodenhorizonten sind Wurzelknöllchen. Diese beherbergen Actinomyceten (Strahlenpilze), die Luftstickstoff binden können. Diese Symbiose ermöglicht der Erle die Besiedlung stickstoffarmer Lebensräume. An den sich ständig ändernden Lebensraum ist sie gut angepasst u. a. durch ihre außerordentliche Regenerationsfähigkeit (Stockausschlag) und Aktivierung „schlafender Augen“ (inaktive Knospen) am Stamm zur Astausbildung bei verbesserter Lichtzufuhr.

Die Schwarzerle hat ihr Schwerpunkt-vorkommen in Erlenbrüchern (Verband: Alnion glutinosae) und ihr Hauptvorkommen in Erlen- und Edellaub-Auenwäldern (Verband: Alno-Ulmion), die gemäß FFH-RL geschützt sind.

Die Schwarzerle wächst auf sickernassen oder staunassen, zeitweise überschwemmten, nährstoffreichen, humosen, Kies, Sand- und Tonböden oder auf eutrophen Torfböden. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) beschrei-

ben die Art als ozeanisch bis subozeanische Halbschattenpflanze für mäßig warme, nasse Überschwemmungs-Standorte. Sie ist salzertragend, aber empfindlich gegenüber Schwermetall-Einfluss. Die Art ist sehr frostempfindlich. Die Bäume können 100-120 Jahre alt werden oder sogar noch älter, da sie in der Lage sind, sich durch Stockausschläge aus alten Baumstümpfen zu regenerieren.

3. Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet der Schwarzerle umfasst fast ganz Europa östlich bis nach Sibirien und südlich bis nach Nordafrika. In Mitteleuropa wächst die Art vom Flachland bis zu 1.800 m Höhe in den Alpen. Nach OBERDORFER (1990) wird sie dem Arealtyp „europäische und asiatische Laubwaldregion und westeuropäische Küstenregion (eurasiatisch-atlantisch)“ zugeordnet. Die Schwarzerle kommt in ganz Deutschland vor und ihr Bestand wird als ungefährdet betrachtet. Allerdings ist ein Rückgang ihres Lebensraumes zu beobachten und größere zusammenhängende Bestände finden sich nur noch in der nordostdeutschen Tiefebene (z. B. im Spreewald). Zudem kommt es in den letzten Jahren zum „Erlensterben“, dass durch einen parasitierenden Pilz der Gattung Phytophthora hervorgerufen wird.

4. Ausbreitung

Die Schwarzerle blüht vor dem Austreiben der Blätter im Februar/ März und zählt damit zu den im Jahresverlauf am frühesten blühenden heimischen Baumarten. Nach erfolgreicher Bestäubung durch den Wind entsteht aus dem weiblichen Blütenstand (Kätzchen) ein verholzter Fruchtstand. Damit bildet die Schwarzerle als einzige heimische Laubbaumart echte Zapfen aus, die im September/Oktober die reifen winzigen Früchte (Nüsse) enthalten. Diese haben luftgefüllte Auswüchse mit deren Hilfe sie einerseits leicht durch den Wind verbreitet werden können, andererseits dienen sie bei der Verbreitung durch Wasser als effektive Schwimmpolster. Die Nüsse bleiben im Wasser bis 12 Monate keimfähig.



Schwarzerle (W. Konold)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Als typischer Baum nasser Grundwasserböden frei fließender Gewässer und Moorstandorte ist die Schwarzerle vom Verlust ihres natürlichen Lebensraumes durch Grundwasserabsenkung und Uferverbauung stark betroffen. In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund übernehmen Schwarzerlen-Bestände vor allem bei Hochwasser eine wichtige Funktion, da sie wie ein Schwamm Wasser aufnehmen und somit den Oberflächenabfluss des Niederschlagswassers verringern. Mit ihren über vier Meter langen Wurzeln stabilisieren sie darüber hinaus die Uferböschungen, verringern somit Bodenabtrag (Erosion) und ermöglichen die Ansiedlung weiterer Pflanzen (vgl. LOHMEYER & KRAUSE 1975). Carl von Linné beobachtete schon 1732 diese Eigenschaft der Erle und sei hier aus seiner „Lappländischen Reise“ zitiert: „Wie ich mich der Kirche von Tierp näherte, läuft da ein Strom, welcher an der Seite, wo er sich krümmt, ein ziemlich hohes und steil abfallendes Ufer hat, einer Wand gleich, was ich den Alnus zuschreibe, die ganz unten am Wasser stehen. Ich habe gesehen, wie Seen das Erdreich fortessen, immer mehr und mehr, und solcherart Schlösser und Kirchen bedrohen, welche man in der Nähe erbaut hat, so dass man mit viel Mühe Uferwehren hat bauen müssen, aber meistens ohne sonderlichen Erfolg. Wo jedoch Alnus am Ufer gestanden, hat das Wasser wenig oder gar nichts auszurichten vermocht.“

Relevanz hat auch die Tatsache, dass die Art über 150 Insektenarten (allein 75 Schmetterlingsarten), mehreren Dutzend Vogelarten und über 70 Großpilzarten einen Lebensraum bietet (ROLOFF 2003). Beispielhaft

erwähnt seien der Erlen-Rüssler, der Blaue Erlenblattkäfer, der Erlen-Schillerporling und der Erlenzeisig – eine der Vogelarten, die die Früchte der Erle schätzen. Für den Menschen hat die Schwarzerle als Heil- und vor allem als Holznutzungspflanze schon eine lange Geschichte.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte

von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/druck.xsql?suchnr=325&sipnr=325&>). Stand 20.12.08.

LOHMEYER, W. & KRAUSE, A. (1975): Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 9, 105 S. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Vege-

tationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege, Bonn-Bad Godesberg.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

ROLOFF, A. (2003): Die Schwarz-Erle – Baum des Jahres 2003, Charakteristika, Erkennungsmerkmale. – <http://www.baum-des-Jahres.de/>

SCHMIDT, O. (Red./Hg.) (2004): Beiträge zur Schwarzerle. - LWF-Wissen, Nr. 42. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising. 77 S.

Sumpf-Engelwurz, *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM.

Klasse: Zweikeimblättrige (Dicotyledonae)

Ordnung: Doldenblütlerartige (Apiales)

Familie: Doldengewächse (Apiaceae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
II, IV	-	Anh. I		§§

2 Lebensraum

Die Sumpf-Engelwurz ist ein 50-125 cm großer Doldenblütler und wächst als eiszeitliches Relikt in Niedermoor-Lebensräumen mit mosaikartig angeordneten Feucht- und Nasswiesen, Groß- und Kleinseggenriedern sowie Waldrändern von Bruch- und Auenwäldern. Sie ist Kennart der nährstoffreichen Nass- und Feuchtwiesen (Verband: Calthion) und hat ihr Hauptvorkommen in Erlen- und Edellaub-Hartholzauenwäldern (Verband: Alno-Ulmion). Die Sumpf-Engelwurz bevorzugt nasse, nährstoffreiche, humose, sandige oder reine Tonböden. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) weisen die Art als subkontinentale Halblichtpflanze für mäßig warme bis warme und feuchte bis nasse Standorte aus. Die mehrjährige Staude erträgt weder Salz- noch Schwermetall-Einfluss.

3 Verbreitung

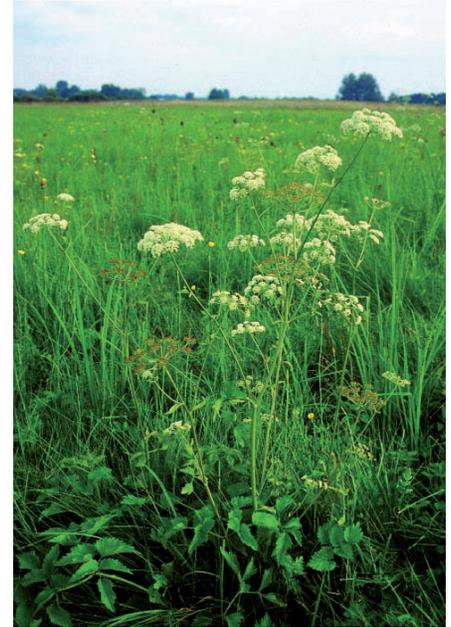
Die Sumpf-Engelwurz ist in Europa und Westasien in der warm- bis zur kühlgemäßigten Klimazone im Flach- und Hügelland verbreitet. Das Areal erstreckt sich von der Slowakei über Tschechien, Polen, Ungarn bis nach Rumänien. Der Arealtyp wird nach OBERDORFER (1990) als europäische und asiatische Laubwaldregion sowie europäische und asiatische Steppen- und Halbwüstenregion (eurasiatisch-kontinental) angegeben. Die Art erreicht in Deutschland die Westgrenze ihrer Verbreitung. Die kaum mehr als 50 Fundpunkte beschränken sich auf die östlichen Bundesländer (ohne Berlin).

Die Sumpf-Engelwurz ist in Deutschland stark gefährdet (RL2), da heimische Bestände durch Nutzungsänderungen rückläufig sind. Es besteht eine erhöhte Schutzverantwortung Deutschlands, die auch durch die Größe des Hauptareals nicht gemindert wird, da die Art auch dort nur vereinzelt gehäuft auftritt.

4 Ausbreitung

Die 2-3-jährige Sumpf-Engelwurz ist an ihren Lebensraum durch luftgefüllte Räume in den unterirdischen Organen angepasst. Außerdem befinden sich die Überwinterungsknospen dicht an der Erdoberfläche. Die Bestäubung der Blüten erfolgt von Juli bis August durch Insekten oder durch Selbstbestäubung der zwittrigen Blüten. Sie ist nicht in der Lage, Ausläufer zu bilden und vermehrt sich ausschließlich durch Samen. Diese werden im Spätsommer und Herbst in der Nähe der Pflanze ausgestreut. Eine Wasserbreitung kann nur erfolgen, wenn das Wasser im Frühjahr oberhalb der Flur steht. Eine Fernausbreitung konnte zumindest in früheren Zeiten durch Verwendung des Mähgutes in der Streunutzung und anschließende Ausbringung des Mistes als Dünger erfolgen. Über die Ausbreitungsmechanismen ist insgesamt relativ wenig bekannt (vgl. PETERSEN et al. 2003). Für die Etablierung der Art ist eine etwas lückige und nicht verfilzte Krautschicht vorteilhaft.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen



Sumpf-Engelwurz (LIFE NATURE 2002/NAT/H/8630)

(longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

An den komplexen Niedermoor-Lebensraum der Sumpf-Engelwurz sind zahlreiche andere Arten gebunden, so dass sie als Zielart für dessen Erhalt angesehen werden kann. In früheren Zeiten wurden die Niedermoorstandorte vor allem durch Bebauung, Umwandlung von Grünland in Äcker und Trockenlegen von Feuchtwiesen verringert und zerstört, heute stellen vor allem die Absenkung des Grundwasserspiegels und das Brachfallen extensiv genutzter Frisch- und Feuchtwiesen Gefährdungsursachen dar.

Zur Erhaltung der Art bieten im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund terrestrische Kernbiotope mit ausreichend großen extensiv genutzten Feucht- und Nasswiesen günstige Bedingungen, insbesondere wenn die Mahd im zeitigen Frühjahr oder im späten Herbst erfolgt. Auf Brachen kann sich die Sumpf-Engelwurz auf Dauer nicht durchsetzen, da eine Auflage abgestorbener Vegetation die Keimung erschwert. Eine extensive Bewirt-

schaftung (Mahd oder Beweidung) bzw. entsprechende Pflegemaßnahmen sind für den Erhalt der Vorkommen unerlässlich.

Literatur

ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte

von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl). - Scripta Geobotanica 18, 262 S.

FloraWeb: (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=443&>). Stand 21.12.08.

OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1050 S.

PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2003): Das europäische Schutzgebietsystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 34-39.

6.4 Steckbriefe ausgewählter Tierarten

6.4.1 Säugetiere

Biber, *Castor fiber* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Säugetiere (Mammalia)

Ordnung: Nagetiere (Rodentia)

Familie: Biberartige (Castoridae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	-	Anh. III	3	§§

Anmerkung: Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Das größte eurasische Nagetier, der Biber, ist vor allem eine Charakterart großer gefällarermer Flussauen, in denen er bevorzugt die Weichholzaue und Altarme besiedelt. Er dringt allerdings auch bis ins Mittelgebirge vor. Ausweichbiotope sind Seen, kleinere Fließgewässer, Entwässerungsgräben, Teiche und Restlöcher von Tagebauen (DOLCH & HEIDECKE 2004). Voraussetzung dafür ist ein gutes Nahrungsangebot und die Möglichkeit einen Bau anzulegen, dessen Eingang ganzjährig unter Wasser steht (KAISER & RÖCK 2006).

3 Verbreitung

Der Biber besiedelte ehemals die gesamte nördliche Halbkugel. Im 19. Jahrhundert existierten in Europa nur noch Restbestände an der unteren Rhône, mittleren Elbe, in Südnorwegen und an der polnisch-russischen Grenze. In Nordostdeutschland, vor allem im Elbegebiet, befindet sich heute wieder ein gesicherter Bestand des einheimischen Elbebibers (*Castor fiber albicus* MATSCHIE, 1907). Zurzeit ist der Biber auch durch Ansiedlungsprojekte in Ausbreitung, wobei auch gebietsfremde Unterarten angesiedelt wurden. So gibt es in Bayern ein großes Vorkommen aus Skandinavien und Osteuropa eingebürgerter Biber (wahrscheinlich *C. canadensis*), in der Eifel wurden Osteuropäische Biber (*C.f. vistulans*) angesiedelt. Eine Überschneidung und Vermischung des Elbebibers und des Osteuropäischen Bibers gibt es momentan im Odergebiet (DOLCH &

HEIDECKE 2004). Ansiedlungen von Elbebibern finden sich am Unteren Niederrhein, an der Unteren Ems und im Mittelgebirge im Oberlauf der Fulda. Der Gesamtbestand wurde 2003 auf 14.000 Tiere geschätzt, darunter etwa 6.000 Elbebiber. 2007 waren es 7.600 Elbebiber (Mündl. Mitteilung D. Heidecke und J. Teubner).

4 Ausbreitung

Die Besiedlung eines Gewässersystems erfolgt meist durch subadulte Tiere in zunächst springender Weise (jumping dispersal), d. h. größere Strecken vor allem an Fließgewässern mit einem schmalen Gehölzsaum werden durchwandert. Dabei werden zunächst optimale Biotope besetzt. Zwischenräume werden erst bei steigender Populationsdichte besiedelt. Die festen Reviere der monogamen Biber im bis zu 14-köpfigen Familienverband umfassen 1 bis 5 km Flussufer mit einer Breite von 20 m bis maximal 300 m. Biber bleiben zwei Jahre im elterlichen Bau und suchen dann jung verpaart in einem Umkreis von 25 km (in Ausnahmefällen 100 km) ein eigenes Revier, wenn möglich entlang der Gewässer. Sie erschließen neue Wohngewässer allerdings auch über Land und über Wasserscheiden hinweg (DOLCH & HEIDECKE 2004).

Die Wachstumsrate einer wieder angesiedelten Population kann bis zu 40 % betragen, die jedoch bei steigender Populationsdichte schnell wieder sinkt (ROLLER 1999). Der Biber verfolgt in seiner Fortpflanzung zu-



Biber (ZÖNU)

nächst die K-Strategie, bei der Besiedlung neuer Räume die r-Strategie.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Verfügbarkeit geeigneter pflanzlicher Nahrungsressourcen ist für den Biber das entscheidende Kriterium zur stabilen, langfristigen Besiedlung. In suboptimalen Lebensräumen kann es zur Erschöpfung der Futterpflanzen und damit zur Aufgabe des Reviers oder zur Erschließung vom Ufer weit entfernter Nahrungsgründe kommen. Um dem Biber als Zielart für den Biotopverbund ein möglichst optimales Angebot an natürlicher Nahrung zur Verfügung zu stellen und damit auch Fraßschäden in Anbaukulturen weitgehend zu vermeiden, ist ein Uferstreifen von mindestens 20 m Breite mit einem Mix aus naturraumtypischen krautigen und holzigen Arten (mit Weichholzarten) sowie Wasserpflanzen (vor allem Nymphaeaceae) ausreichend. Landbrücken, ungeeignet erscheinende Lebensräume, Querbauwerke oder stark ausgebaute Gewässer scheinen die Ausbreitung der Biber zwar zu verlangsamen, jedoch nicht zu verhindern (ROLLER 1999).

Literatur

DOLCH, D. & HEIDECKE, D. (2004): 11.4 Castor fiber LINNAEUS, 1758. - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische

Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 370-378.

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

ROLLER, S. (1999): Biberkonzept für Hessen. - In: Mitteilungen aus dem Auenzentrum Hessen, H. 2, 53-73.

Bisam, *Ondatra zibethicus* (LINNAEUS, 1766)

Klasse: Säugetiere (Mammalia)

Ordnung: Nagetiere (Rodentia)

Familie: Wühler (Cricetidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	-	-

Anmerkung: eingeführte Art (Neozoon)

2 Lebensraum

Der Bisam ist die größte Wühlmausart und nimmt fast jedes einigermaßen geeignete Fließ- und Stillgewässer mit starker Wasserpflanzenproduktion als Lebensraum an. Bisams halten sich überwiegend im Wasser auf. Sie sind in der Regel nacht- und dämmerungsaktiv, in relativ ungestörten Bereichen jedoch auch tagsüber zu beobachten. Bisams ernähren sich hauptsächlich von Wasser- und Uferpflanzen. Sie gehen jedoch auch an Getreide, Gemüse, Obst und Gräser. In den vegetationsarmen Monaten ergänzen sie ihre Nahrung durch Muscheln, Insektenlarven, Krebse, Wasserschnecken und seltener auch durch Frösche und Fische. Als Unterschlupf graben sie Erdbaue, deren Eingänge unter Wasser liegen, wobei auch Deiche, Dämme und Befestigungsanlagen unterhöhlt werden, wenn sie dicht am Ufer liegen. Können keine Erdbaue angelegt werden bauen sie 0,5 bis 2 m hohe Behausungen aus Röhricht und anderen Wasserpflanzen wie Binsen und Schilf, die „Bisamburgen“ (PIETSCH 1982).

3 Verbreitung

Der Bisam ist eine ursprünglich ausschließlich in Nordamerika beheimatete Nagetierart, die sich ausgehend von Böhmen (1905 wurden drei Weibchen und zwei Männchen von Fürst Colloredo-Mansfeld in der Nähe von Prag zur Pelztierzucht ausgesetzt) über fast ganz Europa und Asien ausgebreitet hat (PIETSCH 1982).

Da der Bisam durch seine Grabtätigkeiten der Wasserwirtschaft große Probleme bereiten kann, wurde diese neue Art (Neozoon) im Gegensatz zu der als eingebürgert geltenden Nutria (Biberratte) aus Südamerika und dem als heimisch geltenden Mink aus Nordamerika stark bekämpft (HOFFMANN 1952).

4 Ausbreitung

Die rasche Ausbreitung des Bisams beruht auf ähnlichen Klimaverhältnissen, seiner hohen Fortpflanzungsrate, ausgeprägten Wanderlust und dem Fehlen geeigneter Fressfeinde. Der große Ausbreitungserfolg des Bisams ist offensichtlich auf eine unbesetzte beziehungsweise nicht mehr besetzte Nische zurückzuführen (BOYE 2003). Der Biber, der die Wasser- und Ufervegetation als Nahrungsgrundlage nutzt, ist seit Beginn des 20. Jahrhunderts fast überall verschwunden. Ein mittelgroßer, semiaquatischer Pflanzenfresser kommt also nicht, beziehungsweise nicht mehr, vor. Während der Fortpflanzungszeit besetzen Bisams ein 3-5 km² großes Revier auf 1-6 km Fließstrecke. In der Regel kommt es in Mitteleuropa zu zwei Würfen mit 5-6 Jungen während eines Jahres. Nach nur 5 Monaten sind die Jungtiere geschlechtsreif. Die hohe Reproduktionsrate wird von einem ausgeprägten Wanderverhalten begleitet. Je dichter die Population an einem Gewässer ist, desto mehr entwickelt sich der Wandertrieb. In der freien Natur vollenden nur wenige Bisams das dritte Lebensjahr.

Zu Beginn der Fortpflanzungsperiode sind 85 % der Population einjährig. Der Territorialinstinkt der Bisams bestimmt, wie viele Individuen in einem Lebensraum ausreichend Nahrung und genügend Raum zur Anlage von Bauen finden, so dass die Populationsdichte zwischen 0,1-18 Tieren pro km Fließstrecke schwankt (RÖCK 2006). Sobald die Populationsdichte in einem Gebiet sehr hoch ist, nimmt die Sterblichkeit aller weiteren Bisams zu (r-Strategie). Die Populationsdynamik ist also vor allem dichteabhängig (PIETSCH 1982). Als wichtigster Fressfeind des Bisams gilt vor allem der ebenfalls aus Nordamerika einge-



Bisam (Kanton Thurgau, CH)

führte Mink (*Mustela vison*) (ERRINGTON 1954). Obwohl die bevorzugte Nahrung des Minks der Bisam ist, begrenzt dieser nicht die Bisampopulationen, da nur kranke und schwache Tiere gefangen werden.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Aufgrund der enormen ökonomischen und zum Teil auch ökologischen Schäden wird der Bisam massiv bekämpft, widersteht jedoch fast überall seiner Ausrottung. Viele Invasionsbiologen vertreten die Ansicht, dass Ökosysteme hinsichtlich ihrer Artenvielfalt ungesättigt sind. Neophyten und Neozoen können in diesen Ökosystemen Nischen besetzen, die entweder niemals von heimischen Tier- und Pflanzenarten besetzt waren oder durch menschliche Eingriffe (Rückgang von Individuen, Aussterbeprozesse) wieder frei wurden (KOWARIK 2003).

Die Wühlätigkeit des Bisams stellt die ursprüngliche Vielfalt und Dynamik der Ufer wieder her. Schäden an den Uferbefestigungen entstehen vor allem an ausgebauten und begradigten Fließgewässern, an Natur belassenen Ufern mit ausreichender Breite sind Schäden durch Bisams dagegen unbedeutend (BOYE 2003). Vor allem zur Vermeidung von Fraßschäden erscheint eine Uferstreifenbreite von 20 m notwendig. Sind die Bestände von Iltis, Hermelin, Fischotter, Uhu, Rotfuchs und Hecht in Ordnung, wirkt der Druck dieser Fressfeinde regulierend auf die Bisampopulation. Derzeit scheint es jedoch notwendig, die Bisampopulation dort lokal zu bekämpfen, wo die wirtschaftlichen und ökologischen Schäden ein zu hohes Ausmaß annehmen.

Literatur

BOYE, P. (2003): Neozoen. - In: KOWARIK, I.: Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 264-282.

ERRINGTON, P. L. (1954): The special responsiveness of minks to epizootics in muskrat populations. - Ecological Monographs 24: 377-93.

HOFFMANN, M. (1952): Die Bismartrate. - Die neue Brehm-Bücherei. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig KG, 44 S.

KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 380 S.

PIETSCH, M. (1982): *Ondatra zibethicus* (LIN-

NAEUS, 1766) - Bismartrate, Bisam. - In: NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (1978): Handbuch der Säugetiere Europas. Nagetiere II. Band 2/I. - Wiesbaden: AULA-Verlag, 177-192.

RÖCK, S. (2006): Bisammanagement und Monitoring der *Unio crassus*-Population am Rench-Flutkanal. - 11 S. - unveröffentlicht.

Fischotter, *Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Säugetiere (Mammalia)

Ordnung: Fleischfresser (Carnivora)

Familie: Marderartige (Mustelidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	-	Anh. II	1	§§

Anmerkung: Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Das semiaquatische Säugetier Fischotter besiedelt alle vom Wasser beeinflussten Lebensräume, von der Meeresküste über Flüsse, Bäche, Seen und Teiche bis hin zu Sumpf- und Bruchflächen mit einer großen Strukturvielfalt. Wichtig ist der kleinräumige Wechsel verschiedener Uferstrukturen wie Flach- und Steilufer, Uferunterspülungen und -auskolkungen, Bereiche unterschiedlicher Durchströmungen, Sand- und Kiesbänke, Altarme an Fließgewässern, Röhricht- und Schilfbänke, Hochstaudenfluren sowie Baum- und Strauchsäume. Auch anthropogen stärker beeinflusste Lebensräume kann er nutzen, wenn wesentliche Rahmenbedingungen wie Ufer- und Biotopverbundstrukturen ohne Straßenüberquerung, Ruhezonen, ausreichendes Nahrungsangebot und geringe Schadstoffbelastung erfüllt sind (TEUBNER & TEUBNER 2004). Als Tagesverstecke dienen Uferunterspülungen, Wurzeln alter Bäume, Baue anderer Tiere oder einfach nur dichtes Gebüsch (Aktion Fischotterschutz 2006).

3 Verbreitung

Der Eurasische Fischotter besiedelte bis zum Ende des 19. Jahrhunderts noch nahezu alle Feuchtgebiete, verschwand dann in vielen Regionen bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts. In den letzten 10 Jahren ist von Polen und Dänemark aus eine Wiederbesiedlungstendenz erkennbar. Bekannt sind Vorkommen in ganz Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen, in Sachsen-Anhalt bis zur Elbe, vereinzelt in Thüringen und Bayern sowie im Südosten Schleswig-Holsteins und Osten Niedersachsens (TEUBNER & TEUBNER 2004). Die derzeitige Ausbreitung kann

eine Ausweichbewegung aus den immer intensiver genutzten Landschaften im Osten darstellen. Begünstigt wird sie wohl einerseits durch die gute Anpassungsfähigkeit des Fischotters, andererseits durch das wieder reichhaltige Nahrungsangebot in den Gewässern (BEHL 2006) infolge der verbesserten Wasserqualität. Der Otter profitiert zudem von der Ausbreitung des Bibers, da er die entstehenden Habitatstrukturen nutzen kann (MEYER 2002). Diskutiert wird, ob sich dieser Trend aufgrund der für diese Art typischen starken Populationsschwankungen wieder umkehrt (BEHL 2006).

4 Ausbreitung

Fischotter sind Einzelgänger. Das Revier eines Weibchens umfasst 20 km Flusssufer, das eines Männchens 40 km, wobei dieses meist Teile mehrerer Weibchenreviere umfasst (Aktion Fischotterschutz 2006). Die Weibchen können vom 3. bis zum 13. Lebensjahr jährlich einmal bis zu 3 Jungtieren werfen, die sie ein halbes Jahr säugen.

Bei ihren Wanderungen legen Fischotter in einer Nacht bis zu 20 km und mehr im Wasser und über Land zurück. Es sind Wanderungsstrecken zu neuen Lebensräumen von 50-100 km beobachtet worden. Migrationsbarrieren sind vor allem große Städte und stark befahrene Verkehrswege ohne Querungsmöglichkeiten. Der aktiv wandernde Fischotter zeigte in den letzten Jahren eine westliche Ausbreitungstendenz (mündl. Mitteilung KRÜGER, H. H., Aktion Fischotterschutz, Hankensbüttel). Der Fischotter verfolgt in seiner Fortpflanzung zunächst die K-Strategie, bei der Besiedlung neuer Räume die r-Strategie.



Fischotter (Aktion Fischotterschutz)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Fischotter ist eine Leittierart großer, zusammenhängender und wassergeprägter Landschaftsräume mit reichhaltigem Struktur- und Nahrungsangebot, denn von diesen Bedingungen profitiert eine Vielzahl von Tieren und Pflanzen (BORGGRÄFE & KREKEMEYER 2007). Auch gilt er als Zielart für den Biotopverbund, da für ihn ein großräumiger Biotopverbund unabdingbar ist. Dieser Biotopverbund muss ausreichend große Reviere (20-40 km Flusssufer) mit einer Uferstreifenbreite von 100 m und eine Vernetzung vielfältiger Gewässersysteme und Feuchtgebiete auch durch ottergerechte Querungsmöglichkeiten ermöglichen, um vor allem den großen Verlust durch Straßenunfälle zu minimieren. Eine Wiedervernetzung der durch menschlichen Einfluss auseinander gerissenen und teilweise isolierten Ottervorkommen in Mitteleuropa wird durch das Projekt „Otter-Habitat-Netzwerk Europa“ angestrebt. Zunächst werden Kernzonen seiner europäischen Verbreitung und Ottervorkommen mit geringer Individuenzahl geschützt. Es sollen europaweit Verbindungskorridore zwischen diesen Vorkommen (BORGGRÄFE & KREKEMEYER 2007) entwickelt werden.

Literatur

Aktion Fischotterschutz (2006): Steckbrief Fischotter. http://cms.otterzentrum.de/cms/front_content.php?idcat=96&idart=186 (Stand: Februar 2009).

BEHL, S. (2006): Die nordwestliche Arealerweiterung des Fischotters (*Lutra lutra*) in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2005. - Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 31. Halle. 213-221.

BORGGRÄFE, K. & KREKEMEYER, A. (2007): „Das Blaue Metropolnetz“ - Entwicklung von Lebensraumkorridoren für den Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*) auf Grundlage einer Landschaftsraumbewertung in der Metropolregion Hamburg. – Natur und Landschaft 82/12, 541-547.

MEYER, M. (2002): Zur Situation des Fischotters (*Lutra lutra*) in Nordwestsachsen. Säugetierkundliche Informationen 5/26, Jena. 165-170.

TEUBNER, J. & TEUBNER, J. (2004): 11.15 *Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.;

SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 427-435.

Mückenfledermaus, *Pipistrellus pygmaeus*¹ (LEACH, 1825)

Klasse: Säugetiere (Mammalia)

Ordnung: Fledertiere (Chiroptera)

Familie: Glattnasen (Vespertilionidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. IV	-	Anh. II	D	§§

Anmerkung: Die Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*) wurde erst 2004 als neue Art beschrieben und von ihrer Zwillingart, der Zwergfledermaus, unterschieden. Da seit der Anerkennung der Mückenfledermaus als eigene Art erst wenige Jahre vergangen sind, ist das Wissen über die Ökologie und die Verbreitung der Art noch sehr lückenhaft (LANUV NRW 2006).

2 Lebensraum

Nach derzeitigem Kenntnisstand wird angenommen, dass die Mückenfledermaus in Norddeutschland bevorzugt in gewässerreichen Waldgebieten sowie in baum- und strauchreichen Parklandschaften mit alten Baumbeständen und Wasserflächen vorkommt. In der Mitte Deutschlands besiedelt sie vor allem naturnahe Feucht- und Auwälder. Sie ernährt sich hauptsächlich von kleinen Fluginsekten, Gnitzen, Mücken und diversen kleinen Dipteren, die sie entlang von Waldschneisen, Ufern und im lichten Hartholzauwald im freien Luftraum in der Regel in einigen Metern Entfernung zur Vegetation und einer durchschnittlichen Flughöhe von 3–6 m jagt. Wie bei Zwergfledermäusen dienen Spaltenquartiere an und in Gebäuden, wie Fassadenverkleidungen, Fensterläden oder Mauerhohlräume als Wochenstuben. Im Gegensatz zur Zwergfledermaus nutzen Mückenfledermäuse regelmäßig auch Baumhöhlen und Nistkästen vermutlich als Balzquartiere (LANUV 2006).

3 Verbreitung

Die Mückenfledermaus scheint in ganz Mitteleuropa verbreitet zu sein. In Deutschland wurde sie im Norden häufiger als im Süden gefunden, sie scheint aber flächendeckend vorhanden zu sein. Insgesamt können derzeit jedoch noch keine zuverlässigen Aussagen

über den Status und das Verbreitungsbild getroffen werden (LANUV 2006).

4 Ausbreitung

Die Kolonien können große Kopfstärken mit über 100, bisweilen über 1000 Tieren erreichen. Als Quartiere für den Winterschlaf (September – April) konnten bislang Gebäudequartiere und Verstecke hinter Baumrinde festgestellt werden, in denen sie mit Zwergfledermäusen vergesellschaftet leben. Die sommerlichen Wochenstuben werden ab Ende April bis Mitte Mai besiedelt. Die Mückenfledermaus gebärt ein Junges pro Jahr ab Mitte Juni. Die Jungen werden wahrscheinlich mit 4 Wochen flügge und sind im darauf folgenden Jahr geschlechtsreif. Die Paarungsquartiere der Männchen befinden sich in Baumhöhlen oder Nistkästen, wo es zu territorialem Verhalten kommt. Die Mückenfledermaus ist in ihrer Fortpflanzung eine K-Strategin. In der Regel liegen 3 km zwischen den Quartieren und dem Jagdgebiet.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Nach dem heutigen Wissensstand ist die Mückenfledermaus auf große, strukturreiche, mehrschichtige Laub- und Mischwälder in



Mückenfledermaus (Universität Bern, CH)

Gewässernähe, vor allem Feucht- und Auwälder mit ausreichend hohem Grundwasserstand angewiesen (NICHOLS & RACEY 2006, SATTLER et al. 2007). Als Quartier sind Höhlenbäume, Altholz oder stehendes Totholz notwendig. Zudem müssen als Jagdgebiet in für sie erreichbarer Entfernung (3 km) insektenreiche Nahrungsflächen in Wäldern oder strukturreichen Parklandschaften vorhanden sein. Im Siedlungsbereich können unverbaute, naturnahe Still- und Fließgewässer, Ufergehölze, strukturreiche Waldränder, gewässerreiche Gehölzstrukturen und naturnahe Parkanlagen als Jagdrevier dienen.

Literatur

LANUV NRW - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (2006): http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/natura2000/arten/ffh-arten/arten/saeugetiere/pipistrellus_pygmaeus_kurz.htm

NICHOLS, B. & RACEY, P. A. (2006): Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus*. - *Ecography* 29/5, 697-708.

SATTLER, T.; BONTADINA, F.; HIRZEL, A. H. & ARLETTAZ, R. (2007): Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls a reassessment of their conservation status. - *Journal of Applied Ecology* 44/6, 1188-1199.

1 Der Name *Pipistrellus pygmaeus* ist derzeit nur unter dem Vorbehalt der nomenklatorischen Anerkennung durch die internationale Kommission für zoologische Nomenklatur (ICZN) zu verwenden.

Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens* (PENNANT, 1771)

Klasse: Säugetiere (Mammalia)

Ordnung: Insektenfresser (Eulipotyphla)

Familie: Rotzahnspitzmäuse (Soricidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	Anh. III	3	§

2 Lebensraum

Die semiaquatich lebende Wasserspitzmaus ist eine typische Vertreterin der Klein- und Kleinstgewässer. Sie benötigt mäandrierende Bäche mit natürlicher Sohl- und Uferstruktur, Ufergehölzen und reichhaltigem Makrozoobenthos als Nahrungsquelle (PHILIPP 1984). Sie gilt als Indikator für intakte, ungestörte Uferzonen und gute Wasserqualität und wurde als Biotopgüteanzeiger diskutiert (SCHRÖPFER 1983). In angrenzenden feuchten Wäldern frisst sie Larven, Käfer, Schnecken und Würmer, die sie auch in den Baumkronen jagt. Die Wasserspitzmaus bewohnt im Uferbereich selbst gegrabene bzw. von Maulwürfen und Mäusen angelegte Gänge, die mindestens einen Ausgang unter Wasser haben (KAISER & RÖCK 2006).

3 Verbreitung

Die größte einheimische Spitzmausart kommt in ganz Europa bis Nordasien und Sibirien mit Ausnahme von Irland und Island vor. In Deutschland ist das Vorkommen der Wasserspitzmaus mit dem Gewässerausbau stark zurückgegangen, aber vermutlich ist

sie nicht sehr selten und ihr Bestand relativ stabil (KÖHLER 1998).

4 Ausbreitung

Die territoriale Wasserspitzmaus ist eine Einzelgängerin und beansprucht ein Revier von 50 m entlang des Ufers. Sie benötigt vor allem für die winterliche Nahrungsversorgung einen mindestens 5 m breiten Ufersaum. Die fünf bis zehn Jungtiere eines Wurfs werden nach 5 Wochen aus dem Revier verjagt. Ihre Populationsdichte ist von Jahr zu Jahr unterschiedlich. Die Mäuse können kilometerweit wandern. Menschliche Nutzungen in der Umgebung stellen keine Störungen dar (KAISER & RÖCK 2006). Die Wasserspitzmaus ist eine typische Vertreterin der r-Strategie.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Für die Wasserspitzmaus ist der begrenzende Faktor die Verfügbarkeit geeigneter Nahrungsquellen im Winter. Sie benötigt daher



Wasserspitzmaus (world of animals)

intakte, ungestörte Uferzonen mit einem Krautsaum und Gehölzen von mindestens 5 m Breite. Unterschiedliche Strömungsbedingungen sind ein wichtiges Strukturelement für die Wasserspitzmaus. Strukturärmere Bereiche werden rasch durchquert (KÖHLER 1998).

Literatur

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

KÖHLER, D. (1998): Aspekte der Ethökologie und deren Bedeutung für den Schutz der Wasserspitzmaus *Neomys fodiens*. – In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, H. 1, 52-55.

PHILIPP, E. (1984): Öko-Portrait. Die Wasserspitzmaus – *Neomys fodiens*. – In: Beilage zu Natur (1984). München, 4 S.

SCHRÖPFER, R. (1983): Die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens* PENNANT, 1771) als Biotopgüteanzeiger für Uferhabitate an Fließgewässern. – In: Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft: 76. Jahresversammlung vom 23. bis 28. Mai 1983 in Bonn, 137-141.

6.4.2 Vögel

Eisvogel, *Alcedo atthis* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Vögel (Aves)

Ordnung: Eisvogelartige (Alcediniformes)

Familie: Eisvögel (Alcedinidae)

1 Schutzstatus

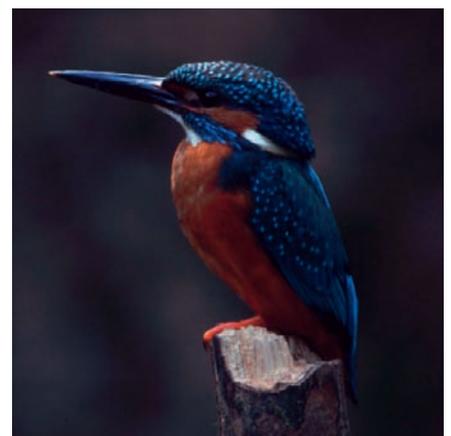
VRL	CMS	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. I	-	Anh. II	-	§§

Anmerkung: Nachhaltigkeitsindikatorart, Teilindikator „Binnengewässer“
Vogel des Jahres 1973, Vogel des Jahres 2009

2 Lebensraum

Der Eisvogel lebt an Flüssen, Bächen, Altgewässern, Seen und auch in Sekundärlebensräumen wie Baggerseen und Kiesgruben,

vorausgesetzt die Gewässer bieten ausreichende Bestände an Kleinfischen (von ca. 4–9 cm Länge) und sind klar oder höchstens mäßig verschmutzt – denn im Trüben kann



Eisvogel (U. G. Sander)

der Eisvogel nicht fischen (BAUMGARTNER 2007, REICHHOLF 1988). Sitzwarten

in Form von überhängenden Ästen der Ufergehölze, Schilf oder großen Steinen müssen vorhanden sein; von hier aus orten die Vögel ihre Beute und starten den Sturzflug in das Gewässer. Um die 40 bis 80 cm lange, leicht ansteigende Brutröhre samt Brutkessel graben zu können, benötigt das Brutpaar senkrechte oder leicht überhängende, kahle Wände aus Lehm oder festem Sand, die natürlicherweise bei Hochwassern an den Prallhängen der Bach- und Flussufer entstehen. Im optimalen Falle sind die Steilwände so hoch, dass der Eingang der Brutröhre über der mittleren Hochwasserlinie liegen kann. Werden bei Hochwasserereignissen Bäume umgerissen, können auch ihre Wurzelteller als Brutplatz dienen. Potenzielle Brutplätze werden nur angenommen, wenn sie keinem hohen Besucherdruck durch Spaziergänger oder Badegäste ausgesetzt sind.

3 Verbreitung

Der Eisvogel ist in geeigneten Lebensräumen regelmäßig als Brutvogel anzutreffen und hält sich ganzjährig in Deutschland auf. Die Art ist mehr oder weniger im gesamten Bundesgebiet verbreitet. Lediglich an der Nordsee und im Südwesten kommt sie nicht vor bzw. dünnen die Vorkommen aus.

4 Ausbreitung

Die Besiedlungsdichte ist wegen der ausgeprägten Territorialität des Eisvogels von Natur aus gering. Das Revier eines Brutpaares misst 2 bis 4, manchmal bis zu 7 Uferkilometer. Bei optimalen Bedingungen ist jedoch ein Brutpaar pro Flusskilometer möglich. In der Regel findet der Eisvogel Steilwände direkt am Gewässer besonders attraktiv, die Nähe von Bruthöhle und Nahrungsgewässer ist jedoch keine zwingende Voraussetzung: Brutplätze in mehreren hundert Metern Entfernung sind durchaus möglich (GRIESSER 1998). Nicht selten werden drei (maximal vier) Bruten in einer langen Brutsaison von März bis September hochgezogen, was etwa zwanzig Jungvögeln gleich kommt. Oft werden die Bruten geschachtelt, das heißt die Eiablage einer Folgebrut beginnt, bevor die Jungvögel der vorigen Brut flügge sind. Dazu braucht der Eisvogel natürlich zwei Bruthöhlen, die in derselben Steilwand oder auch in einiger Entfernung voneinander liegen können.

Das Männchen kümmert sich dann meist um die Fütterung der Nestlinge, während das Weibchen das neue Gelege bebrütet.

Die Jungvögel werden nach dem Verlassen der Brutröhre nur noch kurze Zeit von den Altvögeln geduldet. Nach ihrer Vertreibung machen sie sich in einer Entfernung von wenigen bis 1.000 km auf die Suche nach geeigneten Revieren (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001).

Die hohe Reproduktionsrate kompensiert die ebenfalls hohe Sterblichkeitsrate in strengen Wintern. Durch das Zufrieren der Jagdgewässer können bis zu 90 % der Vögel einer Population verenden. Selbst unter diesen Bedingungen ziehen lediglich die Weibchen und Jungvögel südwärts. Die Männchen harren auch bei widrigsten Bedingungen aus, um im Frühjahr zeitig eine Brutröhre besetzen bzw. bauen zu können. Eisvögel leben sehr kurz: nur wenige Tiere werden älter als drei Jahre, und rund 70 Prozent aller Brutvögel ist erst im vorangegangenen Jahr geboren. Mit ihrer kurzen Lebenserwartung und der hohen Fortpflanzungsrate (r-Strategie) ist die Art an die hohe Variabilität ihres Lebensraums und der Witterung angepasst (BUNZEL-DRÜKE 2001).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

An ausgebauten Flüssen, die die Ufer nicht mehr gestalten können, fehlen hauptsächlich geeignete Brutwände. Der Eisvogel ist also auf dynamische Landschaften angewiesen, auf Flüsse, die immer wieder ihren Lauf verändern und dabei Ufer abbrechen und Bäume umreißen (BUNZEL-DRÜKE 2001). Abhilfe kann im optimalen Fall die Entfesselung des Gewässerabschnittes und damit das Zulassen der natürlichen Dynamik oder aber das Abgraben von Steilwänden mit vorgebohrten Löchern bzw. das Aufstellen künstlicher Brutwände aus Beton mit eingebauten Röhren schaffen. Dies sollte allerdings nur dort geschehen, wo der Eisvogel außerhalb der Brutzeit, von August bis Februar, regelmäßig beobachtet wird. Ansonsten ist das Nahrungsangebot im Revier nicht ausreichend.

In einem potenziellen Revier sollten nach Möglichkeit zwei bis drei nicht nach Westen exponierte Wände (4 bis 5 m breit, 2 m hoch und 2 m tief) errichtet werden. Die Brutröhren sollten auf jeden Fall über dem mittleren Hochwasserstand liegen (GLAUSER 2006). Wichtig sind für den Eisvogel Sitzwarten

direkt am Gewässer, auch in unmittelbarer Nähe zum Eingang der Brutröhre. Bei Gebüschpflanzungen sollte nicht das gesamte Ufer bestückt werden, um die Schattwirkung der Uferbepflanzung zu begrenzen. Denn das aus Jungfischen, Kaulquappen, Libellen und deren Larven bestehende Eisvogelfutter braucht offene, gut besonnte, seichte und v. a. ungestörte Stellen.

In besetzten und potenziellen Eisvogelrevieren sollte eine vorsichtige Erholungsplanung und Besucherlenkung stattfinden (GLAUSER 2006). Die Uferstreifenbreite sollte mindestens 10 m betragen, um die notwendigen Uferstrukturen vorzuhalten und eine Beruhigung des Lebensraumes zu gewährleisten.

Der Eisvogel ist eine Flugschiffart für intakte Auenlebensräume (GLAUSER 1998). Der Erhalt naturnaher, von künstlichen Eingriffen unabhängiger Fluss- und Bachlandschaften stellt das wichtigste Kriterium für den Schutz des Eisvogels dar, so dass er als Stellvertreter für die weniger bekannten Arten dieses Lebensraums steht.

Literatur

- BAUMGARTNER, H. (2007): Biber, Wolf und Wachtelkönig – 23 Wildtiere des Smaragd-Programms. – Bern, Stuttgart, Wien: Haupt Verlag, 224 S.
- BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes – Nichtsingvögel. – Wiesbaden: AULA-Verlag, 792 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M. (2001): Botschafter für lebendige Flüsse. – Naturschutz heute 3/01, S. 22-23.
- DEWITZ, v. W. (2003): Hilfsmaßnahmen für den Eisvogel (*Alcedo atthis*) – Praxisbericht. – Charadrius 39, H. 1-2, S. 65-70.
- GLAUSER, C. (1998): Der Eisvogel – Faszination in bedrohten Lebensräumen. – natur und mensch, Nr. 3/1998, S. 26 – 29.
- GLAUSER, C. (2006): Hand anlegen für den blauen Pfeil. – Ornis 4/06, S. 37-39.
- GRIESSER, M. (1998): Aus dem Privatleben eines Idols. Der Eisvogel, Werbeträger und Symbol unverbauter Fließgewässer. – Ornis 4/98, S. 14-17.
- HÖLZINGER, J. & BOSCHERT, M. (Bearb.) (2001): Die Vögel Baden-Württembergs - Band 2.2: Nicht-Singvögel 2, Tetraonidae (Rauhfußhühner) - Alcidae (Alken). – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 880 S.
- REICHHOLF, J. H. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. – EGRETIA 31/1-2, S. 98-105.
- SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. – Berichte zum Vogelschutz 44, S. 23-81.

Flussuferläufer, *Tringa hypoleucos* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Vögel (Aves)

Ordnung: Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel (Charadriiformes)

Familie: Schnepfen (Scolopacidae)

1 Schutzstatus

VRL	CMS	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	Anh. II, +	Anh. II	2	§§

Anmerkung: Nachhaltigkeitsindikatorart, Teilindikator „Binnengewässer“

2 Lebensraum

Der Flussuferläufer ist als Kiesbankbrüter einer der am stärksten auf einen natürlichen Flusslebensraum angewiesenen Vogelarten. Er benötigt dynamische, vielfältige Flussbereiche, wo er nach Nahrung sucht und geeignete Brutplätze findet. Damit das Gelege gut getarnt ist, muss die Vegetation stimmen: Ideal ist ein lückiger Bewuchs mit Kräutern, Büschen und einige wenige maximal zwei Meter hohe Weiden (BAUMGARTNER 2007). Als Sekundärhabitats besiedelt die Art Schlammteiche von Kies- und Sandgruben, Baggerseen mit Inseln sowie staubeeinflusste Flussabschnitte an Wehren. Als Durchzügler nutzt der Flussuferläufer Binnengewässer aller Art, auch kleinste Tümpel und Pfützen, mit den verschiedensten Ufertypen als Rastplätze.

3 Verbreitung

In Deutschland ist der Flussuferläufer besonders im außeralpinen Bereich seit langem nicht mehr gewöhnlich, sondern eine Rarität (METZNER 2002). Auf europäischer Ebene ist der deutsche Bestand unbedeutend geworden, was hauptsächlich auf den Verlust des Primärhabitats Fluss zurückzuführen ist (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

4 Ausbreitung

Der Flussuferläufer ist ein Mittel- und Langstreckenzieher, der meist nachts unterwegs ist. In Mitteleuropa überwintert er nur an sehr günstigen Stellen (Oberrheinebene, Schweiz). Ansonsten reichen seine Winterquartiere von den maritimen Mittelbreiten bis in die Subtropen der Südhalbkugel (BEZZEL 1985). Die Vögel treffen ca. Mitte April bis Ende Mai an den deutschen Brutplätzen ein. Nachdem die Jungvögel flügge sind, beginnt der Wegzug ca. Ende Juni und ist bis Ende September, spätestens Anfang Oktober abgeschlossen.

Die Altvögel sind sehr brutorts- und territorientreu. Die Jungvögel hingegen kehren nur selten an ihren Geburtsort zurück, weshalb die Art sich ausschließlich über die Jungvögel ausbreitet (= „natal dispersal“).

Höchste Siedlungsdichten der sich am Nest sehr territorial verhaltenden Brutpaare werden lediglich an naturnahen Flüssen mit bis 2-3 Brutpaaren/km Flusslänge erreicht (BEZZEL 1985). Der Flussuferläufer verfolgt in seiner Fortpflanzung die K-Strategie.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Durch Flussbegradigungen, Uferverbauungen und Freizeitaktivitäten (Baden, Grillen, Zelten, Bootfahren, Angeln, Wandern) in der Aue ist der Flussuferläufer vielerorts als Brutvogel verschwunden.

Brutplätze findet die Art an naturnahen Flüssen, die noch über die Ufer treten und Inseln aufschütten, d. h. Flussaufweitungen und das Entfernen von Uferverbauungen sind wichtige Fördermaßnahmen. BAUMANN (2005) stellt sechs Regeln für wirkungsvolle Flussaufweitungen auf, die beachtet werden müssen, wenn der Flussuferläufer sich nach erfolgter Maßnahme dauerhaft ansiedeln soll.

Der Flussuferläufer und auch der Flussregenpfeifer eignen sich als Zielarten gut, um den Erfolg und die ökologische Qualität der flussaufweitenden Maßnahmen zu überprüfen (BAUMANN 2005). Am Obermain und an der Rodach werden seit 1992 Flussabschnitte ausschließlich durch Entfernung der Seitenverbauung renaturiert. Die neu entstandenen Primärhabitats wirkten sich hier positiv auf den Flussuferläuferbestand aus, ohne dass weitere Schutzkonzepte aufgestellt werden mussten.

Nach der Renaturierung sieht METZNER (2002) für den Schutz des Flussuferläufers die Lenkung anthropogener Störungen als die größte Herausforderung an (vgl. SCHÖDL 2003). Jedes Lebewesen, das sich dem Bodennest nähert, wird von brütenden Flussuferläufern als potenzieller Gelegeträger wahrgenommen, so dass auch optimale



Flussuferläufer (M. Szczepanek, wikipedia)

Brutplätze aufgegeben werden, wenn sich Badende, Angler, Spaziergänger mit und ohne Hund oder rastende Kanuten in der Nähe aufhalten. Gute Erfahrungen bestehen mit Nestbewachungsaktionen (SCHÖDL 2003), Absperrungen durch Markierung von Ruhezononen und dem Aufstellen von Informationstafeln und Zettelkästen (SCHÖDL 2006). Ein störungsfreier Uferstreifen von 10 m könnte eine Beruhigung der Nistplätze bewirken. Die Sensibilisierung der Erholungsuchenden und Behörden für den Lebensraum Wildfluss ist besonders wichtig. Unerlässlich ist ebenso ein funktionierender Austausch und eine gute Zusammenarbeit zwischen Naturschutzverbänden, -behörden und den Wasserwirtschaftsämtern, damit es, wie an der Ostrach in Bayern geschehen, nicht durch Unterhaltungsmaßnahmen wie Auskiesungen zur Vernichtung von Brutplätzen kommt (WERTH 2003).

Der Flussuferläufer gilt als Indikator für die Qualität von Auenlebensräumen. Er ist einer der Vogelarten, die als Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt den Zustand des Hauptlebensraumtyps Binnengewässer indizieren (Die Bundesregierung 2002 und 2004).

Literatur

BAUMANN, N. (2005): Der Natur den Lauf lassen – Neue Forschungsergebnisse zum Erfolg von Flussaufweitungen. – Ornis 5/2005, S. 10-13.

BAUMGARTNER, H. (2007): Biber, Wolf und Wachtelkönig – 23 Wildtiere des Smaragd-Programms. – Bern, Stuttgart, Wien: Haupt Verlag, 224 S.

BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes – Nichtsingvögel. – Wiesbaden: AULA-Verlag, 792 S.

Die Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. – Bundeskanzleramt Berlin, 266 S.

Die Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. – Berlin, 240 S.

HAGEMEIJER, W. J. & BLAIR, M. J. (1997): The EEBC atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance. London, T & AD Poyser, 903 S.

METZNER, J. (2002): Die Bestandsentwicklung des Flussuferläufers *Actitis hypoleucos* am Obermain nach Renaturierung und Einwirkungen von Hochwasserprozessen. – Ornithologischer Anzeiger 41/2002, S. 41-49.

SCHÖDL, M. (2003): Bruterfolg des Flussuferläufers (*Actitis hypoleucos*) an Ammer und Oberer Isar, Oberbayern. – Charadrius 39,

H. 1-2, S. 45-47.

SCHÖDL, M. (2006): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Flussuferläufers *Actitis hypoleucos* an bayerischen Flüssen sowie Auswirkungen von Schutzmaßnahmen. – Der Ornithologische Beobachter 103/3, S. 197-206.

SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M.,

BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. – Berichte zum Vogelschutz 44, S. 23-81.

WERTH, H. (2003): Kies-Entnahmen bedeuten Gefahr für den Flussuferläufer – Massive Eingriffe an der Ostrach im Oberallgäu. – Vogelschutz: Magazin für Arten- und Biotopschutz 3/2003, S. 12-13.

Pirol, *Oriolus oriolus* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Vögel (Aves)

Ordnung: Sperlingsvögel (Passeriformes)

Familie: Pirole (Oriolidae)

1 Schutzstatus

VRL	CMS	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	Anh. II, +	Anh. II	V	§

Anmerkung: Vogel des Jahres 1990

2 Lebensraum

Der Pirol brütet in lichten, vorzugsweise feuchten und doch sonnigen Laubwäldern, in Auwäldern, Bruchwäldern und feuchten Wäldern in Wassernähe aber auch in Feldgehölzen, Alleen und alten Hochstammobstanlagen. Mitunter kommt der Pirol auch in Nadel-Laubmischwäldern, reinen Kiefernwäldern und sogar Fichtenwäldern vor (BEZZEL 1993). Dieses breite Spektrum an Habitaten zeigt einerseits die Anpassungsfähigkeit der Art, stellt aber andererseits die Frage nach den benötigten Habitatstrukturen. WASSMANN (2004) nennt lange Gehölzränder, unterholz- und daher auch strukturreiche Gehölze. Der Strukturreichtum bedingt horizontal und vertikal bis in kleinste Räume hinein eine Vielzahl von Grenzlinieneffekten, d. h. beim Aufeinandertreffen verschiedener Vegetationstypen z. B. an Gewässer-, Wald- und Wegrändern bestehen besonders viele Nischen, was den Arten- und Individuenreichtum erhöht. Für den Pirol bedeutet dies viel Nahrung, eine große Auswahl an Nistplätzen und ein hohes Angebot an Deckungsmöglichkeiten. Pirole ernähren sich sowohl vegetarisch als auch von tierischem Protein. An Insekten werden besonders Raupen und Schmetterlinge gefangen. Die pflanzliche Kost besteht vor allem aus zuckerhaltigem, süßem Obst wie Kirschen und verschiedenen Beeren. Gewässer müssen nicht unbedingt im Pirolrevier sein, sie führen jedoch insbesondere durch ihre Ufer- oder Randstreifen zu einer Erhöhung der strukturellen und kleinklimatischen Vielfalt.

Für den Pirol sind Auwälder besonders attraktiv, weil sie weniger anfällig für

Schwankungen der Witterung hinsichtlich Nahrungsangebot und Habitatstruktur und damit relativ stabil sind. Intakte Auwälder haben zudem eine gewisse Dynamik, indem z. B. das Unterholz immer wieder durch regelmäßige Überschwemmungen und durch Eis- und Frostbildung verjüngt wird (WASSMANN 2004). Die Vögel halten sich meist im obersten Kronenbereich der Bäume auf, weshalb Sichtbeobachtungen relativ selten sind. Hier bauen sie ihr charakteristisches Hängeneist (häufig in Eichen, Pappeln, Eschen und Erlen) und finden ihre aus Raupen und Käfern bestehende Hauptnahrung. Interessanterweise sind viele Pirolreviere in Deutschland mit Kirschbäumen ausgestattet. Es wurde festgestellt, dass bei ungünstiger Witterung und entsprechend geringem Insektenangebot „Nahrungsempässe“ bei der Jungenaufzucht mit Kirschen überbrückt werden konnten (WASSMANN 2004).

3 Verbreitung

Noch im 19. Jahrhundert war der Pirol in großen Teilen seines Verbreitungsgebietes ein häufiger Brutvogel. Mit der Vernichtung der meisten Auenwälder durch Flussbegradigungen und der Umwandlung von Laubwäldern in eintönige Fichtenforste im Verlauf des 19. und 20. Jahrhunderts gingen die Bestände des Piroles in ganz Mitteleuropa zurück. Der Pirol kommt in allen Bundesländern mehr oder weniger häufig als Brutvogel vor, wobei sich die Vorkommen auf die tieferen Lagen konzentrieren und nur in Ausnahmefällen Mittelgebirgslagen besiedelt werden.

Laut WASSMANN (2004) wird in jüngster Zeit vor allem im Nordwesten des Verbreitungsgebietes, z. B. in Norddeutschland,



Pirol (Baldhur, wikipedia)

und in höheren Lagen sowie in vom Menschen intensiv genutzten Landschaften (Habitatverlust bzw. -verschlechterung) ein Bestandsrückgang beobachtet. Diesem allgemeinen Rückgang stehen vereinzelt und lokal auch Zunahmen gegenüber. Die Siedlungsdichte steigt mit zunehmendem kontinentalen Klimaeinfluss von West-Nordwesten nach Ost-Südosten. Großräumig erreicht die Art jedoch nur geringe Abundanz: in den östlichen Bundesländern liegt die Siedlungsdichte bei 0,17 Brutpaare/km², für Westdeutschland wird sie mit < 0,1 Brutpaare/km² angegeben (WASSMANN 2004). Örtlich kann die Besiedlungsdichte wesentlich höher sein (s. u.).

4 Ausbreitung

Die anhand von Feldbeobachtungen bestimmte Reviergröße des Piroles liegt je nach Region und Ausstattung des Habitats zwischen 5 und 50 ha. An günstigen Orten oder in Feldgehölzen sonst weitgehend gehölzarmen Landschaften können mehrere Reviere eng benachbart sein. So sind lokale Dichten in optimalen Lebensräumen von bis zu 2 Brutpaare/10 ha nicht selten (WASSMANN 2004). In den bayerischen Salzachauen konnte ein überdurchschnittlich hoher Pirolbestand mit 5,1-5,5 Brutpaaren/km² ermittelt werden (WERNER 1990). Über mehrere Jahre konnten zwei Brutpaare in einem 2,5 ha großen Feldgehölz in Niedersachsen beobachtet werden (WASSMANN 2004). Die Angaben zu Nestabständen liegen zwischen 60 m und 1400 m. Der Aktionsraum eines Individuums, eines Brutpaares oder einer Gruppe (im Gegensatz zum Revier werden Rivalen aus dem Aktionsraum nicht vertrieben; der Aktionsraum umgibt das Re-

vier wie ein Puffer) wird mit 80–110 ha, für Schleswig-Holstein mit bis zu 442 ha (BAUMANN 2000) angegeben. In Einzelfällen, vor allem wenn Pirole in einem waldarmen Gebiet brüten, konnte BAUMANN (1999) weite Flugdistanzen von bis zu 2,8 km in nahrungsreiche Gehölze (z. B. gegen Insektenbefall empfindliche artenarme Aufforstungsflächen) nachweisen. In diesen Fällen unterstützten sogenannte Helfer das Brutpaar beim Füttern der Jungvögel.

Das Aufsuchen auch weiter entfernter Nahrungsquellen und ein möglicherweise flexibles soziales System mit Helfern am Nest erleichtern die Besiedlung der offenen Kulturlandschaft. Die Männchen kehren in den letzten Apriltagen oder im Mai nach Mitteleuropa zurück, die Weibchen folgen mit einigen Tagen Verspätung. Bereits ab Ende Juli ziehen die Pirole wieder in den Süden (WIDMER 2001). Sie halten sich also nur drei Monate bei uns auf und verbringen den Rest des Jahres in wärmeren Gebieten, entweder auf dem Zug oder von Oktober bis April im Winterquartier in den Baumsavannen Ost- und Südafrikas. Wie bei den meisten Langstreckenziehern ist daher nur eine Jahresbrut möglich. Der Pirol zählt zu den Arten, die in ihrer Nachwuchsrate stark witterungsabhängig sind. Daher kann es zu relativ kurzfristigen und starken Bestandsschwankungen kommen (r-Strategie). Um Aussagen über Ausbreitungstendenzen bzw. Bestandsrückgänge machen zu können, müssen also lange Zeiträume betrachtet werden.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Höchste Dichten erreicht der Pirol in günstigen Habitaten wie in Au- und Bruchwäldern sowie Ufergehölzen mit starker Vertikalstrukturierung, hohem Grenzlinienanteil (Bestandsrand, Lichtungen, Schneisen) und reichem Nahrungsangebot in gut nutzbarer Strauchschicht. Auwälder gelten daher als bevorzugtes Habitat, weshalb der Pirol auch als Charaktervogel von Auwäldern (WERNER 1990) bzw. als Leitart der bach- und flussbegleitenden Auwälder sowie der Eichen- und Hainbuchenwälder (FLADE 1994) bezeichnet wird. Neben dem Lebensraumverlust sind es heute auch viele andere Faktoren, die dem Pirol das Leben erschweren: zunehmend feuchtere und kühlere Frühjahrswitterung (weniger Insekten), die Kronenverlichtung vieler Laubbäume als Folge des Waldsterbens und die intensiv betriebene Vogeljagd in einigen Mittelmeerländern. Die Wälder an der unteren Salzach (auf bayerischer und österreichischer Seite) bilden einen großen, geschlossenen Auwaldkomplex, der mit einer Pirolpopulation von etwa 150 Brutpaaren überregionale Bedeutung besitzt. Aber auch hier ist der Bestand durch verschiedenste Nutzungsinteressen (Forst, Landwirtschaft, Kiesabbau, Anlegen von Bau- und Gewerbegebieten) gefährdet. Auf den Pirol und andere Auwaldarten wirken sich vor allem die Umwandlung des natürlichen Waldbestands und die Einbringung standortfremder

Fichtenkulturen negativ aus (WERNER 1990). Der Pirol profitiert in der Regel von Auen-Renaturierungsprojekten (WIDMER 2001), dadurch wird sein bevorzugter Lebensraum optimiert. Weitere Habitats wie feuchte Feldgehölze, Streuobstwiesen, extensiv bewirtschaftete Flächen in öffentlichen Anlagen wie Parks, Alleen und Gärten können Teilpopulationen beherbergen und so zur Bestandsstabilisierung und als Trittsteine zur Ausbreitung des Pirols beitragen.

Literatur

- BAUMANN, S. (1999): Telemetrische Untersuchungen zu Raumnutzung und Habitatpräferenz des Pirols (*Oriolus oriolus*) in Schleswig-Holstein. – Corax 18/1, S. 73-87.
- BAUMANN, S. (2000): Verhaltensstrategien des Europäischen Pirols (*Oriolus o. oriolus*) bei Gesang, Habitatnutzung und Migration. – Diss. Univ. Osnabrück.
- BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres–Singsvögel. – Wiesbaden: AULA-Verlag, 766 S.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – Eching: IHW-Verlag, 879 S.
- SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. – Berichte zum Vogelschutz 44, S. 23-81.
- WASSMANN, R. (2004): Der Pirol. – Wiebelsheim: AULA-Verlag, 95. S.
- WERNER, S. (1990): Untersuchungen zum Vorkommen des Pirols in den Auwäldern der Salzach zwischen Freilassing und Burghausen. – Berichte der ANL, H. 14, S. 161-164.
- WIDMER, M. (2001): Exot mit Flötengesang – das heimliche Leben des Pirols. – Ornis 2/2001, S. 13-15.

Schwarzstorch, *Ciconia nigra* (LINNAEUS, 1785)

Klasse: Vögel (Aves)

Ordnung: Schreitvögel (Ciconiiformes)

Familie: Störche (Ciconiidae)

1 Schutzstatus

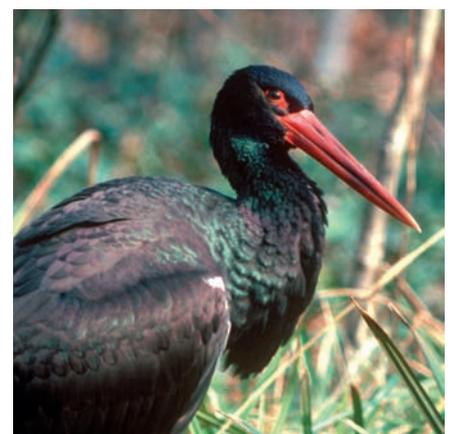
VRL	CMS	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. I	Anh. II, +	Anh. II	-	§§

Anm.: Nachhaltigkeitsindikatorart, Teilindikator „Wälder“; Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Der Schwarzstorch besiedelt großflächige, unzerschnittene und naturnahe Laub- und Mischwälder mit Feuchtwiesen, Sümpfen, Waldteichen, Altwässern, Bächen usw. Für ihn sind Wasser und Feuchtigkeit wesentlich wichtiger als für den Weißstorch. Die Horstplätze befinden sich häufig in Altholzbeständen, meist in Eichen, Buchen oder Kiefern

mit lichter Krone. Es werden zunehmend Felshorste festgestellt (in Sachsen und Rheinland-Pfalz). Die Art ist sehr scheu und braucht daher ungestörte Bereiche. Sie scheint jedoch die Tendenz zu entwickeln, vermehrt in Siedlungsnähe oder in kleinen, vom Menschen beeinflussten Waldstücken zu brüten (BAUER & BERTHOLD 1996). Ihre Nahrung, die hauptsächlich aus 25 bis



Schwarzstorch (P. Pretscher)

30 cm langen Fischen besteht (außerdem Amphibien und aquatische Makroinvertebraten), suchen die Störche z. B. an Tümpeln, vorwiegend jedoch an Fließgewässern von 1 bis über 10 m Breite. Die Fließgeschwin-

digkeit scheint keine große Rolle zu spielen, allerdings sind Flachwasserbereiche wichtig, in denen die Störche noch waten können. Waldbäche werden in der Regel bevorzugt aufgesucht, aber auch Wiesenbäche, die von einem lockeren Gehölzsaum begleitet werden und dadurch genügend Deckung bieten, sind ein geeignetes Nahrungshabitat (JANSSEN 1999).

Für den Schwarzstorch ist neben der Struktur des Nahrungsgewässers (Rhitral, Salmonidenregion, also vom Charakter des schnellfließenden Bachoberlaufs mit kiesig-steiniger Sohle) die Beschaffenheit der umgebenden Talau von Bedeutung. Ideal scheint dabei eine strukturreiche Vernetzung von verschiedenen Feuchtbiotopen wie naturnahen Sümpfen, Tümpeln und Feuchtwiesen zu sein. Vorteilhaft ist es, wenn die als Nahrungshabitate in Betracht kommenden Bäche das Brutgebiet selbst durchfließen oder aber in einem Verbund mit diesem über extensiv oder ungenutzte Feuchtgebiete stehen (JANSSEN 1999). Während des Zuges rasten die Störche gern in den Auen der großen Flüsse (z. B. an der Elbe) und suchen u. a. in den Altwässern nach Nahrung.

3 Verbreitung

Der Brutbestand des Schwarzstorches nimmt in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten wieder kontinuierlich zu (JANSSEN et al. 2004). Gleichzeitig ist eine Verschiebung der Arealgrenze nach Westen (Belgien, Luxemburg, Frankreich) zu beobachten. Verantwortlich dafür ist zum einen der Populationsdruck aus Osteuropa, wo sich vor allem im Baltikum und in Weißrussland durch das Anwachsen der dortigen Biberpopulation die Lebensbedingungen für den Schwarzstorch verbessert haben. Zum anderen ist der scheue Waldvogel, der lange als Nahrungskonkurrent der Angler und Fischer verfolgt und fast ausgerottet wurde, heute EU-weit streng geschützt (JÖBGES 2006).

Insgesamt brüten in Deutschland derzeit ca. 330 Paare. Dabei liegt der Schwerpunkt stabiler Besiedlung in der Mischwaldzone im Raum Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen. Im Zuge der stärkeren Wiederbesiedlung des westlichen und südwestlichen Arealrandes nach 1990 haben sich gute Bestände in Nordrhein-Westfalen, Hessen und Bayern entwickelt. Auch Thüringen und Rheinland-Pfalz hat der Schwarzstorch seit 1982 stetig besiedelt (DORNBUSCH 2005). Im Norden reicht die Verbreitung mit wenigen Brutpaaren bis Schleswig-Holstein.

Seit 2001 brütet der Schwarzstorch wieder regelmäßig in Baden-Württemberg (MLR 2006). Insgesamt betrachtet ist die Siedlungsdichte in Deutschland mit weniger als 1,0 Brutpaare/100 km² gering.

4 Ausbreitung

Ein Schwarzstorch-Brutpaar benötigt einen großen Aktionsraum, dessen Größe in Abhängigkeit von der Nahrungsgrundlage und Habitatstruktur zwischen 100 und 150 km² liegt. So legen Altvögel zum Nahrungshabitat bis zu 16 km zurück (JANSSEN 1999). Das eigentliche Revier, das gegen Fremdstörche verteidigt wird, ist um einiges kleiner. Die Reviergröße schwankt je nach den örtlichen Gegebenheiten: optimale Bedingungen für die Nestablage in Kombination mit sehr guten Nahrungshabitaten auf engem Raum lassen die Reviergröße schnell sinken, so dass ein Gebiet von 15 km² für ein Brutpaar ausreichen kann (JANSSEN et al. 2004). Die Ansiedlung eines zweiten Paares im direkten Horstbereich wird gar nicht oder nur selten geduldet (JÖBGES 2006). Häufig werden in einer Entfernung von 2-6 km zum Brutplatz Wechsel- und Ausweichnester angelegt.

Der Schwarzstorch ist in der Fortpflanzung ein K-Strategie, denn von Nachgelegen abgesehen wird jährlich nur ein Gelege mit im Normalfall 3-5 Eiern bebrütet. Der Bruterfolg unterliegt mitunter beachtlichen jährlichen Schwankungen. Als Hauptursache werden dafür extreme Wetterschwankungen, aber auch geringes Nahrungsangebot, Prädatorendruck und anthropogene Störungen genannt. In Deutschland liegt der Bruterfolg in den westlichen, zentralen und südlichen Brutgebieten bei über 70 %, in den nordöstlichen Landesteilen kam es seit Mitte der 1980er Jahre zu einem spürbaren Rückgang (z. B. unter 60 % in Mecklenburg-Vorpommern) (JANSSEN et al. 2004). Dieser Trend ist auch im Vergleich der west- und nordosteuropäischen Vorkommen erkennbar.

Der Schwarzstorch ist ein Mittel- und Langstreckenzieher, der im Spätsommer und Herbst (vorwiegend zwischen Mitte August und Mitte September) nach Südosten und Südwesten sowie teilweise nach Süden abwandert. Seit einigen Jahren werden in Israel, im Süden Bulgariens und in Südspanien überwinternde Schwarzstörche festgestellt (DORNBUSCH 2000). Jedoch verbringen die meisten Störche den Winter in Ost- und West-Afrika. Die Brutpartner treffen Mitte März bis Anfang April überwiegend getrennt am Nistplatz ein. Üblicherweise erscheinen die Männchen vor den Weibchen

am Nest. Die Störche sind ausgesprochen brutortstreu.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Habitatverlust, also der Verlust natürlicher, strukturreicher Wälder mit Altholzbeständen und Feuchtgebieten ist nach wie vor die Hauptursache für die Gefährdung des Schwarzstorches. So werden beispielsweise Auwälder in Deutschland nur noch selten als Brutplatz nachgewiesen, was jedoch nicht an geänderten Präferenzen, sondern an der Reduzierung dieses Biototyps liegt. Die Art erreicht in natürlich ausgeprägten Auwäldern (z. B. an der Donau in Ungarn) höchste Siedlungsdichten (JANSSEN et al. 2004).

Neben konkreten Maßnahmen am Brutplatz, wie die Errichtung von Horstschutzzonen (ganzjähriger Verzicht auf strukturverändernde Maßnahmen in einer 100-150 m-Schutzzone, Schutz vor Beunruhigung in einer während der Brutzeit einzuhaltenden 300 m-Ruhezone (DORNBUSCH 2000)), der Entschärfung von Stromleitungen durch bessere Isolation oder Erdverkabelung in sensiblen Bereichen zur Vermeidung von Kollisionen besonders von Jungstörchen, der Schaffung von internationalen gesetzlichen Regelungen und Aufklärung der betreffenden Bevölkerungen zwecks Verhinderung des Abschusses in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten und der Ausweisung eines umfassenden Netzes geeigneter, den ökologischen Ansprüchen der Art entsprechender, strukturreicher, vorwiegend bewaldeter Schutzgebiete in Europa hat daher der Schutz bestehender naturnaher, störungsarmer Wälder und kleiner Fließgewässer einschließlich ihrer Auen bzw. deren Entwicklung oberste Priorität.

Renaturierungskonzepte mit dem Schwarzstorch als Zielart müssen eine durchgreifende, auf natürlichen Prozessen basierende Verbesserung der Nahrungshabitate anstreben. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Storch sowohl Bäche, als auch deren Aue als Nahrungshabitat nutzt. Eine bis an die Bachufer heranreichende intensiv genutzte Agrarlandschaft ist für die Störche äußerst unattraktiv. Landwirtschaftliche Nutzungen sollten durch einen mindestens 5 m breiten Uferstreifen vom Fließgewässer abgetrennt sein, damit sich die notwendigen Gebüschstrukturen entwickeln können. Auch die Ansprüche des Schwarzstorches unterstreichen die Notwendigkeit der Errichtung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds.

Literatur

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. – Wiesbaden: AULA-Verlag, 715 S.

DORNBUSCH, G. (2000): Der Schwarzstorch: Status, Gefährdung und Schutzziele. – In: HAUPT, H.; LUTZ, K. & BOYE, P. (2000): Internationale Impulse für den Schutz von Wasservögeln in Deutschland. – Bundesamt für Naturschutz Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 60, S. 53-62.

DORNBUSCH, G. (2005): Zur Bestandsent-

wicklung des Schwarzstorchs *Ciconia nigra* in Deutschland. – Charadrius, 41/H. 1-2, S. 79-83.

JANSSEN, G. (1999): Bachrenaturierung als Möglichkeit zur Verbesserung von Nahrungshabitaten des Schwarzstorchs (*Ciconia nigra*) am Beispiel Schleswig-Holsteins. – Vogel und Umwelt, H. 3, S. 103-121.

JANSSEN, G.; HORMANN, M. & ROHDE, C. (2004): Der Schwarzstorch *Ciconia nigra*. – Die Neue Brehmbücherei Bd. 468, Hohenwarsleben: Westarp Wissenschaften, 414 S.

JÖBGES, M. (2006): Die Rückkehr des

Schwarzstorchs *Ciconia nigra* nach NRW – Habitatsprüche, Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen. – LÖBF-Mitteilungen, Nr. 2/2006, S. 14-16.

Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (MLR) (Hg.) (2006): Im Portrait – die Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie. – 144 S.

SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. – Berichte zum Vogelschutz 44, S. 23-81.

Teichrohrsänger, *Acrocephalus scirpaceus* (HERMANN, 1804)

Klasse: Vögel (Aves)

Ordnung: Sperlingsvögel (Passeriformes)

Familie: Grasmückenartige (Sylviidae)

1 Schutzstatus

VRL	CMS	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	Anh. II	Anh. II	-	§

Anmerkung: Nachhaltigkeitsindikatorart, Teilindikator „Binnengewässer“
Vogel des Jahres 1989

2 Lebensraum

Der Teichrohrsänger ist stark an Schilfbestände gebunden und ist somit ein typischer Brutvogel der Schilfbestände und -röhrichte stehender und langsam fließender Gewässer. Dabei können selbst kleine und isolierte Schilfbestände z. B. in Feuchtwiesen, an Kleingewässern und Gräben als Brutplatz dienen, vorausgesetzt, die Anforderungen an die Schilfdichte (mindestens 70 Halme/m², Halmabstand weniger als 12 cm, Lichtabschirmung von > 70%), die Halmstärke (4-9 mm) und die Höhe des Röhrichts (mindestens 80 cm) werden erfüllt (BEZZEL 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Bevorzugt werden jedoch gut wüchsige Altschilfbestände, da die Halme des frischen, erst im Mai treibenden Jungschilfs das kunstvoll geflochtene Hängennest nicht tragen können. Reine Rohrkolbenröhrichte werden weitgehend gemieden. Bruten in Ufergebüsch, Weidendickichten oder gar gewässernahen Getreidefeldern sind stets Ausnahmen (LÖLF 1988), tragen aber zur Vermeidung von Ausfällen bei anthropogener (z. B. Mahd) oder natürlicher (z. B. Hochwasser) Zerstörung des Bruthabitats bei.

3 Verbreitung

Die Bestände des Teichrohrsängers gingen ca. seit den 1950er Jahren infolge von Habitatstörungen oder -eingriffen sowie den Spätstadien der Gewässereutrophierung großräumig zurück, die Ballungsräume wa-

ren besonders stark betroffen. Dieser Trend war bereits ab den 1970er Jahren rückläufig, und es ist regional eine Bestandserholung und Stabilisierung erkennbar. Diese fallen häufig mit Renaturierungsmaßnahmen zusammen, die eine Zunahme der Schilfflächen bewirken. Die Bestandsgrößen früherer Jahrzehnte wurden jedoch meist noch nicht wieder erreicht (BAUER & BERTHOLD 1996). Die aktuelle Verbreitung des Teichrohrsängers in Deutschland ist nahezu flächendeckend, wobei die Brutpaardichte im Nordosten höher ist.

4 Ausbreitung

In optimalen Habitaten begnügt sich der Teichrohrsänger mit sehr kleinen Brutrevieren und die Männchen verteidigen nur ein kleines Areal rund um den Nistplatz. So konnten für den Schilfbestand des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, Kreis Steinfurt, 5,7 Brutpaare/ha festgestellt werden (LÖLF 1988). In ausgedehnten Schilfgürteln kann die Brut beinahe kolonieartig erfolgen: es gibt Angaben von bis zu 62 Brutpaare/ha Schilfröhricht; auch kann ein Brutpaar schon mit einem isolierten Schilfstück von 40 m² oder weniger auskommen (IMPEKOVEN 1993). Zur Nahrungssuche, die zu einem erheblichen Teil außerhalb des Schilfröhrichts stattfindet, fliegen die Vögel bis zu 500 m (meist nicht mehr als 50 m) in Riedwiesen mit lockeren Röhrichtbeständen, Weidengebüsche oder Waldränder (SCHULZE-HAGEN 1993). Hier reagieren



Teichrohrsänger (H.-G. Wende)

sie häufig aggressiv auf Artgenossen, was am Brutplatz nur selten vorkommt. Denn im Schilf ist der Prädatorendruck hoch – 20 bis 90 % aller Nester werden ausgeraubt (marginal von Rabenvögeln, Rohrweihen und Zwergdommeln, in trockenen Röhrichten z. T. erheblich von Kleinsäugern wie Mäusen oder Hermelin) – und ein unauffälliges Verhalten ist demnach lebensnotwendig.

Gebietsweise ist der Kuckuck der Hauptnisträuber, denn er parasitiert die Teichrohrsänger-Gelege nicht nur, sondern nutzt sie häufig auch als Nahrung. Die Brutverluste werden durch eine hohe Rate an Nachgelegen, die für Rohrsänger ungewöhnlich lange Brut-saison (Nestlinge z. T. noch im September) und gelegentliche Zweitbruten ausgeglichen (SCHULZE-HAGEN 1993). Der Brutbestand des Teichrohrsängers kann von Jahr zu Jahr stark schwanken. Ursachen dafür sind ungünstige Witterungsbedingungen oder katastrophale Ereignisse im Winterquartier bzw. auf dem Zug. Insgesamt betrachtet bleiben die Bestände in gut ausgestatteten Habitaten jedoch relativ konstant (vgl. PUCHTA 2002). SUDFELDT et al. (2007) geben den Brutbestand in Deutschland für den Zeitraum 1999-2005 mit „Bestand schwankend und/oder im Trend“ an. Der Langstreckenzieher überwintert in der afrikanischen Sahelzone am Südrand der Sahara und trifft erst spät im Frühjahr in den letzten April, bzw. ersten Maitagen wieder bei uns ein. Schon im Juli beginnt der Rückzug;

einzelne Teichrohrsänger wurden jedoch noch bis Anfang Oktober in Mitteleuropa festgestellt. Die Zugleistung der Vögel ist beträchtlich: 1000 km in 4 Tagen bzw. 450 km an einem Tag sind nachgewiesen. Dank einer hohen Beringungsrate ist bekannt, dass Teichrohrsänger bis zu 12 Jahre alt werden können. Allerdings beträgt die durchschnittliche Lebensdauer lediglich 3,5 Jahre (SCHULZE-HAGEN 1993). Die Art ist relativ geburts- und im Falle erfolgreicher Vorjahresbruten brutortstreu (K-Strategie).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Art ist in der Lage, natürliche Bestandseinbußen (z. B. durch ungünstige Witterungsverhältnisse, Hochwasserereignisse) aufzufangen (s. o.).

Die Zerstörung von Schilfröhrichten durch Fluss- und Bachbegradigung und -verbauung, Grabenbefestigung mit Haftschanen und intensive Böschungspflege, Trockenlegung und Umbruch von Überschwemmungsflächen, Grundwasserabsenkung, Bildung von Faulschlamm durch veränderte Wasserführung an Altwässern, Verfüllung von Weihern, Altarmen, und Kleingewässern, durch Freizeitaktivitäten (Bootsverkehr, Angeln, Baden, Campen usw.), Eutrophierung (Schilfstengel werden brüchig, Entwicklung von schädigenden Algenmatten), Belastung des Gewässers mit Umweltgiften, Bioziden und Schwermetallen sowie Verbiss durch

den Bisam führt jedoch zwangsläufig zum Lebensraumverlust und damit zum Bestandsrückgang (LÖLF 1988, BAUER & BERTHOLD 1996).

Deshalb sollten zur Stabilisierung des Brutbestands ungestörte Habitate langfristig geschützt und beeinträchtigte Habitate durch gezielte Maßnahmen optimiert werden, d. h. naturnahe Gestaltung (Renaturierung) verbauter Uferabschnitte, Absperrung der Schilfröhrichte bzw. Besucherlenkung bei hohem Freizeitdruck, Vermeidung von Eutrophierung und Dünggeeintrag in Gewässer, Wiedervernässung ehemals wasserzügiger Röhrichte, Reduzierung des Bisambestandes bei sehr hoher Bestandsdichte und ausschließlich sektorale Mahd (etwa im Abstand von 5 Jahren im Winter) (LÖLF 1988).

Eine positive Bestandsentwicklung ist nur denkbar, wenn der gebietsweise besorgniserregende Zustand des Lebensraums durch die genannten Schutzmaßnahmen verbessert wird – schließlich ist der Teichrohrsänger eine Indikatorart für die Lebensgemeinschaft Schilfröhricht, zu der u. a. auch der Haubentaucher, die Rohrdommel und die Rohrweihe (Arten des Nachhaltigkeitsindikators, Teilindikator „Binnengewässer“, Die Bundesregierung 2001, 2004) gehören.

Literatur

- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. – Wiesbaden: AULA-Verlag, 715 S.
- BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres – Singvögel. – Wiesbaden:

AULA-Verlag, 766 S.

Die Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. – Bundeskanzleramt Berlin, 266 S.

Die Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. – Berlin, 240 S.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 12: Sylviidae. – Wiesbaden: AULA-Verlag.

IMPEKOVEN, M. (1993): Ein Kletterkünstler im Schilf. – ORNIS, 3/93, S. 30-32.

LÖLF - Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (1988): Naturschutzpraktisch, Beiträge zum Artenschutzprogramm Nordrhein-Westfalen, Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 82; KÖNIG, H.: Artenhilfsprogramm Teichrohrsänger (Sylviidae: *Acrocephalus scirpaceus*). – Recklinghausen, 3 S.

PUCHTA, A. (2002): Zu den Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Rohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. arundinaceus*) der Fußbacher Bucht, Rheindelta (Vorarlberg, Österreich). – Vorarlberger Naturschau Forschen und Entdecken, Volume 11, S. 143-164.

SCHULZE-HAGEN, K. (1993): Habitatansprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. – In: Artenschutzsymposium Teichrohrsänger des Naturschutzbundes Deutschland, Landesverband Baden-Württemberg e. V.; Beiheft Nr. 68 zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Hg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, S. 15-40.

SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung. – Berichte zum Vogelschutz 44, S. 23-81.

SUDFELDT, C.; DRÖSCHMEISTER, R.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): Vögel in Deutschland – 2007. – DDA, BfN, LAG VSW, Münster, 39 S.

6.4.3 Amphibien, Reptilien

Gewöhnliche Ringelnatter, *Natrix natrix* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Kriechtiere (Reptilia)

Ordnung: Schuppenkriechtiere (Squamata)

Familie: Nattern (Colubridae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	Anh. III	3	§

Anmerkung: Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Die Ringelnatter frisst überwiegend Amphibien und ist daher auf amphibienreiche Lebensräume angewiesen. Es werden permanente, sonnenexponierte und vegetationsreiche Gewässer bevorzugt. Ihr primärer Lebensraum sind die natürlichen Überschwemmungsgebiete der Flusstäler. Sie ist wie ihre Nahrungstiere vielerorts auf Sekundärstandorte wie Steinbrüche, Kiesgruben und Baggerseen ausgewichen. Die Ringelnatter bevorzugt naturnahe Feuchtgebiete (z. B. Weiher, Teiche, Seen, Fließgewässer sowie Feuchtwiesen und Moore) mit einer engen räumlichen Verzahnung notwendiger Strukturen: Das terrestrische Teilhabitat muss einerseits genügend Deckung und Versteckmöglichkeiten in der Nähe von Sonn-Bereichen und andererseits geeignete Eiablageplätze bieten. Dies sind feuchte, vor Vernässung oder Überflutung geschützte und durch rottendes Material wärmende Plätze wie moderne Baumstubben oder Aufhäufungen organischen Materials. Auch Kompost- und Misthaufen sind geeignet. Das aquatische Teilhabitat ist das Jagdgebiet. Entweder lauert sie ihrer Beute in feuchten Bereichen an Land auf oder schwimmt und taucht im Wasser nach Amphibien (WAITZMANN & SOWIG 2007). Sie fehlt in landwirtschaftlich genutzten Landschaften.

3 Verbreitung

Das Areal der Ringelnatter erstreckt sich von Spanien im Westen bis zum Baikal-

see im Osten. Die Art kommt fast in ganz Europa vor. In Deutschland ist sie die am weitesten verbreitete Schlangenart, wobei es Verbreitungslücken in montanen Regionen gibt. Die Bestände sind überall rückläufig bis stark rückläufig, lokal und regional sind sie an vielen Orten vor allem aufgrund der Veränderungen ihres Lebensraumes bereits verschwunden (WAITZMANN & SOWIG 2007).

4 Ausbreitung

In Erdhöhlen, Baumstubben oder Laubhaufen hält die Ringelnatter in Kleingruppen von Oktober bis April Winterschlaf. Hier findet auch die Paarung in Gruppen von bis zu 60 Tieren statt. Im Juni oder Juli legen die Weibchen 20-40 Eier in verrottendem, organischem Material ab (r-Strategie). Die Schlüpflinge verlassen im September die Eier und bleiben teilweise ohne Nahrungsaufnahme bis zum Frühjahr bei dem Gelege. Sie werden 20 bis 25 Jahre alt (KAISER & RÖCK 2006). Ringelnattern haben kein ausgeprägtes Territorialverhalten und die Aktionsradien mehrerer Tiere können sich weit überschneiden. In Schweden wurde ein Flächenanspruch von 10-20 ha pro Individuum ermittelt. Demnach benötigt eine überlebensfähige Population von 50 Individuen eine Fläche von etwa 250 ha. Ringelnattern können sich im Extremfall, insbesondere zum Aufsuchen von Winterquartieren oder zur Eiablage, einige Kilometer vom Wasser entfernen (WAITZMANN & SOWIG 2007).



Ringelnatter (*P. Pretscher*)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Ringelnatter ist wie auch die Amphibien eine Zeigerart für naturnahe Auenlandschaften und geeignet, um Prognosen über die Auswirkungen einer Veränderung des Wasserhaushalts zu stellen und zu dokumentieren. Sie besiedelt ein breites Spektrum von offenen und halboffenen Lebensräumen entlang von Fließgewässern oder an Stillgewässern mit heterogener Vegetationsstruktur und einem Mosaik unterschiedlicher Biotop-typen (GÜNTHER & VOLKL 1996). Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund kann den Bestand der Ringelnatter sichern und wieder vergrößern, sofern alle notwendigen Teilhabitate auch in weiterer Entfernung vorhanden und sichere Wanderungen dazwischen möglich sind.

Literatur

- GÜNTHER, R. & VOLKL, W. (1996): 9.12 Ringelnatter – *Natrix natrix* (LINNAEUS, 1758). - In: GÜNTHER, R. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena: Fischer, 666-684.
- KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).
- WAITZMANN, M. & SOWIG, P. (2007): Ringelnatter – *Natrix natrix* LINNAEUS, 1758. - In: LAUFER, H.; FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 667-686.

Kreuzkröte, *Bufo calamita* (LAURENTI, 1768)
(neues Synonym: *Epidalea calamita*)

Klasse: Lurche (Amphibia)
Ordnung: Froschlurche (Anura)
Familie: Kröten (Bufonidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. IV	BQK	Anh. II	3	§§

2 Lebensraum

Die Kreuzkröte ist eine typische Art sandreicher Flächen des Flach- und Hügellandes. Ihre idealen Laichgewässer sind flach, erwärmen sich schnell und führen nur temporär Wasser. Um sich tagsüber vor Austrocknung zu schützen sucht sie sich Tagesverstecke in Kleinsäugerbauten oder gräbt sich im Sand ein und lauert v. a. Käfern und Ameisen auf. Die notwendigen Lebensbedingungen finden sich vor allem in den Überschwemmungsaunen unregulierter Ströme und Nebenflüsse. In Ermangelung des natürlichen Lebensraums weicht sie auf sekundäre Pionierstandorte aus, wie etwa Abgrabungsflächen aller Art (Sand-, Kies-, Lehmgruben, Steinbrüche, Ziegeleien) (GÜNTHER & MEYER 1996). Als typische Pionierbesiedlerin lebt die Kreuzkröte an vielen Standorten nur über einen begrenzten Zeitraum. Sie ist aber selbst in Ballungsräumen in der Lage, neue Lebensräume wie Industriebrachen und Bergeländen, die neben den Abgrabungsflächen zu den wichtigsten Lebensräumen zählen, zu besiedeln (SCHLÜPMANN et al. 2006).

3 Verbreitung

Das atlanto-mediterrane Areal der Kreuzkröte erstreckt sich in Europa von der Iberischen Halbinsel über die Südspitze Schwedens bis zu den Alpen und ins Baltikum bis nach Weißrussland. Sie ist an gemäßigtes Klima angepasst. In Deutschland kommt die Kreuzkröte mit Verbreitungslücken in Mittelgebirgen oder größeren Moor- und Waldgebieten in weiten Teilen vor; auf einigen Nordseeinseln ist die Kreuzkröte die häufigste Amphibienart. In vielen Regionen sind die Bestände jedoch stark rückläufig (MEYER 2004).

4 Ausbreitung

Als Anpassung an den trocken-warmen Lebensraum und das Leben in temporären Gewässern erstreckt sich die Laichperiode von April bis Juli, wobei die Fortpflanzung im Juni und Juli mit einer relativ kurzen

Entwicklungszeit der Larven von 4 bis 12 Wochen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur erfolgreicher ist. Die Weibchen laichen zunächst einmal im Jahr, mit zunehmendem Alter (bis zu 10 Jahren) zweimal im Jahr, max. 4.000 Eier. Die Laichschnüre werden in 1-10 cm Tiefe frei auf dem flachen Gewässerboden abgelegt. Die schon nach 2-7 Tagen schlüpfenden Larven suchen aktiv die optimale Wassertemperatur. Nur 0,3 % der Larven erreichen die Metamorphose: 8 % schlüpfen nicht, 2 % haben Entwicklungsstörungen durch natürliche Hybridisierung, 6 % sterben durch Austrocknung und 84 % werden gefressen (r-Strategie). Bedingt durch hohen Feinddruck und Konkurrenzschwäche gegenüber anderen Froschlurven entwickelte sich die Kreuzkröte zu einer Spezialistin für temporäre Kleingewässer.

In England wurde für eine Population eine Dichte von 2.500 Individuen auf 100 km² festgestellt (JNCC 2008). Pro Tag können Kreuzkröten 200-500 m zurücklegen. Wahrscheinlich wandern die Männchen nach Regenfällen ziellos umher, um neu entstandene Kleingewässer zu entdecken. Nach der Brutsaison befinden sich fast alle Tiere in einem Radius von 700 m um das Laichgewässer, die maximale Distanz wird mit 3,5-4 km angegeben (MEYER 2004, LAUFER & SOWIG 2007).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Amphibien benötigen im Jahresverlauf und im Verlauf ihres Lebens aquatische und terrestrische Lebensräume. Sie sind in Mitteleuropa, insbesondere in naturnahen Auen mit vielen unterschiedlichen Gewässern und zumindest zeitweise feuchten Landlebensräumen, arten- und individuenreich vertreten. Auf Veränderungen des Gewässerhaushalts reagieren sie empfindlich und relativ schnell und sind daher als Zeigerarten



Kreuzkröte (P. Pretscher)

gut geeignet. Primärlebensräume der Kreuzkröte sind natürliche Pionierstandorte in einer dynamischen Flussaue, insbesondere temporäre Kleingewässer und Sanderflächen (LAUFER & SOWIG 2007).

Sekundärbiotop stellen nur dann geeignete Habitate dar, solange die Nutzung besteht, danach sind aufwendige Erhaltungsmaßnahmen erforderlich. Der Schutz vorhandener und neu durch Hochwasser entstehender Primärhabitats mit natürlicher Regenerationsfähigkeit ist für diese Art absolut notwendig, auch wenn hier zunächst keine Kreuzkröten vorkommen. Durch das Suchen der Männchen nach neuen Laichgewässern können die Tiere, auch geleitet durch geeignete Trittsteinbiotop, in solche Bereiche einwandern (SINSCH 1998).

Literatur

- GÜNTHER, R. & MEYER, F. (1996): 6.13. Kreuzkröte - *Bufo calamita* LAURENTI, 1768. - In: GÜNTHER, R. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena: Fischer, 302-321.
- JNCC (Joint Nature Conservation Committee) (2007): Second Report by the UK under Article 17 on the implementation of the Habitats Directive from January 2001 to December 2006. Peterborough: JNCC. www.jncc.gov.uk/article/17. Stand 3.11.2008.
- LAUFER, H. & SOWIG, P. (2007): Kreuzkröte - *Bufo calamita* LAURENTI, 1768. - In: LAUFER, H.; FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 335-356.
- MEYER, F. (2004): 9.4 *Bufo calamita* (LAURENTI, 1768). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 45-50.
- SCHLÜPMANN, M.; GEIGER, A. & WILLIGALLA, C. (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. - Zeitschrift für Feldherpetologie. Supplement. 10. 127-164.
- SINSCH, U. (1998): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. - Bochum: Laurenti Verlag, 222 S.

Nordamerikanischer Ochsenfrosch, *Rana catesbeiana* (SHAW 1802)

Klasse: Lurche (Amphibia)

Ordnung: Froschlurche (Anura)

Familie: Echte Frösche (Ranidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	-	§

Anmerkung: eingeführte Art (Neozoon)

2 Lebensraum

Der Nordamerikanische Ochsenfrosch ähnelt im Erscheinungsbild und seinem Verhalten einheimischen Fröschen, ist allerdings größer und schwerer (500-800 g). In Europa liegt sein terrestrisches Teilhabitat in unmittelbarer Gewässernähe, da er den Verlust von Körperflüssigkeit nicht verträgt. In Nordamerika sind seine aquatischen Habitate vor allem langsam fließende Flüsse, größere Seen, Weiher und Teiche. In Deutschland ist er vor allem in größeren Gewässern wie Baggerseen, Teichen und Weihern zu finden. Das Laichgewässer muss tiefer als 1,5 m sein, um im Winter nicht durchzufrieren und Wasserpflanzenbestände aufweisen. Überhängende Äste von Weiden am Ufer stellen bevorzugte Rufplätze der Männchen dar. Die Tiere überwintern wahrscheinlich an Land. Der Ochsenfrosch frisst fast alles, was sich ihm bietet, vor allem andere Amphibien, kleinere Säugetiere oder Vögel. An Teichen, an denen sich Ochsenfrösche ansiedeln, wandern Wasserfrösche ab (LAUFER & WAITZMANN 2007).

3 Verbreitung

Der Ochsenfrosch kam ursprünglich nur in Nordamerika östlich der Rocky Mountains von Florida bis Südkanada vor. Eingeführt wurde er in den Westen der USA, Großbritannien, Europa und Australien. In Deutschland sind bisher an vier Standorten Vorkommen bekannt. An zwei Standorten

(Celle und Stuttgart) wurde er erfolgreich bekämpft. Bei Bonn befindet er sich in einem isolierten Gewässer, wodurch seine Ausbreitung verhindert wird. Das größte Vorkommen befindet sich nördlich von Karlsruhe und ist auf 27 zum Teil größere Gewässer verteilt, die sich entlang des Rheins auf etwa 7 km Länge befinden. Hier wurden wahrscheinlich nach der Geschäftsaufgabe einer Zoohandlung Anfang der 1990er Jahre Ochsenfrösche ausgesetzt (LAUFER & WAITZMANN 2007).

4 Ausbreitung

Die Ochsenfrösche beginnen ihre Fortpflanzungsaktivitäten bei Wassertemperaturen von 17-21 °C und Lufttemperaturen um 28 °C, also zwischen Mai und September. Die tiefen, vibrierenden Ruflaute des im Uferbereich sitzenden oder im Wasser treibenden Männchens sind in 2 km Entfernung zu hören. Die Weibchen laichen einmal 10.000 bis 25.000 Eier in großen Klumpen in Ufernähe ab. Ältere Weibchen können in einer Saison zwei Gelege produzieren. Nach 6-12 Tagen schlüpfen die Larven, die eine lange Entwicklungszeit von 1-3 Jahren benötigen, nach 2-4 Jahren sind Ochsenfrösche geschlechtsreif. Wahrscheinlich werden sie bis zu 10 Jahre alt. Einige Ochsenfrösche verbringen den Sommer an einem Standort, während andere bis zu 300 m weit wandern. In Missouri wurden Wanderstrecken von bis zu 1,2 km zurückgelegt, eine Leistung, die



Ochsenfrosch (C. D. Howe, wikipedia)

in Deutschland noch nicht beobachtet wurde (LAUFER & WAITZMANN 2007).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Im Oberrheingebiet bei Karlsruhe hat der Ochsenfrosch optimale Bedingungen gefunden, um sich auszubreiten, da dieses Gebiet einen Biotopverbund geeigneter Amphibien-Gewässer darstellt. Der Ochsenfrosch ist eine Problemart, da er einerseits auf alle einheimischen Frösche stark dezimierend wirkt, andererseits seine natürlichen Fressfeinde wie Wasserschlangen, Wasserschildkröte und einige Fischarten in Europa fehlen. Daher wird er in Karlsruhe seit 2002 bekämpft (LAUFER & WAITZMANN 2002). Das Beispiel Ochsenfrosch zeigt, wie schwer und finanziell aufwendig es ist, eine Problemart zu bekämpfen und dass in solchen Situationen sofortige Maßnahmen eingeleitet werden müssen (LAUFER & WAITZMANN 2007).

Literatur

LAUFER, H. & WAITZMANN, M. (2002): Der Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) am nördlichen Oberrhein. - Herpetofauna 24 (136). 5-14.

LAUFER, H. & WAITZMANN, M. (2007): Nordamerikanischer Ochsenfrosch – *Rana catesbeiana* SHAW, 1802. - In: LAUFER, H.; FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 501-510.

Nördlicher Kammolch, *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768)

Klasse: Lurche (Amphibia)

Ordnung: Schwanzlurche (Caudata)

Familie: Echte Salamander (Salamandridae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	BQK	Anh. II	3	§§

2 Lebensraum

Der Nördliche Kammolch ist mit 16-18 cm Körperlänge der größte und kräftigste einheimische Wassermolch (MEYER 2004). Er bevorzugt größere stehende Gewässer wie Weiher, Teiche, Altarme und Gewässerkomplexe in Auwäldern oder Abgrabungen mit starker Sonneneinstrahlung und submerser Vegetation. Alle Typen stehender Gewässer werden besiedelt, wobei eine Tiefe von mindestens 70 cm, die Abwesenheit von Fischen, eine reiche Unterwasservegetation, lehmiger Untergrund und wenig Faulschlamm am Boden ideal sind. Als Winterquartier dienen meist Steinhaufen, morsche Baumstämme, Nagerbauten, Erdhöhlen usw. Einige Männchen nutzen das Gewässer zur Überwinterung. In optimalen Lebensräumen, wie etwa Auenwäldern, nutzt der Kammolch alle vorhandenen Gewässer (RIMP 2007). Der Kammolch ist nahezu ganzjährig an Wasser gebunden (GROSSE & GÜNTHER 1996).

3 Verbreitung

Deutschland umfasst etwa ein Drittel des Areals des Kammolchs, das sich von Nordwestfrankreich im Westen bis zum Uralgebirge im Osten hinzieht (MEYER 2004). Der Kammolch fehlt in keinem Bundesland, weist allerdings große Verbreitungslücken auf. Der Schwerpunkt seiner Verbreitung liegt im Flach- und Hügelland. Er ist durch Verinselung seiner Habitate stark im Rückgang begriffen. So ging der Bestand in Baden-Württemberg in den letzten 10 Jahren um 50 % zurück (RIMP 2007).

4 Ausbreitung

Liegen geeignete Land- und Wasserhabitate eng beieinander, ist der nördliche Kammolch sehr ortstreu, eine Population hält sich im 15-65 m Radius um das Gewässer auf und kehrt jährlich wieder an das gleiche Gewässer zurück. Liegen geeignete Habitate weiter auseinander, werden auch Strecken

von 150 m mit einer Geschwindigkeit von 10-50 m pro Nacht zurückgelegt. Es können auch größere Strecken überwunden werden, so wandern erwachsene Molche nach einer Umsiedlung über Distanzen von 500-800 m zu ihrem Heimatgewässer zurück. Ein großer Teil junger Kammolche wandert im Juni/Juli in neue Gewässer ein. Allerdings werden zur Neubesiedlung Gewässer über 400 m Entfernung nicht mehr angenommen. Als Balzplatz wird von einem Kammolch-Männchen ein offener, pflanzenfreier Gewässerbereich ohne Strömung aufgesucht, den er über einen gewissen Zeitraum verteidigt; feste Territorien gibt es nicht.

Wenn sich ein Weibchen für das Männchen interessiert, setzt das Männchen bis zu fünf weiße, stiftförmige Spermienträger ab und leitet das Weibchen über diese, so dass es sie aufnehmen kann. Die aufgenommenen Spermien bleiben etwa ein Jahr lang befruchtungsfähig. Das Weibchen klebt an aufeinanderfolgenden Tagen bis zu 400 Eier in 25-50 cm Wassertiefe an Blätter von Unterwasserpflanzen (r-Strategie). Aufgrund eines Gen-Defekts, dem Chromosom-1-Syndrom, sterben 50% der Embryonen ab. Nach 15 Tagen schlüpft die Larve und heftet sich zunächst an feste Strukturen, bis der Dottersack aufgebraucht ist. Danach lebt sie freischwimmend im offenen Wasser oder zwischen lockeren Pflanzenbeständen und ernährt sich von Muschelkrebse, Hüpferlingen u. ä.. Da der Kammolch unter den Amphibien mit etwa 5 Monaten die höchste Gewässerverweildauer hat, ist für ihn der Fraßdruck im Gewässer besonders hoch. Nach 2-3 Jahren sind Kammolche geschlechtsreif und können im Freiland bis zu 17 Jahre alt werden (RIMP 2007). Die Populationsgröße wird meist deutlich unterschätzt, so konnten bei einer Untersuchung an einem kleinen Berliner Weiher rund 2.000 Individuen nachgewiesen werden (MEYER 2004).



Kammolch (www.amphibienschutz.de)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Kammolch benötigt ein engmaschiges Netz geeigneter aquatischer und terrestrischer Habitate, so wie sie in naturnahen Auenlandschaften zu finden sind.

In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund dürfen für den Kammolch geeignete Teilhabitate nicht weiter als 130 m voneinander entfernt sein. Geeignete Laichgewässer können bis zu 400 m auseinander liegen, sofern keine Trennwirkung durch Straßen besteht. Dann sind Ausbreitung und Wanderung der Populationen möglich.

Als Laichgewässer können sowohl natürliche als auch künstliche, aber naturnah gestaltete Biotopverbünde, z. B. Hochwasserrückhalteräume, dienen (KAISER & RÖCK 2006).

Literatur

GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): 6.4. Kammolch - *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). - In: GÜNTHER, R. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena: Fischer, 120-141.

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

MEYER, F. (2004): 9.23 *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 183-190.

RIMP, K. (2007): Nördlicher Kammolch - *Triturus cristatus* LAURENTI, 1768. - In: LAUFER, H.; FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. - Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 207-222.

6.4.4 Fische

Atlantischer Lachs, *Salmo salar* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Lachsartige (Salmoniformes)

Familie: Forellenfische (Salmonidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, V	BQK	Anh. III	1	-

Anmerkung: Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Der Lachs ist anadrom, d. h. er lebt in seinen Fressgebieten im Nordatlantik und steigt zum Laichen bis in die Barben- und Äschenregion im Mittellauf der Bäche und Flüsse. Der Lachs ist auf lineare Durchgängigkeit der Fließgewässer und auf gute Wasserqualität angewiesen, um seine Duftspur ins Herkunftsgewässer aufnehmen zu können (STEINMANN & BLESS 2004). Im Meer ernähren sich die Lachse von Kleinfischen und Zooplankton. Die in die Laichgebiete wandernden Lachse nehmen keinerlei Nahrung mehr auf, allerdings bleibt der „Jagdinstinkt“ erhalten, so dass sie etwa auf Angelköder mit Zuschnappen reagieren (SCHNEIDER 2005).

Die Laichplätze sind grobkiesige Abschnitte in schottergeprägten Bächen und Flüssen des Grundgebirges und die kiesgeprägten Bäche und Flüsse des Deckgebirges bis zu einer Einzugsgebietsgröße von meist 1.000 km² (MUNLV 2006). Während ihres Wachstums benötigen Lachse unterschiedliche Habitate: Im ersten Lebensjahr bleiben sie über grobkiesigem Substrat, ältere Tiere wechseln in tieferes Wasser mit erhöhter Strömungsgeschwindigkeit. Zum Überwintern suchen sie tiefere Stellen auf oder verbergen sich in größerem Substrat der Rauschenstrecken.

3 Verbreitung

Der Atlantische Lachs ist über weite Bereiche des Atlantiks und den Randmeeren verbreitet. In Deutschland war er ursprünglich in allen in die Nord- und Ostsee entwässernden Flusssystemen (Oder, Elbe, Weser und Rhein) verbreitet (STEINMANN & BLESS 2004), starb allerdings in den 1950er Jahren aus (SCHNEIDER 2005). Heutige Vorkommen basieren auf Wiederbesiedlungsmaßnahmen an Rhein, Elbe und Oder, wobei Lachsbrut europäischer Herkunft bevorzugt verwendet wurde (SCHMIDT et al. 1996). Der Erfolg dieser Maßnahmen ist offensichtlich: bis Ende 2005 kehrten nachweislich 3.000 laichbereite Lachse

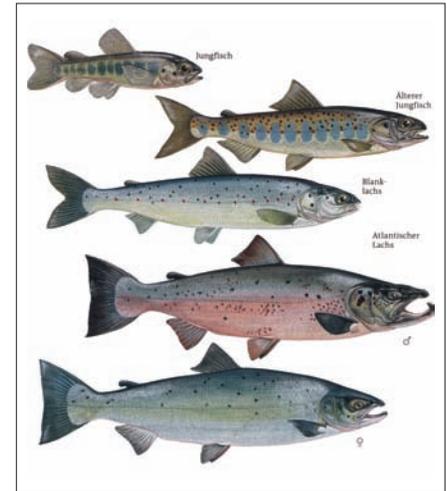
bis zu 700 km weit in den sanierten Rhein zurück (IKSR 2005).

4 Ausbreitung

Obwohl der Lachs ein Langdistanzwanderfisch ist, ist er sehr ortstreu. Bei der Abwanderung ins Meer erfolgt die Prägung auf das Herkunftsgewässer durch Duftstoffe, die er beim Aufstieg wieder zurückverfolgt. Es gibt nur wenige Streuner (2-6%), die nicht in ihre Herkunftsgewässer, sondern in andere, meist nahe gelegene Flüsse ziehen. Die Ausbreitungsfähigkeit ist daher sehr gering. Die Laichzeit ist abhängig von der Wassertemperatur und liegt im Spätherbst oder im Winter. Die Weibchen (Rogner) geben etwa 6.000 Eier (5-7 mm groß) in eine Laichgrube, die nach dem Befruchten durch die Männchen (Milchner) oder auch frühreife Junglachse (Parr, befruchten etwa 20 % der Eier) (KOTTELAT & FREYHOF 2007) vom Weibchen zugeschüttet und einige Tage beobachtet wird (STEINMANN & BLESS 2004) (r-Strategie). Erst im Mai schlüpfen die Larven, aus denen sich bis zum Juni schwimmfähige Junglachse (Parr) entwickeln, die ein ausgeprägtes territoriales Verhalten in einem Revier von etwa 1m² zeigen. Nach ein bis drei Jahren wandern sie als so genannte Smolts ins Meer. Dort werden sie nach 1-4 Jahren geschlechtsreif und schwimmen zurück in ihre Herkunftsgewässer.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Lachs als Zielart für die Gewässer-sanierung benötigt durchgängige Fließgewässer mit guter Wasserqualität, einer guten Makrozoobenthos-Besiedlung als Nahrungsquelle und unterschiedliche naturnahe Gewässerstrukturen, die er im Wachstums- und Entwicklungsverlauf als Habitate nutzt. Er ist zudem eine Zielart des Biotopverbunds. Die Laich- und Aufwuchshabitate müssen für Laichfische erreichbar



Lachs (MAITLAND & LINSELL 2007)

sein (stromaufwärtsgerichtete Wanderung) und müssen von Jungfischen (z. B. Smolts) und überlebenden Laichfischen stromabwärts wieder unbeschadet verlassen werden können, wozu geeignete Maßnahmen an Wehren und Wasserkraftanlagen notwendig sind (MUNLV 2006).

Aufgrund der geringen Ausbreitungsfähigkeit wurden seit 1987 erfolgreich Wiederbesiedlungsprojekte initiiert (z. B. Lachs 2000 am Rhein, heute: Rhein 2020). Dabei ist u. a. zu beachten, dass ein potenzielles Jungfischhabitat mindestens die Lebensraumkapazität für die aus einer Laichgrube stammenden Larven aufweisen sollte.

Die einfache Bilanz – 6.000 abgelegte Eier bei einem durchschnittlichen 4 kg-Rogner, 4.800 Larven bei einer 80%igen Schlupfrate und ein Raumbedarf von 1 m² pro Junglachs (Parr) – zeigt den erheblichen Flächenbedarf auf, der in vielen Fällen die derzeitige Größe der Rauschenstrecken mittelgroßer Fließgewässer übersteigt (MUNLV 2006).

Literatur

IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2005): Rhein & Lachs 2020. - 31 S.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

MUNLV NRW - Ministerium für Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. – Düsseldorf, 167 S.

SCHMIDT, G. W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. - Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen, 194 S.

SCHNEIDER, J. [Bearb.] (2005): Der Lachs kehrt zurück - Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz. - Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Mainz, 63 S.

STEINMANN, I. & BLESS, R. (2004): 10.25

Salmo salar (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000.

Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 314-319.

Bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* (BLOCH, 1782)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Karpfenartige (Cypriniformes)

Familie: Bitterlinge (Acheilognathinae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II	BQK	Anh. III	2	-

2 Lebensraum

In stehenden und langsam fließenden Gewässern mit Pflanzenwuchs und schlammigem oder sandigem Grund leben Bitterlinge gesellig in den verkrauteten, flachen Uferzonen (MURL NRW 1986).

Da der Bitterling zur Fortpflanzung auf Süßwassermuscheln angewiesen ist, lebt er nur in Muschelgewässern (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Der Bitterling ernährt sich vorwiegend von Wasserpflanzen, Algen und Wirbellosen (MAITLAND & LINSSELL 2007). Aufgrund seiner interessanten Fortpflanzungsbiologie ist er ein beliebter Aquarienfisch.

3 Verbreitung

Die Gattung *Rhodeus* ist in Europa mit nur einer Art vertreten. Das Verbreitungsgebiet des Bitterlings erstreckt sich von Frankreich bis zum Kaspischen Meer. Er wurde in England und Norditalien erfolgreich eingebürgert (MAITLAND & LINSSELL 2007).

Als invasiv gilt er in Südfrankreich, und Südrussland (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Mit dem starken Rückgang der Muschelbestände (s. a. Steckbrief: *Unio crassus*) wurde auch der Bitterling in Deutschland auf nur wenige Restpopulationen zurückge-

drängt. Er ist allgemein als stark gefährdet eingestuft, in einigen Bundesländern sogar ausgestorben bzw. verschollen.

4 Ausbreitung

Die Bitterling-Männchen verteidigen ein kleines, bewegliches Revier, das eine oder mehrere Muscheln beinhaltet und sich mit der Muschelwanderung verändert (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Im April/Juni legen die Weibchen bis zu 5-mal 40-100 etwa 3 mm große, gelbe Eier mit Hilfe ihrer Lege-röhre in die Mantelhöhle großer Teich- oder Flussmuscheln (*Anodonta* und *Unio spp.*), die anschließend vom Männchen über die Atemöffnung der Muschel besamt werden (r-Strategie).

Die Jungen entwickeln sich innerhalb von etwa 30 Tagen in der Muschel und werden als etwa 1 cm große schwimmfähige Jungfische ausgestoßen (MURL NRW 1986). Die Muscheln werden anscheinend durch die Larvalentwicklung des Bitterlings geschwächt, da sie um Sauerstoff konkurrieren, so dass von einer parasitischen Beziehung ausgegangen werden muss (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Bitterlinge werden nach 2-3 Jahren geschlechtsreif und haben eine Lebenserwartung von etwa 5 Jahren (MAITLAND & LINSSELL 2007).



Bitterling (MAITLAND & LINSSELL 2007)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Bitterlinge sind zur Fortpflanzung zwingend auf das Vorkommen von großen Süßwassermuscheln (*Anodonta* und *Unio spp.*) angewiesen. Diese wiederum sind als Filtrierer besonders anfällig gegenüber Gewässerverschmutzung und Gewässerausbau. Die komplexen Wechselbeziehungen sowohl zwischen Bitterling und Muscheln als auch zwischen den Muscheln und zur Fortpflanzung notwendigen Wirtsfischen (Bachforelle, Döbel u. a.) zeigen, dass vor allem der Schutz des Lebensraums, die Gewässerreinigung und die Verhinderung von Eutrophierung unabdingbar sind.

Literatur:

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

MAITLAND, P. S. & LINSSELL, K. (2007): Süßwasserfische. Stuttgart: Kosmos, 272 S.

MURL NRW - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1986): Fische in Nordrhein-Westfalen. – Düsseldorf, 128 S.

Europäische Äsche, *Thymallus thymallus* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Lachsartige (Salmoniformes)

Familie: Forellenfische (Salmonidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. V	BQK	Anh. III	3	-

2 Lebensraum

Die Äsche lebt im unteren Oberlauf der Fließgewässer, in der so genannten Äschenregion der Bäche. Diese wird geprägt durch einen hohen Sauerstoffgehalt, starke Strömung über feinem Kies mit Pflanzenbewuchs. Die Äschenlarven halten sich zumeist dicht unter der Wasseroberfläche auf, um dort driftende Zuckmückenlarven zu fressen (MÜHLETHALER 2007). Junge Äschen suchen ufernahe, flache, eher langsam fließende Bereiche auf, die älteren bevorzugen deckungsreiche Strukturen und tiefere Flussabschnitte (STEINMANN & BLESS 2004). Im Erwachsenenalter leben die Äschen von Benthosorganismen, sowie im Frühjahr auch von Drift- und Anflugorganismen (z. B. Fliegen). Ein breites Beutespektrum erlaubt es der Äsche, auf Veränderungen des Nahrungsangebotes sehr flexibel zu reagieren (BAARS et al. 2001).

3 Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet der Äsche erstreckt sich von Frankreich (Loire) und England (Avon) im Westen bis zum Uralgebirge im Nord-Osten und dem ehemaligen Jugoslawien im Süden. In Deutschland ist sie vorwiegend in den Mittelgebirgen und im Voralpenland zu finden (STEINMANN & BLESS 2004).

4 Ausbreitung

Generell ist die Äsche standorttreu und bildet Populationen mit 200 Individuen pro Hektar aus. Die Laichwanderung, die bei ihr als Frühjahrs-laicher schon im März ab 4–8 °C Wassertemperatur beginnt, ist kurz (nur in Ausnahmefällen bis 50 km). Vor allem bei Vollmond versammeln sie sich zu großen Gruppen und die Weibchen drücken ihren Laich (400–2.000 Eier, r-Strategie) bei schneller Strömung 4 cm tief in sauberen, kiesigen Untergrund mit guter Sauerstoffversorgung (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Larven schlüpfen bei einem Temperaturoptimum von 11 °C nach 16–20 Tagen und treiben dann in ruhigere Uferbereiche. Die Männchen erreichen mit etwa 2 Jahren die Geschlechtsreife, die Weibchen mit 3 Jahren; Europäische Äschen können bis zu 10 Jahre alt werden.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Äsche benötigt durchgängige Fließgewässer für ihre Laichwanderung und unregelmäßige Ufer, Kies- und Sandbänke, verzweigte Läufe und begleitende Auen, also eine große Nischenvielfalt, auf die sie in ihren verschiedenen Lebensphasen



Äsche (MAITLAND & LINSELL 2007)

angewiesen ist. Insbesondere benötigt sie Laichplätze über grobkiesigem Untergrund ohne Ablagerung von Feinsedimenten mit ausreichender Sauerstoffversorgung. Diese Laichplätze werden auch von später laichenden Arten wie dem Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* RISSO 1826) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH 1782) benötigt (MÜHLETHALER 2007).

Zudem braucht sie dichten Uferbewuchs, um dem Fraßdruck durch Vögel in diesen Deckungsstrukturen ausweichen zu können.

Literatur

BAARS, M.; MATHES, E.; STEIN, H. & STEINHÖRSTER, U. (2001): Die Äsche - *Thymallus thymallus*. - Die Neue Brehm-Bücherei 640. Magdeburg: Westarp Wissenschaften, 128 S.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

MÜHLETHALER, B. (2007): Fisch sucht Fluss: die Not der Äsche. - Pro Natura. 23 S.

STEINMANN, I. & BLESS, R. (2004): 10.26 *Thymallus thymallus* (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 320-322.

Europäischer Hecht, *Esox lucius* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Hechtartige (Esociformes)

Familie: Hechte (Esocidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	Anh. III	3	-

2 Lebensraum

Der Hecht lebt vor allem in den Unterläufen kleiner und größerer Flüsse in der Bar-

ben- und Brachsenregion mit aquatischer oder periodisch überfluteter Vegetation (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Dort



Hecht (MAITLAND & LINSELL 2007)

bevorzugt er die Uferregion von ruhigen Fließgewässern sowie angebundenen krautreichen, klaren Seen (MURL NRW 1986).

Als Raubfisch lauert er seiner Beute zwischen Wasserpflanzen als Deckung stehend auf. Anfangs bevorzugt er Wirbellose, später vor allem Fische, auch Artgenossen, die er aus dem Hinterhalt überrascht (MAITLAND & LINSELL 2007). Er besitzt den sogenannten Schnappreflex, d. h. er schießt hinter seiner Beute her und schnappt zu. Ihm kommt eine ökologische Bedeutung als Regulator von zu hohen Weißfischbeständen zu (MURL NRW 1986).

3 Verbreitung

Hechte leben ausschließlich auf der Nordhalbkugel im gemäßigten Europa, Asien und Nordamerika. In Europa ist *Esox lucius* der einzige Vertreter seiner Familie (MURL NRW 1986). Viele seiner heutigen Vorkommen beruhen auf Besatzmaßnahmen, da er ein beliebter Angelfisch ist. Seine natürliche Vermehrung ist stark eingeschränkt, da es keine größeren natürlichen Seen und Fließgewässer mit ausreichender Wasservegetation und regelmäßigen Hochwasserereignissen gibt.

4 Ausbreitung

Die Weibchen werden mit 1,50 m und 35 kg größer und schwerer als die Männchen. An

flachen, pflanzenreichen Uferstellen und vor allem während eines Hochwassers in überschwemmten Bereichen werden im Frühjahr (Februar bis Mai) bis zu 200.000 klebrige Eier in der krautigen Vegetation abgelegt, die während ihrer Entwicklung dort anhaften (MURL NRW 1986) (r-Strategie).

Die Jungen schlüpfen nach 2-5 Tagen (KOTTELAT & FREYHOF 2007) und heften sich zunächst noch einige Zeit an die Pflanzen. Die Jungfische können bei einem ausreichenden Nahrungsangebot im ersten Jahr bis zu 35 cm groß werden (BLANK 2008). Die Überlebensrate der Jungtiere ist negativ korreliert zu der Anzahl älterer Hechte (Fraßdruck) und positiv korreliert zur Größe der bei Hochwasser überfluteten Flächen (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Hechte werden nach 3-4 Jahren geschlechtsreif. Sie können bis zu 25 Jahre alt werden (MAITLAND & LINSELL 2007).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Eine wesentliche Voraussetzung für das Vorkommen des Hechts ist die Verfügbar-

keit von Überschwemmungsflächen und die Anbindung von ruhigen Altgewässern an das Fließgewässer für seine natürliche Vermehrung, da er zur Laichabgabe während der Frühjahr-Hochwasser Überschwemmungsflächen braucht. Die wenigen noch verbliebenen Altarme haben meist keine offene Verbindung mehr zum Flusslauf.

In den zahlreichen Talsperren ist eine natürliche Vermehrung wegen der stark schwankenden Wasserspiegel kaum möglich (MURL NRW 1986). Die derzeit gute Bestandssituation wird durch fortlaufenden Besatz zu angelfischereilichen Zwecken bewirkt. Seine ursprünglichen Fließgewässerspopulationen sind stark gefährdet.

Literatur

BLANK, S. (2008): Hecht - *Esox lucius* LINNAEUS, 1758. - http://www.pivi.de/_php/adodb/browse.php?Artname=Hecht. Stand 1.3.2008.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

MAITLAND, P. S. & LINSELL, K. (2007): Süßwasserfische. - Stuttgart: Kosmos, 272 S.

MURL NRW - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1986): Fische in Nordrhein-Westfalen. - Düsseldorf, 128 S.

Grundel, *Neogobius spp.*

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Barschartige (Perciformes)

Familie: Grundeln (Gobiidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	z.T. Anh. III	-	-

Anmerkung: eingeführte Familie (Neozoa)

2 Lebensraum

Süßwasser-Grundeln leben ursprünglich in flachen Küstenbereichen, wo sie in großer Zahl meist in Bodennähe zu finden sind (MAITLAND & LINSELL 2007). In den neu besiedelten Flüssen Mitteleuropas leben diese Grundeln in der Uferregion naturferner Standorte, z. B. in Steinpackungen zur Ufersicherung, im Kies von Baggerseen und in Blockschüttungen der Industriehäfen, wo sie Schutz vor Raubfischen finden und die sie dicht besiedeln. Grundeln ernähren sich vom Makrozoobenthos, Laich und kleinen Fischen. Vermutet wird, dass ihre Ansiedlung wiederum durch aus Osteuropa einwandernde Nahrungstiere (z. B. Höckerflohkrebse) begünstigt wird (DE SWAAF 2007).

3 Verbreitung

Die ursprüngliche Heimat der Süßwasser Grundeln liegt in den brackigen Küstengewässern des Schwarzen und des Kaspischen Meeres sowie in den Flussmündungen. Die meist eher kleinen Fische breiten sich in vielen tropischen und gemäßigten Regionen der Erde sehr erfolgreich aus (MAITLAND & LINSELL 2007). Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) war schon vor 200 Jahren bis in den oberen Donaubereich zu finden, durch den Main-Donau-Kanal gelangt sie seit 1982 in den Rhein (ZWEIMÜLLER et al. 2000). In der Donau östlich von Wien wurden 2000 die Arten Syrman-Grundel (*Neogobius syrman*) und Schwarzmund-Grundel (*Neogobius*



Kessler-Grundel (MAITLAND & LINSELL 2007)

melanostomus) nachgewiesen (WIESNER et al. 2000) Letztere wurde auch bei einer Befischung 2008 im Rhein unterhalb der Ruhrmündung gefangen (STEMMER 2008). Die Kessler-Grundel (*Neogobius kessleri*) wurde erstmals Ende 2006 im Rhein gefunden (RFG 2006). Ebenfalls im Rhein (Kilometer 723) wurde im Herbst 2008 die Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*) nachgewiesen (STEMMER 2008). In den östlichen Einzugsgebieten von Dnjepr, Don und Wolga wird derselbe Trend beobachtet. Nach Nordamerika wurden die Grundeln wahrscheinlich durch Ballastwasser der Schiffe eingeschleppt. Hier gibt es Vorkommen im St. Clair River, dem Detroit River und im westlichen Teil des Eriesees (DE

SWAAF 2007).

4 Ausbreitung

Über die Biologie der Süßwasser-Grundeln ist noch wenig bekannt. Sie bauen einfache Nester aus Muschelschalen, Steinen oder Pflanzenteilen und betreiben Brutpflege, wobei das Männchen Gelege und Jungfische bewacht (MAITLAND & LINSELL 2007). Die Weibchen heften Gelege mit relativ wenigen Eiern in mehreren Schüben auf Hartschubstrat. Sie nutzen Schiffe als Substrat, so dass die Eier weiter transportiert werden (ZWEIMÜLLER et al. 2000). Da die Larven, die tagsüber zwischen den Steinen leben, nachts an die Wasseroberfläche aufsteigen, um Plankton zu fressen, werden sie oft mit in den Schiffstank eingesogen und so verschleppt.

In der Fortpflanzung zeigen sie Eigenschaften von r- als auch von K-Strategen, da sie ihr Gelege vehement verteidigen. Flussabwärts lassen sich die Larven häufig von der Strömung über weite Strecken tragen (DE SWAAF 2007). Es wird vermutet, dass die Grundeln beim Besatz mit ungarischen Fischen mit eingeschleppt wurden (FRIEDL

& SAMPL 2000). Grundeln sind schon im 2. Lebensjahr geschlechtsreif. Einige Grundel-Arten kreuzen sich untereinander. (ZWEIMÜLLER et al. 2000).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Meeres-Grundeln im Schwarzen Meer und Kaspischen Meer steigen in die Flüsse auf und sind dort wichtige Nahrung für Raubfische. Sie besiedeln vor allem den seichten Gewässergrund mit Blockschutt.

Die erfolgreiche Ausbreitung der Grundeln lässt sich mit der noch weitgehend unbesetzten ökologischen Nische der künstlichen Steinschüttungen in den Fließgewässern erklären. Die Verbindung durch den Main-Donau-Kanal als Großschiffahrtsstraße hat den Grundeln den Weg vom Fließgewässersystem der Donau über den Main bis zum Rhein eröffnet. Typisch für Grundeln ist eine sehr hohe Besiedlungsdichte, wodurch sie einheimische Fische verdrängen können. So wurden in der Donau schon erhebliche Bestandseinbrüche einheimischer Klein-

fische wie etwa der Groppe verzeichnet. Durch Änderung des Habitats könnte die Ausbreitung der Grundeln gestoppt werden (NEHRING, mündl. Mitt.).

Literatur

DE SWAAF, K. F. (2007): Fremde Fische - Invasion der kaspischen Grundeln. - Spiegel online vom 17.04.2007.

FRIEDL, T. & SAMPL, H. (2000): Erstnachweis der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* PALLAS) in der Steiermark. - Österr. Fischerei 53, 189-191.

MAITLAND, P. S. & LINSELL, K. (2007): Süßwasserfische. - Stuttgart: Kosmos Naturführer, 272 S.

RFG - Rheinfischereigenossenschaft im Lande NRW (2006): http://www.rheinfischerei-nrw.de/aktuelles/07_11_2006.html.

STEMMER, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem. - Natur in NRW 4/08, 57-60.

WIESNER, C.; SPOLWIND, R.; WAIDBACHER, H.; GUTTMANN, S. & DOBLINGER, A. (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) (Pallas, 1814) in Österreich. - Österr. Fischerei 53, 318, 330-331.

ZWEIMÜLLER, I.; GUTTMANN, S.; SINGER, G.; SCHÖBER, E.-M. & WEISSENBACHER, A. (2000): Eine neue Fischart für Österreich - *Neogobius syrman* (Nordmann, 1940). - Österr. Fischerei 53, 186-189.

Maifisch, *Alosa alosa* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Heringsartige (Clupeiformes)

Familie: Heringe (Clupeidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, V	BQK	Anh. III	1	-

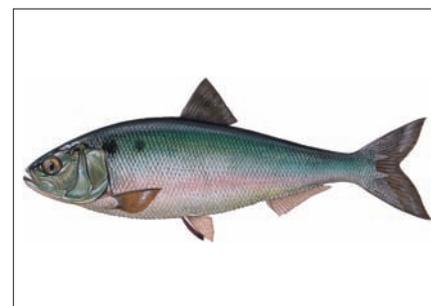
Anmerkung: Zielart Biotopverbund

2 Lebensraum

Der anadrome Maifisch, der zum Laichen aus dem Meer ins Süßwasser zieht, lebt im Meer in Küstennähe in einer Tiefe von 10-150 m (max. 300 m) und ernährt sich dort vorwiegend von Krebstieren (Crustaceae). Die bis zu 2 Jahre alten Jungtiere halten sich in der Nähe der Flussmündungen oder in den Trichtermündungen von Flüssen im Meer auf. Erwachsene Tiere bewohnen während der Reproduktionsperiode große Flüsse, wobei sie keine Nahrung mehr zu sich nehmen. Die Laichplätze, die die Tiere in großen Schwärmen aufsuchen, liegen in großen Flüssen an flachen Stellen mit stärkerer Strömung (1,0-1,5 m/sec.) und kiesigem Substrat am Ende von Pools (STEINMANN & BLESS 2004).

3 Verbreitung

Noch vor 100 Jahren zogen jährlich hunderttausende Maifische zur Fortpflanzung in den Rhein und seine Nebenflüsse. Doch bereits in den 1930er Jahren brach der Bestand dieser großen Heringsart zusammen (STEINMANN & BLESS 2004, INGENDAHL et al. 2008). Neben der Fischerei gelten als Hauptursache des Rückgangs die Verschlechterung der Habitat- und Wasserqualität sowie der Verlust von Laichplätzen durch die Stauregulierung. In Deutschland liegt das Arealzentrum der ehemals weiten Verbreitung des Maifisches in der Nordsee, z. T. auch in der Ostsee. In den letzten Jahren wurden einzelne Maifische wieder bei ihrem Aufstieg im Oberrhein nachgewiesen, vermutlich Streuner¹ aus den letzten großen



Maifisch (MAITLAND & LINSELL 2007)

europäischen Maifischpopulationen in Frankreich (Garonne und Dordogne).

Da der Rhein für eine Wiederansiedlung alle Voraussetzungen erfüllt, soll der Maifisch als Indikatorart für große Flüsse wieder im Rhein angesiedelt werden (EU-Life-Projekt 2007 bis 2010). Es soll eine sich selbst erhaltende Population des Maifisches etabliert und auf dem Weg dorthin eine zielgerichtete Gewässerentwicklung vom Delta (NL)

¹ Streuner sind Wanderfische (engl. strayers), die nicht in ihre Heimatgewässer ziehen, sondern in andere meist in der Nähe gelegene Flüsse. Streuner tragen zur Verbreitung von Genen in den Einzugsgebieten bei und ermöglichen die Wiederbesiedlung früher oder noch nicht besiedelter Gewässer.

bis in die Barbenregion gefördert werden (MUNLV 2006).

4 Ausbreitung

Wenn die Tiere im Alter von 4-8 Jahren geschlechtsreif werden, wandern sie in Schwärmen bis zu 800 km die großen Flüsse hinauf, um dort im Mai/Juni zu laichen. Das Abbläichen erfolgt nachts in großen, laut lärmenden Gruppen nahe der Wasseroberfläche. Die meisten Maifische sterben, nachdem sie einmal abgelaicht haben (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Weibchen legen ihre ca. 80.000 bis 650.000 Eier ins freie Wasser über sandigem und kiesigem Substrat ab, wo sie über dem Flussboden treiben (r-Strategie). Die Larven schlüpfen nach 4-8 Tagen und wandern in Bereiche mit geringerer Strömung. Jungfische ziehen teils aktiv, teils per Drift bis Oktober bis in die Ästuarie (LANUV NRW 2005).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Maifisch gilt als Indikator für große, gut zugängliche und durchlässige Flüsse vor allem im mittleren und unteren Bereich und ist als solcher eine Zielart für den Biotopverbund. Für seine Fortpflanzung ist es notwendig, die ehemals im Flusslauf vorhandenen kiesigen Bereiche als Laichplätze im Unterlauf der Zuflüsse zugänglich zu machen, da der Maifisch nicht in kleinere Zuflüsse wandert.

Literatur

INGENDAHL, D.; BEECK, P.; NEMITZ, A.; MOLLS, F. & KLINGER, H. (2008): Das Wanderfischprogramm NRW. - Natur in NRW 3, 14-16.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications

Kottelat. Cornol., 646 S.

LANUV NRW - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (2005): <http://www.lanuv.nrw.de/alosa-alosa/de/maifisch/index.html>. (Stand März 2009).

MUNLV - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW 2006 (Hg.): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Phase 2007 bis 2010. Düsseldorf. 36 S.

SCHUBERT, J. (2007): http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt/betriebe/fachthemen/moorburg/limniobios-stellungnahme-schadensbegrenzung_property=source.pdf (Stand September 2008).

STEINMANN, I. & BLESS, R. (2004): 10.4 *Alosa alosa* (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 218-222.

Rapfen, Schied, *Aspius aspius* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopteri)

Ordnung: Karpfenartige (Cypriniformes)

Familie: Karpfenfische (Cyprinidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, V	BQK	Anh. III	3	-

2 Lebensraum

Rapfen halten sich bevorzugt im Mittellauf großer Flüsse (Barbenregion) und in durchströmten Seen auf (STEINMANN & BLESS 2004). Er ist der Raubfisch unter den Karpfenartigen und ist neben dem Döbel der einzige zahnlose Räuber in unseren heimischen Gewässern. Als einzeln lebender Oberflächenjäger (Fische, Frösche, kleine Vögel) unternimmt er am Tag weite Wanderungen in Gewässern mit starker Strömung und verbringt die Nächte in Gruppen in geschützten Kolken. Die gesellig lebenden Jungfische ziehen im Juni/Juli von den Laichhabitaten in geschützten, strukturreichen Uferbereichen weiter in stromangebundene Gewässer und im Oktober/November in die Winterquartiere. Sie ernähren sich von wirbellosen Kleintieren. Rapfen überwintern in Auengewässern oder Hafengebieten. Sie sind aufgrund ihrer Zwischenmuskelgräten keine begehrten Speisefische, werden aber trotzdem gerne geangelt, da sie durch ihre starke Abwehrreaktion, durch die harten und langen Drills eine Herausforderung be-

sonders für Spinnfischer darstellen (PIRAS 2008, BARANIEC 2008).

3 Verbreitung

Der Rapfen lebt in den östlich des Rheins gelegenen Flüssen Mitteleuropas und in Osteuropa bis zur Wolga. Das südlichste Vorkommen ist die Donau, das nördlichste Südschweden und der Süden Finnlands. In Deutschland verläuft die westliche Verbreitungsgrenze (STEINMANN & BLESS 2004). Bis in die 1980er Jahre kam er in der Weser, Elbe, Oder und Donau vor. Durch den Rhein-Main-Donau-Kanal ist der Rapfen auch in den Rhein eingewandert – er ist also in diesem Gewässersystem ein Neozoon.

4 Ausbreitung

Der Lebensraum des Rapfens kann bis zu 200 Flusskilometer umfassen, wobei die Größe von der Verfügbarkeit an Nahrung und geeigneten Gewässerstrukturen abhängig ist (FREDRICH 2002). Nach der Fortpflanzungszeit legen Rapfen, meist stromabwärts gerichtet, weite Strecken zu-



Rapfen (MAITLAND & LINSELL 2007)

rück. Die Eier werden von März bis April an strömenden Flussabschnitten mit kiesigem Substrat oder Unterwasservegetation abgelegt (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Ein Weibchen von 2-3 kg Gewicht kann 80.000 bis 100.000 Eier abbläichen, die am Geröllgrund haften (r-Strategie). Die nach etwa 2 Wochen schlüpfenden Jungfische werden durch die Strömung in ruhigere Uferbereiche verdriftet (STEINMANN & BLESS 2004). Sie wachsen schnell und werden im 1. Jahr bis zu 10 cm groß. Die Geschlechtsreife tritt im 3.-5. Lebensjahr ein; Rapfen können mehr als 10 Jahre alt werden (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Rapfen ist ein Charakterfisch der großen Flüsse, so dass ein gut entwickelter Rapfen-Bestand als Indikator für einen guten ökologischen Zustand des Flussabschnittes gelten kann (FREDRICH 2002). Als Fischart

mit einem großen Raumbedarf (bis zu 200 km) ist für den Rapfen die Durchgängigkeit der Flüsse entscheidend. Aufgrund seines ausgeprägten Wanderungsverhaltens ist er auf die longitudinale Durchgängigkeit auch mit Hilfe von Fisch-Sicherungsmaßnahmen an Kraftwerken sowie durchlässigen Querbauwerken angewiesen.

Zudem benötigt er eine Erreichbarkeit aller von ihm genutzten Teillebensräume, d. h. auch die laterale Anbindung an verschiedenste Auengewässer oder Sekundärbiotope. Weiterhin benötigt er zum Laichen

strömungsreiche, kiesige Abschnitte, die aufgrund der Stauhaltungen immer seltener werden. Durch die Erhaltung einer natürlichen Fließgewässerdynamik können einige der noch vorhandenen Laichplätze in ihrer Funktionsfähigkeit gesichert werden.

Literatur

BARANIEC, L. (2008): <http://www.rhein-angeln.de/rapfen.htm> (Stand: Februar 2009).

FREDRICH, F. (2002): Telemetrische Untersuchungen über Wanderungen und Habitatwahl von Rapfen (*Aspius aspius* L.) in der Elbe. – In: Auenreport: Beiträge aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg 7/8. 94-110.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

PIRAS, V. (2008): <http://www.stoer-angler.de/fischarten/fischarten-details/rapfen.php> (Stand: Februar 2009).

STEINMANN, I. & BLESS, R. (2004): 10.6 *Aspius aspius* (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 228-231.

Schlammpeitzger, *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Strahlenflosser (Actinopterygii)

Ordnung: Karpfenartige (Cypriniformes)

Familie: Schmerlen (Copitidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II	BQK	Anh. III	2	-

2 Lebensraum

Der Schlammpeitzger weist von allen heimischen Süßwasserfischarten die auffälligsten Anpassungen an extreme Lebensbedingungen in Auen, insbesondere in den vom Hauptstrom abgetrennten Gewässerteilen auf (BRUNKEN & MEYER 2005). Heute besiedelt er vor allem in den Urstromtälern stehende oder nur schwach strömende Gewässer mit weichem, schlammigen Grund wie kleine Seen, Teiche, Weiher, Auengewässer, Altarme und Sekundärlebensräume wie Restwassertümpel, Fischteiche, Drainagegräben und Kanäle. Der stationäre Bodenbewohner gräbt sich beim Austrocknen des Gewässers bis zu 70 cm tief in die Schlammschicht ein. Nachts kommt er wieder an die Oberfläche, um zu atmen. Lockere Schlammböden mit einem hohen Anteil an Schwebstoffen und organischem Detritus werden bevorzugt, Strömung wird vermieden. Makrophytenbestände haben für den Schlammpeitzger eine hohe Bedeutung für das Abbläuen und als Schutz- und Nahrungsquelle (STEINMANN & BLESS 2004).

3 Verbreitung

Der Schlammpeitzger kommt in Mittel- und Osteuropa vor, fehlt allerdings in Südeuropa und Skandinavien. Er gilt in ganz Deutsch-

land als stark gefährdet, ist allerdings im Tiefland weit verbreitet (STEINMANN & BLESS 2004).

4 Ausbreitung

Der nachtaktive Schlammpeitzger ist nur wenig mobil und legt durchschnittlich 10-40 m über mehrere Wochen zurück. Anfang Oktober wird es ein wenig mehr, da er sein Winterquartier aufsucht (STEINMANN & BLESS 2004).

Der Schlammpeitzger ist in der Lage, bei Regen kurze Landwanderungen zu machen, was ihm die Besiedlung neuer Gewässer ermöglichen kann. Die Fische werden bis zu 21 Jahre alt. Die Geschlechtsreife erreichen sie bereits mit 2 Jahren. Die Eiablage eines Weibchens erstreckt sich von April bis Juni über mehrere Wochen, in denen sie nachts 70.000 - 150.000 hellgelbe, stark klebende Eier an Wasserpflanzen (LfUG 2004) oder Pflanzen in überfluteten Wiesen ablegt (KOTTELAT & FREYHOF 2007) (r-Strategie). Nach 8-10 Tagen schlüpfen die Jungen.

Nach so genannten Ausstückerereignissen (kurzzeitiges totales Sauerstoffdefizit) ist der Schlammpeitzger neben der Karausche (*Carassius carassius*) häufig die einzige überlebende Fischart in diesen Gewässern



Schlammpeitzger (MAITLAND & LINSELL 2007)

und kann dann Massenentwicklungen von bis zu 250 Individuen pro Hektar ausbilden (WOLTER 2006).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Als Pionierart und typischer Nischenbewohner ist der Schlammpeitzger auf eine ausgeprägte Auendynamik angewiesen (SCHOLLE et al. 2003). Er benötigt extreme Lebensräume innerhalb der Aue wie verlandete Altarme und Altgewässer, also die späten Sukzessionsstadien, welche weitgehend frei von anderen Fischarten und bei Hochwasser miteinander vernetzt sind, um eine Wiederbesiedlung zu ermöglichen (BRUNKEN & MEYER 2005).

Literatur

BRUNKEN, H. & MEYER, L. (2005): Die Bedeutung der Durchgängigkeit von Auenlebensräumen für die Fischfauna. - NNA-Berichte 18/1. Schneverdingen, 105-113.

KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Publications Kottelat. Cornol., 646 S.

LfUG - Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2004): Schlammpeitzger - Arten der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie. - Dresden. Faltblatt.

SCHOLLE, J.; SCHUCHHARDT, B.; BRANDT, T. & KLUGKIST, H. (2003): Schlammpeitzger

und Steinbeißer im Grabensystem des Bremer Feuchtlandgrünringes. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 35 (12), 364-372.

STEINMANN, I. & BLESS, R. (2004): 10.20 *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758). – In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD,

G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für

Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 2, 291-295.

WOLTER, C. (2006): Die fischökologische Bedeutung von Flussauen und ihre Berücksichtigung bei der fisch-basierten Gewässer-Zustandsbewertung. – Artenschutzreport, 19, 45-53.

6.4.5 Tagfalter

Eschen-Scheckenfalter, *Euphydryas maturna* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Schmetterlinge (Lepidoptera), hier: Tagfalter (Rhopalocera)

Familie: Edelfalter (Nymphalidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	-	Anh. II	1	§§

2 Lebensraum

Euphydryas maturna besiedelt warmfeuchte, sehr lichte Laubmischwälder (Eichen-Eschenwälder): Hartholzauenwälder, Eschen-Erlen-Sumpfwälder, Eichen-Hainbuchenwälder sowie Mittelwälder mit hohem Grundwasserstand. Auch Eschenanpflanzungen in Nachbarschaft zu Wiesen können als Habitat geeignet sein. Freistehende, besonnte Jungeschen auf Lichtungen, an Quellaustritten oder im Waldmantel und eine reiche Kraut- und Strauchschicht sind dabei unerlässlich. WEIDEMANN (1995) bezeichnet *E. maturna* als „Warm-Feucht-Art“ (hygro-thermophil), die am Eiablageplatz hohe Luftfeuchte und viel Wärme will. Die Raupen leben zunächst monophag an der Esche (in auffälligen Gespinsten, Artnachweis!), nach der Überwinterung fressen sie jedoch an einer Vielzahl von Kräutern (z. B. an Ehrenpreis) und Sträuchern (z. B. an Zitterpappel und Wald-Geißblatt). Die Falter saugen an Blüten (z. B. an Wiesen-Knautie), am Honigtau der Läuse, am Kot diverser Säugetiere und an Sekreten aus Nektarien. Wichtigstes Primärhabitat von *E. maturna* ist die Hartholzau der großen Flüsse, wo die Falter in Ostdeutschland auch noch fliegen. Sie gilt als Leitart dieses Lebensraums (DREWS 2003).

3 Verbreitung

In Deutschland kommt *E. maturna* lediglich in Sachsen-Anhalt, Sachsen, Baden-Württemberg und Bayern vor (vgl. DREWS 2003).

4 Ausbreitung

Die kurzlebigen Falter (etwa 12 Tage) sind

relativ mobil. Konkrete Zahlen hinsichtlich zurückgelegter Strecken liegen nicht vor. Wahrscheinlich können die Falter jedoch Distanzen von über einem Kilometer bewältigen.

Es ist davon auszugehen, dass sie Barrieren wie Fichtenbestände überwinden können.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

E. maturna war immer nur lokal verbreitet, hat aber in den letzten Jahrzehnten viele Lebensräume verloren und ist im Bestand stark zurückgegangen. Gefährdungsursachen sind u. a. das nahezu vollständige Verschwinden von Hartholzauen an größeren Flüssen durch Urbanisierung, Absenkung des Grundwasserspiegels und sonstige Entwässerungsmaßnahmen in feuchten Wäldern, Aufforstungen von Waldlichtungen und Uferwiesen, forstliche Eingriffe im Bereich des Waldmantels sowie Beseitigung oder Mahd blütenreicher Waldwegsäume.

Wichtig für *E. maturna* ist das Vorhandensein der larvalen Nahrungspflanzen im richtigen Mosaik unter sehr speziellen Standortbedingungen. Dort, wo die Art noch vorkommt, müssen diese Bedingungen erhalten werden (u. a. Verhinderung der Verbuschung, Erhalt samen tragender Alteschen, Anpflanzungen von bzw. „auf den Stock setzen“ der Jungeschen): denn als „Verbuschungsflüchter“ verlassen die Falter ihr Habitat, wenn die Bedingungen für die Eiablage nicht mehr akzeptabel sind. Natürlicherweise sind die



Eschen-Scheckenfalter (*P. Pretscher*)

Falter also nicht standorttreu. Da sie aber auch „Schlagflurhüpfer“ sind (PRETSCHER 2000), können sie neue geeignete Stellen in erreichbarer Nähe besiedeln. Untersuchungen von BOLZ (2001) im Steigerwald weisen daraufhin, dass es Kernpopulationen gibt, die eine große Rolle für den dauerhaften Erhalt der Art spielen und von wo aus kleinere Populationen neu gegründet werden können.

Dadurch können z. T. Populationsschwankungen aufgefangen werden. Demnach steht für den Erhalt und die Entwicklung dieser stark gefährdeten Tagfalterart zunächst der Schutz der bestehenden Vorkommen an erster Stelle, gefolgt von der Schaffung geeigneter „Ausweichhabitate“ in erreichbarer Nähe. Dem muss die Errichtung eines Biotopverbunds „Hartholzau“, z. B. durch Deichrückbau, folgen – schließlich ist die Verantwortung Deutschlands für *E. maturna* als besonders hoch einzustufen (DREWS 2003).

Literatur

BOLZ, R. (2001): Eschen-Scheckenfalter (*Euphydryas maturna*). – In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in NATURA-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und der Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Münster: Landwirtschaftsverlag, Schriftenreihe Angewandte Landschaftsökologie 42, 368-373.

DREWS, M. (2003): 5.5 *Euphydryas maturna* (LINNAEUS, 1758). – In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt

für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 473-479.

EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 1:

Tagfalter I. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 552 S.

PRETSCHER, P. (2000): Verbreitung, Biologie, Gefährdung und Schutz des Eschen-Scheckenfalters (*Euphydryas [Hypodryas] maturna*

LINNAEUS, 1758) in Deutschland. – Natur und Landschaft 75/11, 439-448.

WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter. – Naturbuch Verlag, Augsburg, 659 S.

Großer Feuerfalter, *Lycaena dispar* (HAWORTH, 1803)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Schmetterlinge (Lepidoptera), hier: Tagfalter (Rhopalocera)

Familie: Bläulinge (Lycaenidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	-	Anh. II	2	§§

2 Lebensraum

Lycaena dispar kommt auf ampferreichen Feuchtwiesen (Binsen-, Kohldistel-, Pfeifengras- und Flachmoorwiesen) und deren Brachestadien, an ungemähten Grabenrändern, Altwässern, See- und Flussufern mit Seggen- und Röhrichtbeständen, in Niedermooren, an feuchten Gebüsch- und Wegrändern sowie an Störstellen in Auwäldern von der Ebene bis ins Hügelland vor (Vorkommen in der Bergstufe sind eher die Ausnahme). Die Habitate zeichnen sich durch eutrophe Verhältnisse und Struktureichtum (wichtig für z. B. Rendezvousplätze, Sitzwarten, Auswahl der Reviere) aus.

Die polyphagen Falter benötigen außerdem ein reichhaltiges Nektarpflanzenangebot (z. B. Blutweiderich, Wasser-Minze, Mädesüß), entweder in unmittelbarer Nähe zum Larvalhabitat oder im für sie erreichbaren Umfeld z. B. an Ackerrändern, auf Dämmen und Böschungen. Die Raupen ernähren sich oligophag von nichtsauren, also Oxalatärmeren Ampferarten (hauptsächlich Riesen-Ampfer, Stumpfbältriger Ampfer, Krauser Ampfer und Wasser-Ampfer). *L. dispar* ist eine Leitart des strukturreichen Feuchtgrünlands (DREWS 2003).

3 Verbreitung

Der Große Feuerfalter kommt in folgenden Bundesländern vor: Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und Baden-Württemberg. Dabei konzentrieren sich die Fundorte im Nordosten auf das östliche Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, im Südwesten auf das Saarland, das südliche Rheinland-Pfalz und das westliche Baden-Württemberg (DREWS 2003).

4 Ausbreitung

Für *L. dispar* sind individuenarme Populationen typisch. BINK (1972) gibt eine Populationsdichte von meist unter einem Falter pro Hektar an. Dementsprechend ist das Minimalareal einer dauerhaft überlebensfähigen Population relativ groß, nach MADE & WYNHOFF (1996) beläuft sich die erforderliche Ausdehnung in Nordeuropa auf immerhin 70 Hektar. Die flugkräftigen Falter legen häufig weitere Strecken (>> 1 km) zurück und sind dann auch weitab vom Entwicklungshabitat an untypischen Stellen zu finden, z. B. in Waldschneisen und auf Klee- und Luzernefeldern. *L. dispar* neigt in manchen Jahren zu ausgedehnten Dispersionsflügen (LANGE 1999) und ist dann in der Lage in geeigneten Habitaten neue Vorkommen zu gründen.

Der Große Feuerfalter ist in Südwestdeutschland bivoltin (zwei Generationen im Jahr) und in Nordostdeutschland univoltin (eine Generation im Jahr), wobei allerdings fakultativ eine zweite Generation auftreten kann.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Große Feuerfalter ist vor allem durch die Nutzungsintensivierung oder Nutzungsänderung des Feuchtgrünlands gefährdet. Dazu gehören Grundwasserabsenkung, Entwässerung, Grünlandumbruch, intensive Mahdnutzung (drei- bis viermal jährlich, tiefschürig und großflächig), Aufforstung, rigorose Mahd von Grabenrändern sowie Bach- und Flussbegradigung und damit einhergehend die Zerstörung von Ufervegetation. Die daraus abzuleitenden



Großer Feuerfalter (P. Pretscher)

Schutzmaßnahmen liegen auf der Hand. EBERT (1993) weist daraufhin, dass sich die Randzonen von Baggerseen als Ersatzflächen für die Besiedlung durch *L. dispar* anbieten, wenn bei ihrer Rekultivierung auf flächendeckende Gehölzpflanzungen im Uferbereich verzichtet wird. Dies lässt sich auf Renaturierungsmaßnahmen an Altarmen, Bachläufen und Flüssen übertragen.

Es ist davon auszugehen, dass die mobile Art von der Errichtung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds mit extensiv genutzten Feuchtwiesen und Nasswiesen im Auenbereich und artenreicher Ufervegetation stark profitieren würde.

Literatur

BINK, F. A. (1972): Het onderzoek naar de grote vuurvlinder (*Lycaena dispar batavus* (OBERTHÜR) in Nederland (Lep., Lycaenidae). – Ent. Ber., Amst., 32, 225-239.

DREWS, M. (2003): 5.11 *Lycaena dispar* (HAWORTH, 1803). – In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 515-522.

EBERT, G. (1993): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 2: Tagfalter II. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 535 S.

LANGE, A. C. (1999): Hessische Schmetterlinge der FFH-Richtlinie. Vorkommen, Verbreitung und Gefährdungssituation der Schmetterlingsarten des Anhangs II der Flora-Fauna-Habitat-(FFH)-Richtlinie der EU in Hessen. Ein Projekt der Stiftung Hessischer Naturschutz und der Arge HeLep. – Jb. Natursch. i. Hessen 4, 142-154.

MADE, J. V. D. & WYNHOFF, I. (1996): Lepidoptera – Butterflies and Moths. – In: VAN HELSDINGEN, P. J.; WILLERMSE, L. & SPEIGT, M. L. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. – Nature and Environment, No. 79, Council of Europe Publishing, 75-217.

Kleiner Schillerfalter, *Apatura ilia* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Schmetterlinge (Lepidoptera), hier: Tagfalter (Rhopalocera)

Familie: Edelfalter (Nymphalidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	3	§§

2 Lebensraum

Apatura ilia besiedelt laubholzreiche Wälder vor allem von der Ebene bis ins Hügelland, wobei auch Einzelmeldungen aus montanen Lagen vorliegen. Gebietsweise (z. B. am Rhein und seinen Nebenflüssen) bevorzugt die wärmeliebende Art Auenwälder. Die Falter werden hier vor allem im Grenzbereich der Weichholz- zur Hartholzaue beobachtet. Wichtige Habitatstrukturen sind sonnige, windgeschützte Waldmäntel und -ränder bzw. Waldwegränder mit Vorkommen der Raupenfutterpflanzen (Zitter-Pappel *Populus tremula*, Schwarzpappel *Populus nigra*, Kanadische Hybridpappel *Populus x canadensis*, Ontario-Pappel *Populus x gileadensis* oder Sal-Weide *Salix caprea* (EBERT & RENNWALD 1991)) und ungeteerte Waldwege mit feuchten Stellen.

A. ilia wurde bisher kaum beim Besuch einer Blüte beobachtet: die männlichen Falter saugen an Pfützenrändern, Aas und Kot, die weiblichen bevorzugen überreife Früchte, den Honigtau der Läuse und Wundstellen in Baumrinde (WEIDEMANN 1995). Neben artenreichen Gebüsch suchen die Weib-

chen auch Pappelforste und isoliert stehende Espen zur Eiablage auf.

3 Verbreitung

Die Art kommt in Deutschland vornehmlich im Süden vor und wird nach Norden hin seltener.

4 Ausbreitung

Mit einer Flügelspannweite von 50-60 mm gehört *A. ilia* zu den großen heimischen Tagfaltern. Die Falter sind flugtüchtig, werden aber nur gelegentlich weiter vom Wald entfernt beobachtet. Sie bewegen sich nur über kurze Distanz von weniger als 1 km. Sie lassen sich mit Schweiß oder ausgelegtem Käse anlocken. Die Flugzeit erstreckt sich in der Regel von Juni bis Juli. Eine zweite Generation wird nur selten in besonders begünstigten Gebieten (z. B. Oberrheinebene) beobachtet.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Bestand des Kleinen Schillerfalters



Kleiner Schillerfalter (*P. Pretscher*)

ist durch die fortlaufende Vernichtung der Zitterpappelbestände an Waldrändern, Waldwegen, auf Schneisen und Lichtungen und durch Ausbau und Asphaltierung der Waldwege gefährdet.

Anpflanzungen von Schwarzpappeln und Kanadischen Hybridpappeln (anhand einzelner Blätter sind reine Schwarzpappeln von den Hybriden in vielen Fällen kaum zu unterscheiden) wirken sich anscheinend eher förderlich auf den Bestand aus. Pappelalleen sowie Schneisen in Pappelforsten sind vielmehr Sekundärhabitats, die im Biotopverbund naturbelassene Habitats miteinander verbinden können. Zusätzlich zu ihrer Eignung als Larvalhabitat können sie als lineare Strukturen sich ausbreitende Falter leiten und somit die Funktion von Trittsteinen in einem Biotopverbund übernehmen.

Literatur

EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 1: Tagfalter I. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 552 S.

WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. – Augsburg: Naturbuch-Verlag, 659 S.

6.4.6 Köcherfliegen

Köcherfliege, *Lepidostoma basale* (KOLENATI 1848), Syn.: *Lasiocephala basalis* (KOLENATI 1848)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Köcherfliegen (Trichoptera)

Familie: Lepidostomatidae

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	(?)	-

2 Lebensraum

Die Köcherfliege *Lepidostoma basale* ist eine reine Fließgewässerart und lebt im Uferbereich naturnaher Gewässerabschnitte mit angrenzender Aue im Oberlauf von pflan-

zenreichen Bächen und Flüssen. Sie besiedelt vor allem Wurzeln von Schwarzerlen und Totholzansammlungen (HOFFMANN 1995, HOFFMAN 1998). Wie andere Köcherfliegen werden die geflügelten Erwachsenen



Köcherfliege (*M. Pütsch*)

leicht mit Kleinschmetterlingen verwechselt, denen sie stammesgeschichtlich nahe stehen. Sie leben etwa 8 Tage und ernähren sich in der Zeit von Wasser und Blütennektar (ENGELHARDT 1996). Die Larven ernähren

sich von Blatt- und Totholzfragmenten, um die darauf lebenden Algen, Pilze und Bakterien als Nahrung abzuweiden (KAISER & RÖCK 2006).

3 Verbreitung

Lepidostoma basale kommt in ganz Europa vor, fehlt jedoch in Skandinavien. In Deutschland ist sie weit verbreitet, aber nur lokal anzutreffen. In besiedelten Fließgewässern bildet sie große Populationen aus (HOFFMANN 1995).

4 Ausbreitung

Der Schlupf von *Lepidostoma basale* findet im Sommer von Juni bis August, ausgelöst durch den Einbruch der Dunkelheit, statt. Zunächst schlüpfen die Männchen und dann die Weibchen. Direkt nach dem Schlupf kommt es zur Paarung, wobei sich die Tiere an randlichen Vegetationsstrukturen orientieren. Etwa 3 Tage später fliegen die Weibchen zur Eiablage Bach aufwärts über dem Wasser (Kompensationsflug) und tauchen ihr Hinterteil kurz ins Wasser, um den daran hängenden Eiballen abzulegen. Die Eier werden Bach abwärts durch die Strömung mitgeführt bis sie mit der aufquellenden Gallerte an rauen Strukturen wie Totholz hängen bleiben. Die Weibchen produzieren in ihrem Leben 2-3 Gelege mit jeweils etwa 200-300 Eiern (HOFFMANN 1995) (r-Strategie). Nach 1-3 Wochen schlüpfen Larven, die zunächst runde Köcher aus

Sandkörnern bauen und später vierkantige Köcher aus Pflanzenmaterial. Die Larvalentwicklung dauert 8-10 Monate (KAISER & RÖCK 2006). Auf der Suche nach einer geeigneten Stelle zur Verpuppung bevorzugen die Larven große Puppenansammlungen von 60-500 Individuen, vermutlich um den Fraßdruck zu vermindern. Die Puppen liegen 2-4 Wochen vor allem in strömungsgeschützten Bereichen in über 10 cm Wassertiefe im unmittelbaren Uferbereich mit guter Sauerstoffzufuhr, wobei die im Wasser liegenden Wurzeln der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und größere Totholzstücke wegen der stark reliefierten Oberfläche bevorzugt werden (HOFFMANN 1998). Zusätzlich zum Kompensationsflug der Köcherfliegen-Weibchen wurde zumindest für Hydropsyche-Arten eine bachaufwärts gerichtete Wanderung der Larven festgestellt (SCHUHMACHER 1969).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Köcherfliegen sind gute Indikatoren für die Gewässergüte und die Struktur der Gewässer, wobei je nach Art unterschiedliche Präferenzen bestehen. Sie sind daher ein wesentlicher Bestandteil des Saprobiensystems zur Einteilung der Gewässergüte nach biologischen Indikatoren. Für naturnahe sand- und lehmgeprägte Tieflandflüssen (Typ 15)

gilt *Lepidostoma basale* als typspezifische Art. In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund ist gerade für diese Köcherfliege das Vorhandensein geeigneter Larval- und Puppenlebensräume notwendig, also Totholz im Gewässer und Schwarzerlen-Bestände am Gewässerrand sowie gute Sauerstoffversorgung im Wasser ohne Schadstoffeintrag, der durch einen Uferschutzstreifen von mindestens 10 m Breite vermindert werden kann und zusätzlich als Puffer gegen Insektizide und Sedimentation aus landwirtschaftlichen Nutzflächen wirkt.

Literatur

ENGELHARDT, W. (1996): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Stuttgart: Frankh-Kosmos, 230-239.

HOFFMANN, A. (1995): Aspekte der Imagnalbiologie von *Lasiocephala basalis* (Trichoptera, Lepidostomatidae). - Verhandlungen der Westdeutschen Entomologen Tagung 1994. Düsseldorf, 155-162.

HOFFMANN, A. (1998): Verhaltensökologische Untersuchungen an Trichopterenlarven: Die Verpuppungsortwahl bei *Lasiocephala basalis* (KÖL.) (Trichoptera, Lepidostomatidae). - Verhandlungen der Westdeutschen Entomologen Tagung 1997. Düsseldorf, 199-203.

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

SCHUHMACHER, H. (1969): Kompensation der Abdrift von Köcherfliegen-Larven (Insecta, Trichoptera). - Naturwissenschaften 56/7, S. 378.

6.4.7 Laufkäfer

Blaugrüner Punkt-Ahlenläufer, *Bembidion decorum* (ZENKER in PANZER, 1801)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Käfer (Coleoptera)

Familie: Laufkäfer (Carabidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	3	-

2 Lebensraum

Bembidion decorum ist eine typische feuchteliebende Laufkäferart der Flussufer. Sie besiedelt den ufernahen Kies mit vielen Zwischenräumen, gilt als besonders stenotop und wird als Charakterart vegetationsarmer Kies- und Schotterflächen dynamischer Fließgewässerabschnitte angesehen. METZNER (2004) fand die 5-6 mm großen Käfer am Obermain fast ausschließlich auf ufer-

nahen Kiesbereichen (0-2 m von der Wasserlinie) in Renaturierungsflächen und hinter Wehren, dort teilweise dominant. Besonders häufig wurde die Art an dynamischen, steilen Kiesprallhängen nachgewiesen.

3 Verbreitung

Bembidion decorum wird in der Roten Liste als gefährdet eingestuft. METZNER (2004) führt die Art in seinem Kapitel über die



Blaugrüner Punkt-Ahlenläufer (*Bárbol*, flickr.com)

seltenen Arten am Main auf. An geeigneten Stellen kann die Art jedoch dominant sein und hohe Individuenzahlen erreichen.

4 Ausbreitung

Die adulten Tiere überwintern, wodurch die Art im Frühjahr zunächst nicht häufig ist. Bis zum Herbst steigt die Individuendichte pro m² aber stetig an. Denn die im Frühjahr

schlüpfenden Larven haben eine relativ kurze Entwicklungszeit von wenigen Wochen, wobei der Gesamtproduktionszeitraum sich über zwei bis drei Monate erstreckt. Die Zahl der Weibchen mit reifen Eiern, die für eine schnelle Neubesiedlung frisch entstandener Lebensräume sorgen können, ist in der Zeit der Frühlingshochwasser relativ hoch (BILL 2001).

Die Käfer sind langflügelig und schon durch ihre Flugfähigkeit relativ mobil. Außerdem sind sie in der Lage, einige Zeit auf dem Wasser zu laufen und können direkt von der Wasseroberfläche abfliegen.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art
Uferregionen mit einer natürlichen Fließ-

gewässerdynamik weisen eine speziell angepasste Laufkäferzönose auf, die es zu sichern und zu fördern gilt, indem die dynamische Entwicklung des betreffenden Fließgewässers gefördert und nicht unterbunden wird (vgl. HANNING 2007). Denn innerhalb des befestigten Flusslaufs kommen Kiesstrukturen nur hinter Wehren vor. Diese Kiesbänke sind wegen ihrer Flachgründigkeit, häufigen Überschwemmungen und fehlenden Möglichkeiten einer transversalen Wanderung für Ufercarabiden keine optimal geeigneten Lebensräume (vgl. METZNER 2001). Kiesstrukturen an Wehren und in Kiesgruben kommen auch als Refugialbiotope nur bedingt in Frage, allerdings stellen sie in ihrer Gesamtheit wichtige Trittsteine für die Wiederbesiedlung neuer renaturierter Flussstrecken dar. METZNER (2004) berichtet vom Obermain, dass wassernahe Kieslebensräume seit der Uferverbauung

kaum noch zu finden waren und infolgedessen auch *B. decorum* nur noch selten nachgewiesen werden konnte. Die Art profitierte stark von Renaturierungsmaßnahmen.

Literatur

BILL, H.-C. (2001): Die Obere Isar – letzte Reste einer bayerischen Wildflusslandschaft. – Laufener Seminararbeiten, 3/01, 35–45.

HANNING, K. (2007): Die Laufkäferzönosen (Col., Carabidae) ausgewählter dynamischer Flussuferabschnitte an der Sieg und der Agger (Nordrhein-Westfalen, Rhein-Sieg-Kreis). – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen (Bonn), 17 (1-2), 29–47.

METZNER, J. (2001): Dynamik am Obermain: Kies als Lebensraum – oder doch nur ein Lebenstraum? – In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften. – Fachtagung vom 13. – 15. März 2001, 43–49.

METZNER, J. (2004): Dynamische Fließgewässerprozesse am Main und ihre Auswirkung auf Laufkäferzönosen (Coleoptera – Carabidae). – Bayreuther Forum Ökologie, Band 104, 223 S.

Grüngestreifter Grundkäfer, *Omophron limbatum* (FABRICIUS, 1776)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Käfer (Coleoptera)

Familie: Laufkäfer (Carabidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	V	-

2 Lebensraum

Der als stenotop (WACHMANN et al. 1995) bis mesotop (GEBERT 2006) eingestufte hygrophile Grüngestreifte Grundkäfer besiedelt vegetationsarme und bevorzugt sonnenexponierte Ufer fließender aber auch stehender Gewässer mit feinkörnigem, sandigen Substrat der planaren bis kollinen Stufe. Er ist also ripicol und psammophil¹. Die Art ist in der Lage, auf Sekundärhabitats auszuweichen; sie findet sich daher auch an Kiesgruben und wassergefüllten Senken auf sandigen Ruderalfluren. Die 5,5 bis 9 mm großen Käfer verstecken sich tagsüber im Sand, unter Steinen, in Wurzelwerk oder unter spärlicher Ufervegetation. Sie sind dämmerungs- und nachtaktiv, sehr gut flugfähig und jagen Insekten. Der Artnachweis ist sehr sicher durch das Überspülen von Uferstreifen zu erbringen.

3 Verbreitung

Obwohl *Omophron limbatum* in allen Bundesländern lokal (stellenweise auch häufig, z. B. in Brandenburg) vertreten ist, ist er

doch in weiten Bereichen selten oder fehlt völlig. METZNER (2004) führt die Art in seinem Kapitel über die seltenen Arten am Main auf.

4 Ausbreitung

Die Käfer können sehr gut fliegen. GÜNTHER et al. (2004) konnten während ihrer Untersuchungen an der Hase in Nordwestdeutschland nachweisen, dass Einzeltiere Distanzen von mehreren hundert Metern bis zu einem Kilometer einschließlich eines Wechsels auf die andere Uferseite zurücklegen. Die Mobilität der Art und damit auch ihre Ausbreitungsfähigkeit kann daher als hoch eingestuft werden. *O. limbatum* ist also einerseits in der Lage, neu entstandene und auch kleinräumige geeignete Habitate relativ schnell zu besiedeln (vgl. BERNHARDT & HANDKE 1989); andererseits ist die Gefahr, dass kleine Populationen erlöschen, relativ gering, da gelegentlich Individuen zuwandern (Metapopulation). Die Käfer können ebenfalls schnell laufen und fliehen bei Störungen auch ins Wasser.



Grüngestreifter Grundkäfer (*P. Pretscher*)

Bei Hochwasser werden die Käfer aus dem Sand herausgetrieben und mitunter verdriftet. Auf den besiedelten Flächen ist die Anzahl der Individuen im April am höchsten und nimmt dann im Jahresverlauf stetig ab. Die Jungkäfer erscheinen im Herbst, meist überwintern die ausgewachsenen Käfer. Dieser Lebenszyklus „Frühjahrsbrüter und Imaginal-Überwinterer“ und die hohe Mobilität sind Anpassungen an den dynamischen Lebensraum „Flussufer“.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

¹ „Sand bevorzugend“; Organismen, die in einem sandigen Lebensraum leben.

In der Roten Liste der Laufkäfer Deutschlands (TRAUTNER et al. 1998) wird bereits darauf hingewiesen, dass Fließgewässer und ihre Auen mit der erforderlichen Dynamik in großen Abschnitten reaktiviert werden müssen, um die betroffenen meist stenotopen Laufkäferzönosen in ihrem Bestand zu schützen. *Omophron limbatum* wird in der Vorwarnliste aufgeführt, unterliegt jedoch in einigen Landesteilen einer stärkeren Gefährdung. Als Bewohner sandiger, bevorzugt vegetationsloser oder -armer Uferabschnitte ist die Art auf eine weitgehend ungestörte Flussdynamik angewiesen. METZNER (2004) berichtet vom Obermain, dass *O. limbatum* vor Beginn der Renaturierungsmaßnahmen im Jahr 1992 fast ausschließlich in Sekundärhabitaten zu finden war. Befestigte Uferbereiche wurden eindeutig gemieden. Die Art hat von den Renaturierungsmaßnahmen stark profitiert und tritt

nun auf den entsprechenden Flächen z. T. in hohen Individuendichten auf. Hier ist der Käfer auf allen Rohbodenstandorten (Kies, Lehm, Sand und Schlamm) teils noch bis zu einem hohen Deckungsgrad nachgewiesen. Die Käfer sind im Vergleich zu anderen Carabiden auffällig kugelig und markant gefärbt, was sie unverwechselbar macht. *O. limbatum* ist daher als Indikatorart für weitestgehend natürliche, sandige Uferabschnitte besonders geeignet.

Literatur

BERNHARDT, K. G. & HANDKE, K. (1989): Untersuchungen zur Erstbesiedlung von Bodenarthropodengemeinschaften (Col., Carabidae, Het. Saldidae) sandig-kiesiger Pionierstandorte im Emsland. – Natur und Landschaft 64/4, 146-152.

GEBERT, J. (2006): Die Sandlaufkäfer und Laufkäfer von Sachsen. Teil 1 (*Cicindelini-Loricerini*). – In: KLAUSNITZER, B. & REINHARDT, R. (Hg.): Beiträge zur Insektenfauna Sachsens, Band

4. – Entomologische Nachrichten und Berichte, Dresden, Beiheft 10, 180 S.

GÜNTHER, J.; HÖLSCHER, B.; PRÜBNER, F. & ABMANN, T. (2004): Survival at river banks – Power of dispersal and population structure of *Elaphrus aureus* and *Omophron limbatum* in north-western Germany (Coleoptera, Carabidae). – Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie, Vol. 14, H. 1-6, 517-520.

METZNER, J. (2004): Dynamische Fließgewässerprozesse am Main und ihre Auswirkung auf Laufkäferzönosen (Coleoptera – Carabidae). – Bayreuther Forum Ökologie, Band 104, 223 S.

TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1998): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). – In: BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (Bearb.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 55, 159-167.

WACHMANN, E.; PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer: Beobachtung, Lebensweise. – Augsburg: Naturbuch-Verlag, 295 S.

Vierpunkt-Krallenläufer, *Lionychos quadrillum* (DUFTSCHMID, 1812)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Käfer (Coleoptera)

Familie: Laufkäfer (Carabidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	V	-

2 Lebensraum

Beim Vierpunkt-Krallenläufer handelt es sich um eine eng an ihren Lebensraum gebundene uferbewohnende Laufkäferart. Die Käfer besiedeln die kiesigen Ufer an Fließgewässern, wobei sie speziell für trockene, uferferne Kiesbereiche (> 2 m von der Wasserlinie entfernt) mit geringem Deckungsgrad typisch sind. Die Art wird daher als trockenheitsliebend eingestuft. Die Entstehung uferferner Kiesbereiche ist meist an Spitzenhochwasser im Winter gebunden. Das dauerhafte Vorkommen von *Lionychos quadrillum* ist also direkt an starke dynamische Prozesse gekoppelt (METZNER 2004). Im Rahmen seiner Untersuchungen am Obermain konnte METZNER (2004) Zusammenhänge zwischen der Individuendichte und der Korngröße der Kiesbänke feststellen: je größer der Anteil an grobkörnigem Kies (> 4 mm) ist, desto höher ist die Individuendichte dieser Art. Die Käfer wurden außerdem in Kiesgruben und auf Gleisanlagen nachgewiesen. Sie sind nur 3-4 mm groß, an ihrem Herzförmigen Halschild und (meist) vier gelben Flecken gut

erkennbar (WACHMANN et al. 1995).

3 Verbreitung

L. quadrillum ist im Süden Deutschlands weiter verbreitet als im Norden. METZNER (2004) führt die Art in der Liste der seltenen Arten am Obermain auf.

4 Ausbreitung

L. quadrillum ist langflügelig und damit gut flugfähig. Die Käfer sind in der Lage, z. B. durch Renaturierungsmaßnahmen neu entstandene Lebensräume relativ schnell zu besiedeln und kommen dann häufig in hohen Individuendichten vor. Die Art erreicht von ca. Mai bis Juli das Maximum ihrer Individuendichte. Im zeitigen Frühjahr und im Herbst ist sie relativ selten nachzuweisen.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

METZNER (2004) stellt in seiner Arbeit den Anteil ripicoler Arten zwischen den Renaturierungsflächen (bis zu 25 % Anteil) und den

nicht-renaturierten Vergleichsflächen (nur 8 % Anteil) gegenüber, wobei deutliche Unterschiede zu Tage treten. Eine niedrige Zahl an Uferarten lässt in diesem Fall Rückschlüsse auf ein Fehlen der amphibischen Uferzone des begradigten Flusslaufs zu. Auf fast allen Renaturierungsflächen sind im Gegensatz zu den Vergleichsflächen, stenotope Arten, z. B. *Lionychus quadrillum*, *Bembidion punctulatum* und *B. decorum*, sehr häufig. Am Obermain gilt *L. quadrillum* als Charakterart renaturierter Flächen. Ihr Vorkommen besitzt großes Indikatorpotenzial, da uferferne offene Kiesbänke nur in dynamischen Flussstrecken entstehen. Der Artnachweis kann also direkt als Indikator für Hochwasserdynamik gewertet werden. Die Art profitiert demnach nachweislich stark von Renaturierungsmaßnahmen.

Literatur

METZNER, J. (2004): Dynamische Fließgewässerprozesse am Main und ihre Auswirkung auf Laufkäferzönosen (Coleoptera – Carabidae). – Bayreuther Forum Ökologie, Band 104, 223 S.

WACHMANN, E.; PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer: Beobachtung, Lebensweise. – Augsburg: Naturbuch-Verlag, 295 S.

6.4.8 Heuschrecken

Blaufügelige Sandschrecke, *Sphingonotus caeruleus* (LINNAEUS, 1767)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Kurzfühlerschrecken (Caelifera)

Familie: Feldheuschrecken (Acrididae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	2	§

2 Lebensraum

Die Blaufügelige Sandschrecke ist eine xerophile (trockenheitsliebende) Offenbodenbesiedlerin, die vegetationsarme, sand- und schotterreiche Flächen benötigt, weshalb sie oft als Erstbesiedlerin junger Flächen auftritt. Die Art kommt auf sandig-kiesigen, warmen und trockenen Böden mit geringem Wasserspeichervermögen und spärlichem Pflanzenbewuchs vor. In ihren Lebensräumen ist *S. caeruleus* oft die einzige Heuschreckenart, verschwindet aber auch wieder, sobald die Vegetation dichter und höherwüchsig wird. Ihre Primärlebensräume sind die Kies- und Schotterbänke der Flüsse, Binnendünen mit offenen Flugsanden, Sandfluren und Grasheiden. Da diese vielerorts fast völlig verschwunden sind, weicht die Art auf Industriebrachen, Flussdämme, Bahnanlagen, Kies- und Gipsgruben, ausgetrocknete Schlammteiche und (in Ostdeutschland) Abraumhalden des Braunkohleabbaus aus.

3 Verbreitung

Mit Ausnahme des Nordwestens (westl. Niedersachsen, westl. Nordrhein-Westfalen, nördl. Rheinland-Pfalz) kommt die Blaufügelige Sandschrecke in ganz Deutschland vor. Allerdings sind die Bestände in allen Bundesländern rückläufig, wobei insbesondere die Vorkommen in Hamburg, Berlin, Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen weitgehend verschwunden sind.

Im Gegensatz dazu lassen Funde in den letzten Jahren die Vermutung zu, dass die Art sich zumindest kurzfristig entlang von Bahngleisen wieder ausbreitet. Die Bestände im Rheintal dürften über die Burgundische Pforte, die im östlichen Deutschland über die Mährische Pforte und den Elbdurchbruch eingewandert sein (DETZEL 1998).

4 Ausbreitung

Die Populationen der Blaufügeligen Sandschrecke sind normalerweise nicht besonders individuenstark und können leicht übersehen werden. SCHMIDT (2003) gibt als Durchschnittswert 2-3 Tiere pro 100 m² an. Folgen mehrere warme und trockene Jahre aufeinander, kommt es zu einem Anstieg der Individuendichte und die Tiere besiedeln neue Flächen. Die Populationsgrößen unterliegen also großen Schwankungen. Tierarten mit dieser Neigung benötigen für den Erhalt ihrer Populationen große Habitate, da die Bestände nach mehreren ungünstigen Jahren so individuenarm werden, dass der Fortbestand des Vorkommens nicht mehr gesichert ist (DETZEL 1998).

S. caeruleus ist die beste Fliegerin unter den heimischen Feldheuschrecken und daher vergleichsweise mobil. Die bei Markierungsversuchen festgestellten täglichen Wegstrecken lagen zwischen 10 und 50 m pro Tag, die gemessenen Aktionsradien zwischen 50 und 500 m (vgl. SCHMIDT 2003). Obwohl die Heuschrecken bei einer Flucht meist flach über dem Boden fliegen, können sie Baumreihen von ca. 20 m Höhe überwinden. Die Art ist also in der Lage, neu entstandene Habitate schnell zu besiedeln (DETZEL 1998). Die Eiablage findet im sandig-kiesigen Substrat statt, daher wird vermutet, dass im Binnenland und über das Meer eine passive Ausbreitung durch verdriftete Eier stattfindet (r-Strategie).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Primärlebensräume der Blaufügeligen Sandschrecke (Schotter- und Kiesflächen



Blaufügelige Sandschrecke (U. G. Sander)

der Flüsse, Binnendünen und Sandrasen) gehören zu den extrem gefährdeten Lebensräumen. Ihr Erhalt bzw. ihre Entwicklung sollte Vorrang vor Maßnahmen in Ersatzlebensräumen wie Kiesgruben oder Bahnanlagen haben, die entweder bedingt durch Nutzung oder Sukzession meist nur kurzfristig besiedelt werden können. So ist das Überleben der Art hier weitgehend von pflegenden Eingriffen des Menschen abhängig, d. h. dass freie Schotterflächen in zuwuchernden Kiesgruben geschaffen und Sandgruben und Dünen entbuscht werden müssen. Bei der Freihaltung der Schotterkörper der Bahnanlagen sollte auf den Einsatz von Herbiziden verzichtet werden, da diese nicht nur zunehmend als Ersatzlebensräume fungieren, sondern als lineare Strukturen auch die Funktion von Trittsteinbiotopen für die Wiederausbreitung der Art übernehmen können.

In Bayern hat die Art ihre Primärlebensräume vollständig verloren, weshalb der Schutz der Art dort kurzfristig nur beim Erhalt der Sekundärlebensräume ansetzen kann (SCHMIDT 2003). Langfristig dürfte, wenn entlang der großen Flüsse eine dauerhafte Fluss- und Auendynamik nicht zugelassen wird, der Kampf um die dauerhafte Bestandssicherung der Art auf den Sand- und Schotterflächen jedoch vergebens sein.

Literatur

DETZEL, P. (1998): *Sphingonotus caeruleus* (LINNAEUS, 1767). – In: DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 381-385.

SCHMIDT, G. (2003): Blaufügelige Sandschrecke *Sphingonotus caeruleus* (LINNAEUS, 1767). – In: SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (Bearb.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 214-216.

Kurzflügelige Schwertschrecke, *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE, 1804)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Langfühlerschrecken (Ensifera)

Familie: Schwertschrecken (Conocephalidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	3	-

2 Lebensraum

Die Kurzflügelige Schwertschrecke ist fast ausschließlich in Habitaten zu finden, die länger (mehrere Monate) oder ganzjährig nass sind, wie Überschwemmungsflächen und feuchte Ufervegetation von Fließgewässern, Stillgewässer-Verlandungszonen (z. B. von Altarmen), Gräben oder staunassen Bodensenken. Besiedelt werden Seggenriede, nicht zu dichte Röhrichte oder andere, z. T. aus Nassbrachen hervorgegangene Vegetationstypen und Streuwiesen. Feuchtgrünland ist offensichtlich nur bei maximal einschüriger Nutzung oder extensiver Beweidung als Habitat geeignet. In den Voralpen werden auch Flach- und Niedermoore, in Nordeuropa Sanddünen und Salzmarschen besiedelt (BUCHWEITZ 1998). Hinsichtlich des Eiablageortes und der Eiablagepflanze sind die Weibchen relativ anpassungsfähig. Besonders häufig werden die Eier jedoch in das Mark von Binsen, Rohrkolben und Schilf abgelegt. Ferner liegen Eiablagebeobachtungen für angemoderte Baumstümpfe und angeschwemmtes Totholz vor (HAUPT 1995).

3 Verbreitung

Die Kurzflügelige Schwertschrecke wird aus dem gesamten Bundesgebiet gemeldet. Der Gesamtverbreitung entsprechend (deutliche Verbreitungsschwerpunkte im nördlichen Mitteleuropa) liegt jedoch auch in Deutschland der Verbreitungsschwerpunkt im Norden (BUCHWEITZ 1998). Sie ist aufgrund der Beschränkung auf Feuchtbiotope nirgends häufig. Im Süden kommt sie nur zerstreut vor.

4 Ausbreitung

Konkrete Zahlen für das Minimalareal liegen nicht vor. Aus dem Saarland ist allerdings ein stabiles Vorkommen auf einem nur ca. 200 m² großen Teilstück einer isolierten Feuchtbrache bekannt, welches aufgrund der geringen Individuendichte vermutlich nicht langfristig gesichert ist. Dies dürfte im Falle

von Kleinpopulationen nur dann gegeben sein, wenn die Lebensräume über Gewässersysteme miteinander in Kontakt stehen bzw. wenn fortwährend Neubesiedlungen möglich sind. Für Baden-Württemberg gibt BUCHWEITZ (1998) das flächenmäßig kleinste ihm bekannte Vorkommen mit knapp 1 ha an. Das aktive Ausbreitungspotenzial von *C. dorsalis* ist aufgrund der kurzen Flügel und der daraus resultierenden Flugunfähigkeit als relativ gering, jedoch auch als durchaus möglich zu bezeichnen. Wenn adulte Einzeltiere an untypischen Stellen (z. B. Nadelwald, Grünanlage) gefunden werden, lässt sich dies eventuell auf Verdriftung zurückführen (SCHLUMPRECHT & DÜRST 2003). Auch die aktive Verbreitung über makroptere (langflügelige) Tiere ist anzunehmen.

Passive Verbreitungsmechanismen spielen vermutlich eine große Rolle: mit Eiern belegte, abgebrochene Pflanzenteile können ins Wasser gelangen und im Spülgelände weit verdriftet werden (r-Strategie). Hierfür spricht die weite Verbreitung entlang von Flüssen oder in den Küstenregionen Europas. Auch eierlegende Weibchen, die auf Totholz verdriftet werden, können wahrscheinlich zur Ausbreitung beitragen (HAUPT 1995). Insgesamt sind Mobilität und Ausbreitungsdynamik der Kurzflügeligen Schwertschrecke als „mittel“ zu bezeichnen (BUCHWEITZ 1998).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Es ist davon auszugehen, dass *C. dorsalis* vor der wasserbaulichen Veränderung der großen Flusssysteme v. a. ab dem 19. Jhd. in den Überschwemmungsflächen, Feuchtwiesen, Nassbrachen und primär waldfreien Feuchtlandsräumen (z. B. Großseggenriede, Biberwiesen) der großen Flussauen von Rhein, Donau und deren Nebenflüssen



Kurzflügelige Schwertschrecke (P. Pretscher)

unterhalb etwa 450 m ü. NN verbreitet war (BUCHWEITZ 1998). Auch heute ist als wichtigste Gefährdungsursache der Habitatverlust durch Veränderungen im Wasserhaushalt und der Vegetationsstruktur zu nennen. Eine gravierende Verbesserung der Habitatsituation ist langfristig nur durch Wiederherstellung der natürlichen Flussdynamik zu gewährleisten. Daher sind folgende Maßnahmen zur Stabilisierung der *C. dorsalis*-Populationen notwendig:

- Erhalt und Vergrößerung des Angebots natürlicher Überschwemmungsflächen durch Wiederherstellung natürlicher Flussdynamik;
- Verhinderung weiterer Grundwasserabsenkungen, Entwässerungs- und anderer wasserbaulicher Maßnahmen im Bereich aktueller und potenzieller Habitate;
- Erhalt von Feuchtgrünland und feuchten Sonderstandorten, keine weitere Nutzungsintensivierung in diesen Bereichen, keine Beseitigung von ungenutzten Begleitstrukturen (Gräben, Säume, Uferstreifen);
- Erhalt isolierter, nicht primär waldfreier Habitate durch sporadische Nutzung bzw. Pflege (Verhinderung der Verbuschung z. B. von Nassbrachen durch Beweidung oder abschnittsweiser Mahd).

Von diesen allgemeinen Biotopschutzmaßnahmen würden auch andere schutzbedürftige Feuchtgebietsarten profitieren.

Literatur

- BUCHWEITZ, M. (1998): *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE, 1804). – In: DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 228-236.
- HAUPT, H. (1995): Zum Eiablageverhalten der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis* LATREILLE, 1804). – *Articulata* 10(1), 97-100.
- SCHLUMPRECHT, H. & DÜRST, T. (2003): Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE, [1804]). – In: SCHLUMPRECHT, H. & WÄEBER, G. (Bearb.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 102-105.

Sumpfschrecke, *Stethophyma grossum* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Kurzfühlerschrecken (Caelifera)

Familie: Feldheuschrecken (Acrididae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	-	-	2	-

2 Lebensraum

Die Sumpfschrecke kommt auf extensiv genutzten, seggen- und binsenreichen Nasswiesen, in Seggenrieden und an Grabenrändern vor. Pfeifengraswiesen werden nur besiedelt, wenn umfangreichere, mit Seggen oder Binsen bewachsene Bereiche vorhanden sind (DETZEL 1998). Auch Moorstandorte (z. B. Quellmoore), Gewässerufer und feuchte Staudenfluren werden besiedelt (LANG & SCHLAPP 2003). Intensiv gedüngte bzw. mehrschürige Fettwiesen werden auch bei hohem Grundwasserstand gemieden.

Die Weibchen legen die sich in einem schnell erhärtenden Sekretkokon befindlichen Eier in den Boden oder oberirdisch zwischen Gräser ab (r-Strategie). Die Eier reagieren sehr empfindlich auf Austrocknung. Unter den einheimischen Heuschreckenarten haben die Embryonen von *S. grossum* den höchsten Feuchtebedarf, weshalb die Art als hygrophil eingestuft wird. Dabei haben die frühen Entwicklungsstadien einen höheren Feuchtigkeitsbedarf als die Imagines (DETZEL 1998). Nach LANG & SCHLAPP (2003) ist für die erfolgreiche Weiterentwicklung der Larven weder eine hohe Luftfeuchte noch eine hohe Bodenfeuchte notwendig, allerdings würde sich eine Verzahnung unterschiedlicher Feuchteverhältnisse günstig auf die Vorkommen auswirken.

Der Feuchteanspruch kann durch einen hohen Grundwasserstand oder durch Staunässe erfüllt werden.

3 Verbreitung

Aus allen Bundesländern sind Vorkommen der Sumpfschrecke gemeldet. Dabei sind keine Verbreitungsschwerpunkte erkennbar (DETZEL 1998).

4 Ausbreitung

Die Größe von Einzelpopulationen kann relativ gering sein. MARZALLI (1994) berichtet von einer Population aus dem Eittinger Moos bei München, die weniger als 40 Individuen umfasst. Ist eine individuenarme Population jedoch isoliert, kann sie durch katastrophale Ereignisse (z. B. Hagelunwetter) an den Rand des Aussterbens gebracht werden. In größeren Lebensräumen kann eine Populationsdichte von 20 bis 60 Individuen pro 100 m² erreicht werden (DETZEL, briefl. Mitt. in LANG & SCHLAPP 2003). Konkrete Angaben zum Minimumareal liegen leider nicht vor. DÖLER & DETZEL (unveröff., in DETZEL 1998) berichten von einer aus 104 Individuen bestehenden Population auf einem 2000 m² großen Schwingrasen. Bei sonnigem, warmem Wetter fliegen die Tiere besser als bei bedecktem Himmel oder kühler Witterung, wobei die Mobilität der Männchen höher ist als die der größeren und schwereren Weibchen. So werden in der Regel häufiger einzelne Männchen als Weibchen gefunden. Die Flugsprünge der Männchen können bis ca. 41 m weit reichen. Sie wurden in bis zu 1.500 m Entfernung von der Hauptpopulation gefunden. Die Larven wandern kaum und tragen nicht in nennenswertem Umfang zur Verbreitung bei (DETZEL 1998). Höhere Hindernisse, z. B. Baumreihen, stellen Ausbreitungsbarrieren dar.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Ursachen für den Bestandsrückgang der Sumpfschrecke sind vor allem die Trockenlegung von Grünflächen durch Drainagen und Gewässerbegradigungen, die Intensi-



Sumpfschrecken (P. Pretscher)

vierung der landwirtschaftlichen Nutzung und Flurbereinigungen. Für einen Schutz der Art dürfen Feucht- und Nassgrünlandflächen nicht weiter entwässert werden. Die Wiesen sollten nur ein- bis maximal zweimal, Grabenränder nur einmal jährlich gemäht werden. Mittelfristig ist ein regelmäßiger frühsommerlicher Schnitt für *S. grossum* förderlich, da so der Verfilzung der Grasnarbe entgegen gewirkt wird. Der Wiesenschnitt sollte abschnittsweise erfolgen, damit die Tiere sich in ungemähte Bereiche zurückziehen können. Besonders günstig ist ein Nebeneinander von gemähten und ungemähten Nasswiesenparzellen. Mulchen schädigt die Populationen. Eine Düngung der Flächen sollte unterbleiben.

Ein Verbund verbliebener kleiner Restpopulationen außerhalb des Hauptvorkommens sollte über ein groß angelegtes Netz von extensiv bewirtschafteten Grabenrändern und Wiedervernässung von degenerierten Auestandorten erreicht werden. SÖRENS (1996) plädiert für die Förderung von mehr als 5 m breiten Ausbreitungsschneisen zwischen potenziell besiedelbaren Biotopen.

Literatur

DETZEL, P. (1998): *Stethophyma grossum* (LINNAEUS, 1758). – In: DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 390-395.

LANG, G. & SCHLAPP, G. (2003): Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* (LINNAEUS, 1758). – In: SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (Bearb.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 221-223.

MARZALLI, M. (1994): Ausbreitung von *Mecostethus grossus* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche. – *Articulata* 9 (1), 25-32.

SÖRENS, A. (1996): Zur Populationsstruktur, Mobilität und dem Eiablageverhalten der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). – *Articulata* 11, 37-48.

6.4.9 Libellen

Asiatische Keiljungfer, *Gomphus flavipes* (CHARPENTIER, 1825)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Libellen (Odonata)

Familie: Flussjungfern (Gomphidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. IV	BQK	Anh. II	G	§§

2 Lebensraum

Gomphus flavipes kommt ausschließlich an Fließgewässern vor, wobei die Mittel- und Unterläufe der großen Ströme und Flüsse mit geringen Fließgeschwindigkeiten und feinen Sedimenten bevorzugt werden. Die Larven besiedeln Bereiche mit schwacher Strömung, in denen sich feinste Sedimente ablagern können.

In naturnahen Flussabschnitten finden sich solche Stellen v. a. in Buchten und beruhigten Gleithangzonen, im Strömungsschatten von Inseln und entwurzelten oder im Strom festgesetzten Bäumen. An teilverbauten Flüssen stellen naturnahe, strömungsarme Buhnenfelder wichtige Sekundärbiotope dar (vgl. STERNBERG & BUCHWALD 2000, ELLWANGER 2003). Die Vegetation spielt für die Art nur eine untergeordnete Rolle als Sitzunterlage der Imagines auch während der Nacht.

3 Verbreitung

Die ostdeutschen Vorkommen an Oder, Spree und Havel sind seit langem bekannt. Seit 1992 entwickelt sich *G. flavipes* auch wieder in der Elbe in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. In der niedersächsischen Elbe (bei Peversdorf) gelang 1996 der erste Nachweis der Art seit 1929. Seit 1997 konnten zahlreiche Nachweise im Ober-, Mittel- und Niederrhein zwischen Kehl und Köln erbracht werden. Auch an der Weser bei Bremen, an der Aller, an der Regnitz und am Main konnte die Art ab diesem Zeitraum festgestellt werden. Die seit etwa Mitte der 1990er Jahre beobachtete Ausbreitung von *G. flavipes* wird kontrovers diskutiert. Die Neufunde an Weser und Rhein wie auch die Nachweise in Bayern zeigen, dass die Art derzeit entweder wieder (vorübergehend?) nach Westen vorstößt oder lange Zeit in Mitteleuropa übersehen wurde. Dabei erscheint jedoch die (Wieder-) Besiedlung durch Individuen der östlichen Populationen

wahrscheinlicher als ein jahrzehntelanges Übersehen auch einzelner Restpopulationen (ELLWANGER 2003). Ihre momentane Ausbreitung könnte auf die verbesserte Wasserqualität der großen Flüsse zurückzuführen sein, wobei die z. T. reichen Vorkommen zwischen Oder und Elbe als Reservoir für die Wiederbesiedlung der westdeutschen und westeuropäischen großen Flüsse und Ströme europaweite Bedeutung besitzen.

4 Ausbreitung

Zur Fortpflanzung werden die Imagines an sonnenexponierten, sandigen Ufern angetroffen. Die Weibchen legen bis über 600 Eier einzeln oder in Päckchen an der Wasseroberfläche in langsam fließende Abschnitte oder zwischen Buhnen ab (r-Strategie). Nach dem Schlüpfen aus dem Ei graben sich die Larven bis zu 10 mm tief (bei Hochwasser bis zu 15 mm) in das feine, sandige Substrat. Auch bei Hochwasser werden sie kaum verdriftet, da sie aktiv aus der freien Welle das Substrat wieder erreichen können. An sandigen sonnenexponierten Uferabschnitten schlüpfen die Imagines, die vor allem in ihrer zweiwöchigen Reifezeit weit umherziehen, so wurde *G. flavipes* in immerhin 25 km Entfernung zum nächsten Reproduktionsgewässer beobachtet.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich ihrer Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die zunehmend anthropogenen Eingriffe in die Flussökosysteme sind als Hauptgefährdungsursache zu sehen. Nahezu alle größeren Ströme in Mitteleuropa sind im Zuge der Schiffbarmachung, des Hochwasserschutzes und des Kraftwerkbbaus befestigt, begradigt, uferverbaut und auf andere Weise naturfern ausgebaut worden.

Uferbaumaßnahmen können zur Abtrennung von Buchten und Altarmen und damit zur



Asiatische Keiljungfer (T. Kirchen)

Verkrautung und Verlandung der Larvalhabitate führen. Eine übermäßige Verschlammlung und die dadurch notwendige regelmäßige Sohlenräumung wirken sich ebenso wie die Auswaschung von Feinsedimenten durch höhere Fließgeschwindigkeiten in Folge von Begradigung negativ aus. *G. flavipes* besiedelt überwiegend saubere Flüsse. An der Elbe wurden die höchsten Exuvien-dichten in Abschnitten mit der Güteklasse II gefunden.

An der Regnitz in Bayern war das Wasser an der Fundstelle kritisch belastet (Güteklasse II-III). In der Literatur wird für die Art ein Saprobienindex von 2,2 angegeben. Jedoch dürfte eine naturnahe „Ökomorphologie“ des Gewässers für die Larven entscheidender sein als die Wasserqualität.

Als weitere Gefährdungsursachen sind Bootsverkehr (Überspülung der schlüpfenden Libellen durch Wellenschlag) und Veränderungen des Imaginal-Lebensraumes (z. B. Reduzierung des Nahrungsangebotes durch Intensivierung der Nutzung von angrenzenden Flächen) zu beachten.

Literatur

ELLWANGER, G. (2003): 6.4 *Gomphus flavipes* (CHARPENTIER, 1825). – In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 568-573.

FREYHOF, J., STEINMANN, I. & KRAUSE, T. (1998): Weitere Funde von *Gomphus flavipes* (CHARPENTIER) im Rhein (Anisoptera: Gomphidae). – Libellula 17 (3/4), 247-252.

BELLMANN, H. (1993): Libellen: beobachten – bestimmen. – Augsburg: Naturbuch-Verlag, 274 S.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hg.) (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 712 S.

Gebänderte Prachtlibelle, *Calopteryx splendens* (HARRIS, 1782)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Libellen (Odonata),

Familie: Prachtlibellen (Calopterygidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	V	§

Anmerkung: „Tier des Jahres 2008“ in der Schweiz

2 Lebensraum

Die Gebänderte Prachtlibelle lebt an langsam fließenden, eutrophen und besonnten Fließgewässern der Ebene. Sie besiedelt den Mittel- und Unterlauf der Flüsse und ist somit Leitform des Epi- und Metapotamals. Die Art gilt als typischer Vertreter eutropher Wiesenbäche und -flüsse. Wiesengraben stellen den wichtigsten Ersatzlebensraum für *C. splendens* dar.

Als Habitatrequisiten sind Röhrichte (z. B. Rohrglanzgras-Röhricht) zumindest an einem Gewässerufer (exponierte Pflanzenteile dienen den Männchen als Ansitzwarten und zur Revierabgrenzung), eine üppige, strukturreiche Makrophytenvegetation, die die Weibchen für die Eiablage benötigen sowie Wurzeln und Sprosssteile von Wasserpflanzen und unterhöhlte Ufer als Lebensraum für die Larven unerlässlich.

Für die Larvalentwicklung muss das Gewässer eine mittlere Sommertemperatur von mindestens 16°C erreichen. Die Fließgeschwindigkeit sollte maximal 80 cm/s, der O₂-Gehalt mindestens 6-7 mg/l betragen und die Gewässergüte im Bereich I-II und II liegen.

3 Verbreitung

In Deutschland kommt neben der Nominatform *C. s. splendens* auch die Rasse *C. s. ancilla* vor. Erstere ist in Deutschland weit verbreitet, nach Norden dünner. Die Vorkommen jedoch aus. Die aktuellen Schwerpunkte ihrer Verbreitung in West-Deutschland liegen im gesamten Oberrheingraben von Basel bis nach Mainz mit Hardt-Gebirge, Eifelsüdrand und Moseltal, in Mittelfranken und im Aller-Weser-Tiefland. Die Mark Brandenburg, Sachsen und Thüringen sollen vom Areal der Rasse *C. s. ancilla* tangiert werden, die etwa entlang der Grenze von Ost- und West-Deutschland in der Kontaktzone zur *ssp. splendens* einen breiten Hybridgürtel bildet (STERNBERG & BUCHWALD 1999).

4 Ausbreitung

Die Imagines sind in der Regel stark an das

Gewässer gebunden. Die Männchen sind zur Paarungszeit sehr territorial. Die Weibchen hingegen fliegen meist bis zur nächsten Teilpopulation.

Der Anteil von Libellen, die für eine Verbreitung relevante Distanzen zurücklegen, schwankt nach STETTNER (1995) zwischen 10 und 25 %. Bei optimalen Bedingungen wandert nur ein verhältnismäßig kleiner Teil der Tiere ab, dabei absolvieren sie einen Dispersionsflug von bis zu 5 km. Die Populationsdichte liegt bei 70 bis einige 100 Individuen auf 100 m Fließstrecke (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Bei suboptimalen oder sich verschlechternden Bedingungen sowie bei Störeinflüssen von außen steigt sowohl der Anteil migrierender Tiere als auch die dabei durchschnittlich zurückgelegte Strecke stark an. Die Libellen sind durchaus in der Lage, Distanzen von mehreren Kilometern zu überbrücken und damit eine Verbindung zwischen einzelnen Populationen aufrecht zu erhalten (r-Strategie). Dieses Metapopulations-System sorgt also für einen Individuenfluss und gegebenenfalls für eine Rekolonisation, verliert aber über zu große Entfernungen an Effektivität.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

C. splendens wird nicht direkt von der Gewässergüte beeinflusst. Diese wirkt sich indirekt über die Wasserpflanzen aus, deren Fehlen aber auch beispielsweise auf die Substratverhältnisse zurückgeführt werden kann. KLEIN (1984) konnte eine enge Korrelation zwischen den beiden Größen „hoher Pflanzendeckungsgrad“ und „hohe *C. splendens*-Abundanz“ nachweisen.

Dementsprechend sind die Imagines durch Veränderungen der bachbegleitenden Vegetationsstruktur infolge anthropogener Eingriffe und klimatischer Störeinflüsse, die unter Umständen zum Erlöschen der Population führen können, gefährdet. Bei



Gebänderte Prachtlibelle (P. Pretscher)

den Larven sind es Veränderungen des aquatischen Lebensraums durch wasserbauliche Maßnahmen wie Gewässerräumung und Regulation, die große Teile des Bestands vernichten können. Gewässerbauiche Maßnahmen sollten daher auf ein Minimum reduziert und nur abschnittsweise durchgeführt werden, um wenigstens in Teilbereichen eine für die Larven intakte Lebensraumstruktur zu erhalten. Uferstreifen von mindestens 5 m Breite sollten aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausgeklammert werden. Um ein Zuwachsen schmaler Bachläufe zu verhindern, kann die Mahd der Ufervegetation notwendig werden. Auch in diesen Fällen sollten die Eingriffe nur auf Teilabschnitte des Gewässers beschränkt bleiben, um den Imagines ein Ausweichen auf intakte Bereiche zu ermöglichen. Besonnte und beschattete Bachpartien sollten sich abwechseln.

Generell ist ein möglichst naturbelassener Zustand eines Gewässers und der angrenzenden Flächen die wichtigste Voraussetzung für einen Fortbestand der Art. Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens kann durch die Möglichkeit der Rekolonisation entscheidend verringert oder beseitigt werden, wenn Besiedlungsquellen als Ausbreitungszentren im Sinne eines Metapopulations-Modells in geeigneter Entfernung vorhanden sind (STETTNER 1995). Die Gebänderte Prachtlibelle würde demnach von einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund profitieren.

Für die Prachtlibelle stellen Brücken ein erhebliches Hindernis dar. Sie überwindet Brücken nur dann, wenn die Durchflughöhe ausreichend groß ist und Tageslicht hindurchfallen kann. Beim Überqueren eines solchen Hindernisses muss der Verlauf des Fließgewässers zu sehen sein, da sie sonst dem Verlauf der Straße folgt (STERNBERG & BUCHWALD 1999).

Die Art wird wegen ihrer Auffälligkeit nicht übersehen und ist ein guter und leicht zu erfassender Indikator für die Qualität der Fließgewässer.

Literatur

KLEIN (1984): Einfluss der Gewässergüte und der Wasservegetation auf Vorkommen und Abundanz von *Calopteryx splendens* HARRIS, *Platycnemis pennipes* PALL und *Ischnura elegans* v. d. L. an

sauerländischen Fließgewässern. – Libellula 3 (3/4), 7-17.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hg.) (1999): Die Libellen Baden-Württembergs; Band 1. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 468 S.

STETTNER, C. (1995): Ausbreitungsverhalten und Habitatansprüche von Fließgewässer-Libellen. Existiert zwischen Fließgewässer-Systemen ein Biotop-Verbund? – Naturschutz und Landschaftsplanung 27, 52-60.

Helm-Azurjungfer, *Coenagrion mercuriale* (CHARPENTIER, 1758)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Libellen (Odonata)

Familie: Azurjungfern (Coenagrionidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II	BQK	Anh. II	I	§§

Anmerkung: Zielart für Biotopverbund

2 Lebensraum

Die Helm-Azurjungfer besiedelt verschiedene Biotoptypen. Am weitaus häufigsten findet man die Art in kalkhaltigen, langsam fließenden Wiesenrinnen und -bächen der Flussauen, Talniederungen und des Hügellandes. Seltener kommt sie in Rinnsalen und durchflossenen Schlenken von Kalkquellmooren und -stümpfen des Alpenvorlandes vor. Weitere Vorkommen finden sich in den südlichen und nördlichen Voralpen im unmittelbaren Bereich der Flussauen. Auch hier handelt es sich um Quellgewässer (quellige Rinnsale, Quellbäche, „Giessen“ u. Ä.).

Folgende Merkmale sind allen Fortpflanzungsgewässern der Helm-Azurjungfer gemeinsam:

- quellige, quellnahe und/oder grundwasserbeeinflusste Fließgewässer, die nicht oder nur selten austrocknen,
- (sehr) geringe bis mittlere Fließgeschwindigkeiten (Eiablage nur in strömungsberuhigten Zonen),
- große Variabilität der Gewässerbreite (0,2 bis 30 m),
- meist geringe Wassertiefe (10-60 cm),
- fehlende oder nur geringe Beschattung,
- Wassertemperatur im Sommer mäßig bis hoch (maximal ca. 16-24 °C), Gewässer im Winter eisfrei (minimal ca. 3-8 °C),
- Sauerstoffgehalt hoch, seltener mäßig hoch (2,5 bis ca. 10 mg/l)
- basenhaltiges Wasser mit neutraler bis basischer Reaktion und mittlerer oder hoher Leitfähigkeit,
- nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Gewässer; Güteklasse I-II bis II, in Einzelfällen bis II-III,
- Vegetation, bestehend aus Fließwasser- und Quell-/Grundwasserarten (*Veronica*

beccabunga, *V. anagallis-aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Sium erectum*, *Juncus subnodulosus*, *Apium nodiflorum*, *Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*, *Phalaris arundinacea*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton ssp.*, *Elodea canadensis*, *Callitriche ssp.*, *Ranunculus trichophyllos* u. a.),

- Umgebung: im typischen Fall Mähwiesen, seltener Weiden, Brachen, Äcker und Galeriewälder; Auengewässer: Röhrichte, Weich- und Hartholzgewässer; Kalkquellmoore: Niedermoor, Feuchtwiesen (BUCHWALD et al. 2003).

3 Verbreitung

C. mercuriale ist eine atlanto-mediterrane Art mit Verbreitungsschwerpunkt auf der Iberischen Halbinsel, in Frankreich, Italien, auf Sizilien sowie in Nordafrika. In Deutschland kommt die Art im Süden, im Osten und in weiten Teilen Mitteldeutschlands vor. Die Nordgrenze reicht von Lingen (Emsland) über Sulingen und Nienburg (Weser) bis nach Magdeburg. Die meisten Vorkommen sind aus dem südwestlichen Baden-Württemberg (bes. südliche und mittlere Oberrheinebene) bekannt. Weitere Verbreitungsschwerpunkte befinden sich in der Vorderpfalz, im westlichen Bodenseeraum, in Südbayern und in den sommerwarmen Flusstälern Thüringens (BUCHWALD et al. 2003).

4 Ausbreitung

Zu Populationsgrößen der Helm-Azurjungfer liegen wenige konkrete Angaben vor. Jedoch ist bekannt, dass die Art in naturnahen, sommerwarmen Wiesenbächen und -gräben besonders große Populationen ausbildet. Dort können unter günstigen Bedingungen (Maximum der Populations-



Helm-Azurjungfer (A. Soares, flickr.com)

entwicklung, optimale Witterung) 80-100, in Einzelfällen bis zu 130 Libellen auf 100 m Fließgewässerstrecke nachgewiesen werden. Demgegenüber sind die Populationen der Kalkquellmoore des Alpenvorlandes (Bodenseeraum, Oberschwaben) mit 3-10, maximal 15 Individuen pro 100 m sehr klein (r-Strategie) (BUCHWALD et al. 2003). Die Imagines verlassen nach dem Schlupf, während Schlechtwetterperioden und nachts das Fortpflanzungsgewässer und halten sich bis zu einer Entfernung von 10 m in der angrenzenden Vegetation auf. Bei einer über Tage anhaltenden günstigen Witterung nimmt die Anzahl der Individuen zum Gewässer hin mehr oder weniger gleichmäßig zu.

C. mercuriale verhält sich in Mitteleuropa, also am Rand ihres Areals, ausgesprochen konservativ, d. h. nur sehr wenige Imagines tendieren zur Abwanderung aus dem Schlüpfgewässer. Dies konnte durch Mark-recapture-Untersuchungen in SW- und NW-Deutschland bestätigt werden: In beiden Studien betrug die maximal nachgewiesene Distanz einer Imago 300 m.

Funde von Imagines in bis zu 3 km Entfernung vom nächsten bekannten Fortpflanzungsgewässer zeigen indes auch progressive, „wanderfreudige“ Züge der Art. Regulierend auf das Ausbreitungsverhalten dieser und anderer Arten könnte die Temperatur wirken: sehr hohe Sommertemperaturen, u. U. in mehreren Jahren hintereinander, würden ein progressives, kühle Temperaturen ein konservatives Ausbreitungsverhalten der thermophilen Helm-Azurjungfer bewirken. Eine derzeitige Arealerweiterung scheint durchaus möglich, da die Art u. a. von den großklimatischen Veränderungen profitieren müsste.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Helm-Azurjungfer ist hinsichtlich der submersen (endophytische Eiablage) und der gewässerbegleitenden Vegetation des Fortpflanzungsgewässers eine sehr anspruchsvolle Zielart des Biotopverbunds.

Es werden nur solche Gewässer besiedelt, die von wenigen hoch spezialisierten Pflanzengesellschaften oder -beständen geprägt sind (s. o.). Auch die Nutzung der am Gewässer liegenden Flächen spielt eine große Rolle. In der Reihenfolge ungemähte Feuchtwiese, ungemähte Fettwiese, Wiesenbrache, unmittelbar zuvor gemähte Fettwiese, Acker

sinkt die Attraktivität des Habitats, was unmittelbar mit dem Struktureichtum, dem Beuteangebot und vor allem dem Mikroklima gekoppelt sein dürfte (vgl. STERNBERG & BUCHWALD 1999).

Da *C. mercuriale* prinzipiell in der Lage ist auch Strecken von mehreren Kilometern zurück zulegen, muss im Zuge von Maßnahmen bzw. Artenschutzprogrammen dafür gesorgt werden, dass geeignete Habitate oder zumindest Trittsteine (z. B. in Form breiter gewässerbegleitender Krautsäume) in erreichbarer Nähe liegen.

Literatur

BELLMANN, H. (1993): Libellen: beobachten – bestimmen. – Augsburg: Naturbuch-Verlag,

247 S.

BUCHWALD, R., PIPER, W. & RÖSKE, W. (2003): 6.3 *Coenagrion mercuriale* CHARPENTIER, 1840. – In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 560-567.

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hg.) (1999): Die Libellen Baden-Württembergs; Band 1. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 468 S.

6.4.10 Eintagsfliegen

Uferaas, *Ephoron virgo* (OLIVIER, 1791)

Klasse: Insekten (Insecta)

Ordnung: Eintagsfliegen (Ephemeroptera)

Familie: Ephemeridae

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	3	-

2 Lebensraum

Ephoron virgo ist eine typische Eintagsfliege großer Flüsse mit spektakulären Massenvorkommen. Die Larven leben in Sedimenten mit feinen und groben Korngrößen, sind aber auch in stabilen Tonschichten zu finden.

Die Junglarven ernähren sich zunächst vom Biofilm im Lückensystem des Flussgrundes. Ältere Larven graben mit stoßzahnartigen Mandibel-Fortsätzen im Sediment und bauen U-förmige Wohnröhren. Durch diese Wohnröhren pumpen sie mit den Kiemen Wasser und filtern dabei feinste Schwebstoffe heraus (WICHARD et al. 1995, KURECK 1996, KURECK & BIEG 2001). Damit verbessern sie die Sauerstoffversorgung, die mikrobielle Aktivität und den Stoffumsatz im Sediment und tragen so zum Austausch zwischen Freiwasser und Sediment und zum Umsatz organischer Substanz bei (STIEF et al. 2004).

Vermutlich braucht diese potamale Art die Schwebstofffracht größerer Flüsse und deren breite Wasserfläche für ihr Schwarmverhalten (KURECK, pers. Mitt.).

3 Verbreitung

Eintagsfliegen (Ephemeroptera) sind die ursprünglichsten Fluginsekten. Es gibt sie seit 200 Millionen Jahren (KAISER & RÖCK 2006). Diese große Art ist schon lange wegen ihrer spektakulären Massenflüge bekannt (SCHÄFFER 1757) und wurde früher sogar als Tierfutter und Dünger genutzt. Sie kam an allen großen Flüssen Mittel- und Südeuropas vor, verschwand aber mit zunehmender Gewässerverschmutzung. Nach der Erholung unserer Flüsse kehrte sie seit den 1980er Jahren zurück und fiel z. B. an Rhein, Main, Neckar und Donau wieder mit Massenflügen auf (KURECK 1993). Somit ist sie ein auffälliger Indikator für die Gewässergüte.

4 Ausbreitung

Ephoron virgo schlüpft an Sommerabenden nach Sonnenuntergang an der Wasseroberfläche. Eintagsfliegen sind die einzigen Insekten, die sich nach dem ersten Flug noch einmal häuten. Sie verlassen das Wasser als Subimago mit fein behaarten, unbenetzbaren Flügel. Am Ufer häuten sie sich dann erst



Uferaas-Männchen bei der Imaginalhäutung (A. Kureck)

zur Imago. Nur bei wenigen sehr kurzlebigen Arten unterbleibt diese letzte Häutung, so auch bei den Weibchen von *Ephoron virgo*, die im Stadium der Subimago verbleiben und in ihrem kurzen geflügelten Leben permanent fliegen. Ihre Beine sind verkümmert. Die etwas früher schlüpfenden Männchen fliegen dagegen ans Ufer, häuten sich am Boden oder auf Pflanzen rasch zu Imagines, schwärmen über dem Wasser und erwarten hier die schlüpfenden Weibchen und sterben nach der Paarung ab. Die Weibchen fliegen noch 1-2 Stunden lang flussaufwärts, können aber auch mit dem Wind bis zu 20 km vom Fluss entfernt verfrachtet werden (KURECK 1996). Wenn sie dann landen, legen sie zwei Eipakete (mit insgesamt bis zu 4.000 Eiern) ab und sterben auf dem Wasser treibend. Hier sind sie, wie auch schon beim Schlüpfen, ein begehrtes Futter für Fische. Die im Wasser abgesetzten Eier sinken ab und lösen sich voneinander. Mit Klebefäden haften sie am Substrat und die Embryonalentwicklung beginnt. Sie tritt jedoch bald in eine Ruhepause (Eidiapause) ein, die während

des Winters anhält. Erst im April schlüpfen die Junglarven und wachsen im Sommer in 3-4 Monaten schnell heran. Die geflügelten Stadien leben nur wenige Stunden, die Flugzeit einer Population kann sich dennoch über einen ganzen Monat hinziehen, weil die Entwicklungsdauer individuell streut (KURECK & SEREDSZUS 2007). Die Larven erreichten im Main Besiedlungsdichten von 1.100 Tieren pro m² (SCHLEUTER et al. 1989). In Versuchsbecken mit durchfließendem Rheinwasser wuchsen sie sogar noch bei Dichten von 6300/m² ohne zusätzliche Fütterung (KURECK & BIEG 2001). Das Phänomen des Massenflugs in den 1990er Jahren führte am Rhein zu Verkehrsbehinderungen an Uferstraßen und auf Brücken. Die Weibchen wurden bei ihrem Flug vor der Eiablage von Lampen angezogen und stürzten mit ihren Eipaketen ab. Heute sind am Rhein die Besiedlungsdichten geringer als damals. Die Ursachen dafür sind unklar (KURECK & BIEG 2001).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Ephoron virgo ist ein empfindlicher Bioin-

dikator für die Gewässergüte vor allem für Belastungen mit Schwermetallen oder Insektiziden (GREVE et al. 1999).

Durch ihre Massenentwicklung hat sie eine enorme Bedeutung für das Nahrungsnetz in großen Flüssen. In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund sind für diese Art sowohl die Reinhaltung der großen Flüsse und die Vermeidung von belastenden Einleitungen der anliegenden Industrie als auch der Eintrag durch anliegende landwirtschaftliche Nutzflächen von großer Bedeutung. Ein Uferschutzstreifen von mindestens 10 m Breite kann den Schadstoffeintrag vermindern und als Puffer gegen Insektizide wirken.

Literatur

GREVE, G. D.; VAN DER GEEST, H. G.; STUIJFZAND, S. C.; KURECK, A. & KRAAK, M. H. S. (1999): Development and validation of an ecotoxicity test using field collected eggs of the riverine mayfly *Ephoron virgo*. - Proc. Exper. & Appl. Entomol., N.E. V. Amsterdam 10, 105-110.

KAISER, O. & RÖCK, S. (2006): Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. Der Lebensraumkatalog“. <http://www.landespflege-freiburg.de/ressourcen/BWR24005Lebensraumkatalog.pdf> (Stand 2006).

KURECK, A. (1993): Was weiß man über die Biologie der großen Eintagsfliege *Ephoron virgo* (OLIVIER 1791)? - Verhandlungen der Westdeutschen Entomologen Tagung 1991. Düsseldorf, 135-142.

KURECK, A. (1996): Eintagsfliegen am Rhein: Zur Biologie von *Ephoron virgo* (OLIVIER 1791). Decheniana-Beiheft 35, Bonn, 17-24.

KURECK, A. & BIEG, R. (2001): Zur Ernährungsökologie von *Ephoron virgo* (Ephemeroptera) im Rhein: Entwicklung der Mundwerkzeuge und der Einfluss von Nahrungskonkurrenz auf die filtrierenden Larven. - Verhandlungen der Westdeutschen Entomologen Tagung 2000. Düsseldorf, 299-306.

KURECK, A. & SEREDSZUS, F. (2007): Entwicklung, Emergenz und Flugzeiten der Eintagsfliege *Ephoron virgo* am Rhein. - Entomologie heute (Düsseldorf) 19, 39-49.

SCHÄFFER, J. C. (1757): Das fliegende Ufer- aas oder der Haft, wegen desselben am 11ten Augustmon. an der Donau, und sonderlich auf der steinernen Brücke, zu Regensburg ausserordentlich häufigen Erscheinung und Fluges. Regensburg 1757.

SCHLEUTER, A.; SCHLEUTER, M. & TITZLER, T. (1989): Beitrag zur Autökologie von *Ephoron virgo* (OLIVIER) (Ephemeroptera, Polymitaecidae). - Spixiana 12, 135-144.

STIEF, P.; ALTMANN, D.; DE BEER, D.; BIEG, R. & KURECK, A. (2004): Microbial activities in the burrow environment of the potamal mayfly *Ephoron virgo*. - Freshwater Biology 49, 1152-1163.

WICHARD, W.; ARENS, W. & EISENBEIS, G. (1995): Atlas zur Biologie der Wasserinsekten. Stuttgart: Fischer, 338 S.

6.4.11 Krebse

Edelkrebs, *Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Höhere Krebse (Malacostraca)

Ordnung: Zehnfüßkrebse (Decapoda)

Familie: Flusskrebse (Astacidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. V	BQK	Anh. III	1	§§

2 Lebensraum

Der größte einheimische Flusskrebs (max. 20 cm) ist der Edelkrebs, der in Fließgewässern und stehenden Gewässern mit einer sommerlichen Wassertemperatur von maximal 24 °C mit Strukturelementen lebt, die genügend Versteckmöglichkeiten (Steine, Totholz, Pflanzenbestände) bieten. Der nachtaktive Krebs bevorzugt Fließgewässer mit einer Tiefe von mehr als 0,4 m und einer Mindestbreite von 3 m, in denen er sich am Ufer orientiert und sich tagsüber in selbstgegrabenen Höhlen im Uferlehm vor seinen Feinden wie Aal, Bartsch, Fischotter und Reiher versteckt (TROSCHEL

2003). Als Sekundärbiotop eignen sich Abgrabungsgewässer ohne Verbindung zu Fließgewässern aus. Der Edelkrebs ist ein Allesfresser (Omnivore), er ernährt sich je nach Angebot von Wasserpflanzen, Kleintieren, (toten) Fischen und Amphibien und bewirkt eine Verbesserung der Gewässergüte (MAIWALD 2007).

3 Verbreitung

Der Edelkrebs ist in Zentral- und Südosteuropa verbreitet. Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war er in Deutschland in nahezu allen Gewässern in individuenreichen Beständen zu finden und ein begehrtes



Edelkrebs (H. Groß, www.edelkrebsprojekt-nrw.de)

Nahrungsmittel; danach vernichtete eine Krebspest die Bestände (TROSCHEL 2003). Die Krebspest ist eine Pilzkrankheit, die durch das Einschleppen des Schlauchpilzes *Aphanomyces astaci* verursacht wurde und von der alle europäischen Krebsarten weitläufig betroffen sind. Zurzeit tritt diese Seuche in Deutschland etwa alle 2-3 Jahre in einzelnen Gewässern mit lokaler Bedeutung wieder auf, da es keine zusammenhängenden einheimischen Krebsbestände mehr gibt (DEHUS 1995). Amerikanische Krebsarten sind weitgehend immun und Überträger der Krankheit. Heute gibt es noch wenige Edelkrebs-Vorkommen in Bayern, Baden-

Württemberg, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern In NRW gibt es über 100 gemeldete Edelkrebsvorkommen, die meist durch Wiederansiedlungsprojekte der letzten 20 Jahren begründet wurden, wie wohl auch in anderen Bundesländern (mündl Mitt. H. Groß). Sie konnten sich halten, da sie im Oberlauf der Gewässer von den Beständen der amerikanischen Neubürger Kamberkrebs (siehe Steckbrief), Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*) isoliert liegen (TROSCHEL 2003).

4 Ausbreitung

Die Begattung der Edelkrebse findet im Herbst kurz vor der Winterruhe statt. Die Weibchen legen danach 20-350 Eier unter ihr Abdomen und überwintern mit diesen. Nach 7-8 Monaten schlüpfen die Larven und bleiben noch 2 Wochen beim Muttertier (PEKNY 1998). Edelkrebse werden mit 3-4 Jahren geschlechtsreif und können bis zu 12 Jahre alt werden (K-Strategie). Der größte einheimische Flusskrebse hat keinen Wandertrieb. Die Populationsgröße schwankt zwischen 100-1.000 Tieren, wobei bis zu 3,5 (max. 15) der ortstreuen Tiere pro Meter Uferlänge vorkommen. Es werden derzeit viele Ansiedlungsprojekte in nicht durch die Krebspest betroffenen Gewässern

durchgeführt (z. B. Edelkrebsprojekt NRW, verschiedene Fischereivereine).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Ursprünglich besiedelte der Edelkrebse Ober- und Unterläufe der Bäche und Flüsse. Autochthone Bestände überlebten meist in den Bachoberläufen, da hier die Infektion mit der Krebspest geringer war. Er gilt als Indikator für gute Gewässerstruktur (mündl Mitt. H. Groß) und benötigt eine gute Wasserqualität. Von den Uferbereichen dürfen keine Nährstoff- und Schadstoffe eingetragen werden, so dass entweder ein 10 m breiter Uferandstreifen oder Extensivgrünland, offene Grünlandbrachen, Röhrichte und Seggenbestände die Krebsgewässer begleiten müssen. In geeigneten Gewässern kann eine Wiederansiedlung des Edelkrebses die Gewässergüte verbessern.

Im unterstromigen Bereich der isolierten Edelkrebsvorkommen ist in diesem Fall die Erhaltung von Querbauwerken sinnvoll, damit Fressfeinde wie Hecht und Aal sowie infizierte amerikanischen Flusskrebse nicht in das Gewässer gelangen können (TROSCHEL 2003, MAIWALD 2007, LANUV NRW 2008).

Kamberkrebs, *Orconectes limosus* (RAFINESQUE, 1817)

Klasse: Höhere Krebse (Malacostraca)

Ordnung: Zehnfüßkrebse (Decapoda)

Familie: Neuweltliche Flusskrebse (Cambaridae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	-	-

Anmerkung: eingeführte Art (Neozoon)

2 Lebensraum

Der Kamberkrebs ist etwas kleiner als der einheimische Edelkrebs (13 cm) und lebt in großen Flüssen und Seen mit niedriger Fließgeschwindigkeit. Die Ansprüche an das Gewässer sind gering, er kommt auch mit verschlammten Gewässern und niedriger Wasserqualität aus (LUKHAUP & PEKNY 2008). Kühle Gewässer und sehr schnell fließende, kleine Bäche meidet er. Durch seine auch tagaktive Lebensweise wird der Kamberkrebs häufiger beobachtet. Er versteckt sich im Schlamm der Gewässer. Oft kommt er in sehr hohen Bestandsdichten vor

(70 Tiere/m² (MAIWALD 2007)), was sich negativ (starker Rückgang der Unterwasserpflanzen und des Makrozoobenthos) auf die Gewässer auswirkt (DEHUS 1995). Fische, Bisame, Enten, Iltis, Otter und Ratten sowie Eisvogel, Bachstelze und Wasseramsel sind für den Kamberkrebs wie für alle kleineren Krebsarten Fressfeinde.

3 Verbreitung

100 Kamberkrebse wurden aus Pennsylvania/Nordamerika 1880 erstmals von Max v. d. Borne in einem Zubringer der Oder eingesetzt - heute ist er in Mitteleuropa

Literatur

DEHUS, P. (Bearb.) (1995): Flusskrebse in Baden-Württemberg - Hinweise zur Gefährdung und zum Schutz einheimischer Flusskrebse. - Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Langenargen, 24 S.

ELLWANGER, G. (2003): 8.3 *Austroptamobius pallipes* (LEREBOLLET, 1858). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 722-727.

LANUV NRW (2008): <http://www.naturschutzfachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/content/de/arten/arten.php?id=151966&template=schutzziele> (Stand: März 2009).

MAIWALD, T. (2007): Verdrängung autochthoner Flusskrebsearten durch invasive gebietsfremde Flusskrebsearten in Mitteleuropa. - In: Treffpunkt Biologische Vielfalt VII. BfN-Skripten 207, 119-125.

PEKNY, R. (1998): Die Zucht von Flusskrebsen. - Stapfia 58, 239-250.

STREISSL, F.; CHOVANEC, A. & KÄFEL, G. (1998): Flusskrebse als Bioindikatoren? - Stapfia 58, 225-232.

TROSCHEL, H. J. (2003): 8.2 *Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 717-721.



Kamberkrebs (B. Stemmer, www.edelkrebsprojekt nrw.de)

(Deutschland, Polen, Frankreich, Österreich) weit verbreitet (PÖCKL & EDER 1998, LUKHAUP & PEKNY 2008). Mit dem Krebs wurde der Schlauchpilz *Aphanomyces astaci* (Erreger der Krebspest) stark ausgebreitet und verursachte ein großes Krebssterben (s. a. Edelkrebs). Während die amerikanischen Krebsarten aufgrund ihrer Co-Evolution gegen den Pilz weitgehend immun sind, ist der Pilz für die europäischen Krebsarten hochinfektiös, die Krankheit verläuft tödlich. Heute besiedelt anstelle des Edelkrebses der Kamberkrebs die meisten großen Gewässersysteme. Die

natürliche Ausbreitung des Kamberkrebses scheint abgeschlossen zu sein, da er kühlere Gewässer meidet. In mehreren Gewässern wurde auch ein Zusammenbruch der vormals großen Kamberkrebsbestände festgestellt (KIEKHÄFER 2002). Zusätzlich wurde er in einige abgeschlossene Gewässer eingesetzt (SCHÜTZ 2004). In Polen wird seit 10 Jahren an vier Seen eine Koexistenz des Kamberkrebses mit dem Edelkrebs festgestellt, wobei weder die Koexistenz noch die beobachtete langsame Verdrängung des Edelkrebses bislang geklärt werden konnte (MAIWALD et al. 2006, MAIWALD 2007).

4 Ausbreitung

Kamberkrebs-Weibchen können über 400 Eier produzieren. Nach der inneren Eibefruchtung (Herbst) entwickeln sich die Eier im Körper weiter. Dieser Schutz bewirkt eine höhere Fruchtbarkeit als beim Edelkrebs (mündl Mitt. H. Groß). Im Gegensatz zu den heimischen Arten ist der Kamberkrebs äußerst wanderfreudig. Zusammen mit der hohen Vermehrungsrate und der Verfrachtung durch den Menschen hat dies zu seiner heutigen Verbreitung geführt (DEHUS 1997) (r-Strategie). Physikalische Barriere der Ausbreitung dieser Art sind Wassertemperaturen unter 15°C, so dass er nicht in sommerkalte Fließgewässer aufsteigt.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die drei amerikanischen Krebsarten Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (*Procambarus clarki*) und Kamberkrebs sind immun gegen den Krebspesterreger. Der Pilz wird in der äußeren Schale abgekapselt, so dass der Panzer auch nach der Häutung noch infektiös ist. Eine Wiederansiedlung heimischer Krebsarten ist in Gewässern mit Beständen amerikanischer Krebsen nicht mehr möglich. Es hat sich in den vergangenen Jahrzehnten aber gezeigt, dass der Kamberkrebs nicht in die kleineren und schnell fließenden Bäche vordringt. Die einheimischen Krebsbestände im Oberlauf können durch Querbauwerke voneinander isoliert existieren. Bei der üblichen Verwendung von Kamberkrebsen als Angelköder können der Pilz oder seine Sporen eingeschleppt werden, wenn sie zuvor nicht keimfrei gemacht wurden. Der Kamberkrebs als nicht einheimische Art hat keine Schonzeit und kein Schonmaß. Dadurch soll eine intensive Nutzung der Bestände ermöglicht und gefördert werden. Gefangene Kamberkrebs dürfen nicht in das Gewässer zurückgesetzt werden (DEHUS 1997).

Literatur

DEHUS, P. (Bearb.) (1995): Flusskrebs in Baden-Württemberg - Hinweise zur Gefährdung und zum Schutz einheimischer Flusskrebse. - Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Langenargen, 24 S.

DEHUS, P. (1997): Kamberkrebs (*Oronectes limosus*). - http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1041099_11/index.html (Stand: März 2009).

KIEKHÄFER, H. (2002): Mögliche Ursachen für den drastischen Rückgang des Kamberkrebses im Rhein und seinen Nebengewässern nördlich von Karlsruhe. - Fischer und Teichwirt 53 (1), 24-25.

LUKHAUP, C. & PEKNY, R. (2008): Süßwasserkrebse aus aller Welt (2. Aufl.). - Ettlingen: Dähne, 203 S.

MAIWALD, T. (2007): Verdrängung autochthoner Flusskrebsarten durch invasive gebietsfremde Flusskrebsarten in Mitteleuropa. - In: Treffpunkt Biologische Vielfalt VII. BfN-Skripten 207, 119-125.

MAIWALD, T.; SCHULZ, H. K.; SMIETANA, P. & SCHULZ, R. (2006): Interspezifische Konkurrenz zwischen der einheimischen Flusskrebsart *Astacus astacus* und der eingeführten Art *Oronectes limosus*. - Tagungsbericht 2005. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, 298-302.

PÖCKL, M. & EDER, E. (1998): Bestimmungsschlüssel der in Österreich vorkommenden Flusskrebse. - Stapfia 58, 16-17.

SCHÜTZ, C. (2004): Kamberkrebs. - <http://www.bfn.de/natursport/test/SportinfoPHP/infosanzeigen.php?tierart=Kamberkrebs&z=Tierart&code=d252&lang=de#> (Stand: März 2009).

Schuppenschwanz, *Lepidurus apus* (LINNAEUS, 1758)

Klasse: Kiemenfußkrebse (Branchiopoda)

Ordnung: Rückenschaler (Notostraca)

Familie: Triopsidae

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	2	§

2 Lebensraum

Der bis zu 5 cm lange Schuppenschwanz ist eng an Offenlandbereiche großer Flusstalauen als Lebensraum gebunden. Er besiedelt dort flache, artenarme, zeitweise Wasser führende Bodensenken, die als Druckwasserstellen bei hohen Wasserständen auftreten. Auch in sich jahreszeitlich verändernden Schmelz-, Regen- und Überschwemmungstümpeln am oder im Auwald ist er zu finden (GROSSE & ENGELMANN 2002) und damit typisch für temporäre Gewässer. Der kleine Krebs ist eine charakteristische Kaltwasserart (Gewässertemperatur bis 15°C) des Frühjahrs (Januar-Juni). Er

scheint Habitatansprüche zu stellen, die eine Besiedlung von Sekundärhabitaten verhindern. Der Schuppenschwanz ist wie andere Rückenschaler ein Allesfresser, der mit der Vorderkante des Rückenpanzers den Bodenschlamm aufwühlt und mit seiner Fang- und Strudeltechnik Plankton, Insektenlarven, Würmer, Feenkrebse oder geschwächte Kaulquappen erbeutet und frisst. Auch frisch gehäutete Artgenossen verschmäht er nicht (EDER 1999). Bei gleichzeitigem Vorkommen von zwei Kiemenfußkrebse-Arten am gleichen Standort wurde zunächst der Feenkrebs (*Eubranchipus grubii*, Kiemenfüßer) und später mit



Schuppenschwanz (*M. Engelmann*)

nur kurzer zeitlicher Überschneidung der Schuppenschwanz gefunden. Die zeitliche Einnischung könnte ein Mechanismus zum Schutz des Feenkrebse vor dem zum Teil räuberisch lebenden Schuppenschwanz sein. Als Fressfeinde wurden bislang nur Vögel, wie etwa Limikolen, Graureiher oder Raben- und Saatkrähen, beobachtet

(ENGELMANN & HAHN 2004).

3 Verbreitung

Kiemenfußkrebse besiedelten schon vor 500 Millionen Jahren die Erde und werden daher auch als „lebende Fossilien“ oder „Urzeitkrebse“ bezeichnet. Sie sind in ihrer Gestalt seit dem Karbon (vor 360 Millionen Jahren) unverändert geblieben (EDER 1999). Ihre erdgeschichtlich frühe ökologische Einnischung in temporäre, flache Kleingewässer sicherte wahrscheinlich ihr Überleben (GROSSE & ENGELMANN 2002). Der Schuppenschwanz kommt heute in Mittel- und Südeuropa vor. In Mitteleuropa lässt sich eine Habitatbindung im Überflutungsbe- reich großer Flusssysteme, in Südeuropa an Kleingewässer ohne Flussbezug feststellen (BURMEISTER 1988). In Deutschland ist er an mehr als 180 Fundorten vor allem im Osten an Elbe, Havel, Saale und Oder, im Westen und Süden nur vereinzelt zu finden (ENGELMANN & HAHN 2004).

4 Ausbreitung

Sobald ein Kleingewässer Wasser führt, schlüpfen (häufig in 4-jährigen Intervallen) aus Dauereiern (verkapselte Embryonen) Larven (Nauplien), die sich in 1-2 Wochen zu fortpflanzungsfähigen Tieren entwickeln. Für Nord- und Mitteleuropa wurde angenommen, dass Männchen nie oder nur selten vorkommen, so dass die Fortpflanzung hauptsächlich durch Parthenogenese (Jungfernzeugung) geschieht. Tatsächlich wurde das Geschlechterverhältnis bei den meisten Untersuchungen nicht mitbetrachtet, so dass noch keine ausreichenden Daten zur Verfügung stehen (ENGELMANN & HAHN 2004).

Die Weibchen legen die Eier mittels einer Kittsubstanz nicht nur am Gewässergrund, sondern auch an Pflanzenteilen ab (r-Strategie).

Die Gelege zerfallen nach einiger Zeit und die Embryonen verkapseln sich im Gastrulastadium zu Dauereiern (Zysten), die mehrjährige Trockenperioden überdauern können. Der gesamte Entwicklungszyklus dauert nur 4-8 Wochen (GROSSE & ENGELMANN 2002). Indem reife Weibchen von Amphibien und Vögeln gefressen werden und deren Eier die Darmpassage unbeschadet überstehen, können sie sich passiv über den abgegebenen Kot ausbreiten (EDER 1999). Über die Populationsbiologie ist noch nicht viel bekannt. BURMEISTER (1982) konnte in Restwasserpflützen sehr hohe Besiedlungsdichten mit über 1.000 juvenilen Individuen pro m² nachweisen. Es reicht aber schon eine Zyste aus, um an einem geeigneten Standort eine Population zu begründen.

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Der Schuppenschwanz ist stark an sein Habitat in flachen, zeitweise Wasser führenden Bodensenken und Tümpeln gebunden und somit eine Indikatorart für eine Auenlandschaft mit einer naturnahen Auendynamik (ENGELMANN, mündl. Mitt.). Im Zuge von Flurbereinigungs-, Drainierungs- und Baumaßnahmen gehen solche Habitate verloren. Oft reichen schon Grabenvertiefungen oder kleinflächige Verfüllungen, waldbauliche Maßnahmen oder Deponierung von Ast- und Rindenmaterial oder Maßnahmen zur Mückenbekämpfung aus, dass die Tiere sich nicht mehr entwickeln können (BINOT et al. 1998).

Da *Lepidurus apus* aufgrund seiner Habitatansprüche nicht auf Sekundärbiotope ausweichen kann (ENGELMANN & HAHN 2004), sind für diese Art in einem Fließge-

wässer-Auen-Biotopverbund Bereiche mit natürlicher Flussdynamik unabdingbar, so dass Bodensenken bei Hochwasser ausgeräumt werden und somit nährstoffarm verbleiben. Ansonsten führt die Anreicherung von Nährstoffen zur Entwicklung einer völlig anderen Biozönose, in der der Schuppenschwanz und andere Urkrebse verdrängt werden (BURMEISTER 1988).

Literatur

BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (Bearb.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 55, 434 S.

BURMEISTER, E.-G. (1982): Ein Beitrag zur Biologie und Populationsstruktur von *Lepidurus apus* L. - Spixiana 5, 193-209.

BURMEISTER, E.-G. (1988): *Lepidurus apus* L. und *Triops cancriformis* BOSCH als Besiedler temporärer Kleingewässer - ihre Reliktstandorte in Bayern (Crustacea, Notostraca). - Natur und Landschaft 63/3, 121-122.

EDER, E. (1999): Rote Liste der Rückenschaler Kärntens (Crustacea: Branchiopoda; Notostraca). - Naturschutz in Kärnten 15, 535-538. Update vom 23.01.2001 unter https://www.verwaltung.ktn.gv.at/cgi-bin/evoweb.dll/cms/akl/17894_DE-Rote%20Listen-R%FCckenschaler.pdf (Stand: März 2009).

ENGELMANN, M. & HAHN, T. (2004): Vorkommen von *Lepidurus apus*, *Triops cancriformis*, *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii*, *Tanymastix stagnalis* und *Branchipus schaefferi* in Deutschland und Österreich (Crustacea: Notostraca und Anostraca). - Faunistische Abhandlungen 25, 3-67.

EDER, E. & HÖDL, W. (1995): Wiederentdeckung seltener „Urzeitkrebse“. - DATZ 48, 395-397.

GROSSE, W.-R. & ENGELMANN, M. (2002): Stetigkeit und Gefährdung von *Lepidurus apus* (L.) und *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii* DYBOWSKI (Crustacea: Notostraca, Anostraca). - Hercynia N. F. 35, 123-136.

NEUMANN, V. & HEINZE, B. (2004): Rote Liste der Kiemenfüßer (Anacostraca) und ausgewählter Gruppen der Blattfüßer (Phyllopora) (Klasse: Crustacea) des Landes Sachsen-Anhalt. - Rote Listen Sachsen-Anhalt. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39, 165-168.

6.4.12 Weichtiere

Bauchige Windelschnecke, *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849)

Klasse: Schnecken (Gastropoda)

Ordnung: Lungenschnecken (Pulmonata)

Familie: Windelschnecken (Vertiginidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II	BQK	-	2	-

2 Lebensraum

Die Bauchige Windelschnecke ist mit ihrem Gehäuse von etwa 2,5 mm Höhe und 1,5 mm Breite sehr unscheinbar. Sie lebt an See- und Bachufern und in Feuchtgebieten mit Röhrichtern und Großseggenrieden in 50-100 cm Höhe auf den Stielen, Halmen und Blättern von Sumpfpflanzen. Süßgräser werden bevorzugt, es besteht aber keine Bindung an bestimmte Pflanzen. Die Schnecken benötigen eine konstante Feuchtigkeit innerhalb der Pflanzendecke. Dieser Anspruch kann nur in Gewässernähe und durch eine Lebensraumgröße von mehreren hundert Quadratmetern erfüllt werden. In Bereichen ohne Staunässe verbringt sie den Winter in der Streu (COLLING & SCHRÖDER 2003). Tagsüber hält sie sich mit zähem Schleim an der Unterseite von Seggen und Gräsern fest. Nachts weidet sie Pollen und an den Seggen schmarotzende niedere Pilze ab (Arbeitskreis Mollusken NRW 2003, ZETTLER et al. 2006).

3 Verbreitung

Der Verbreitungsschwerpunkt der Bauchigen Windelschnecke liegt in West- und Mitteleuropa, ihre Bestände stellen Relikte aus der nacheiszeitlichen Wärmeperiode dar. In Deutschland ist sie sehr selten geworden und ist nur noch mit vereinzelt Vorkommen im Nordosten und im Süden (Oberrheingraben und Alpenvorland) im Tiefland und im Niederrheingebiet zu finden (COLLING & SCHRÖDER 2003). Die Populationen

in Mecklenburg-Vorpommern stellen vermutlich das größte zusammenhängende Vorkommen in Europa dar (ZETTLER et al. 2006).

4 Ausbreitung

Die Bauchige Windelschnecke ist wie alle Lungenschnecken ein Zwitter mit der Möglichkeit zur Selbstbefruchtung. Ihre Biologie ist noch wenig erforscht. Sie wird mit der Ausbildung ihres Gehäuses in weniger als einem Jahr geschlechtsreif. Es werden bis in den Herbst hinein wenige weichschalige Eier gelegt, die in einem Zeitraum unter zwei Wochen schlüpfen. Sofern die Witterungsbedingungen und das Nahrungsangebot gut sind, führt ihre Fortpflanzung zu einer Vermehrung (r-Strategie). Der Aktionsradius der Bauchigen Windelschnecke ist durch den Ansitzhalm begrenzt. Ihre Ausbreitung beruht wahrscheinlich auf der Verdriftung über die Fließgewässer, da regelmäßig Gehäuse in Spülgenisten gefunden werden. Auch eine Ausbreitung durch Säugetiere, in deren Fell sie haften, ist möglich (COLLING & SCHRÖDER 2003).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Bauchige Windelschnecke - Weichtier des Jahres 2003 - ist vor allem wegen ihrer kleinen Populationen und ihren hohen Lebensraumanprüchen stark gefährdet.



Bauchige Windelschnecke (Briefmarke BRD Michel-Nr. 2265, Archiv für Philatelie der Museumsstiftung Post und Telekommunikation, Bonn)

Durch Biotopzerstörung, z. B. durch Grundwasserabsenkungen und Trockenlegen von Feuchtgebieten und schilfbestandenen Seen, ist sie vielerorts sogar akut vom Aussterben bedroht (Arbeitskreis Mollusken NRW 2003). An optimalen Standorten kann ihr Vorkommen nur durch extensive Beweidung gesichert werden, da einerseits ihr Lebenszyklus durch Mahd und intensive Beweidung unterbrochen wird, andererseits eine Verbuschung den Lebensraum zu stark verändert. Für die Bauchige Windelschnecke ist ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund geeignet, in dem artenreiche extensiv beweidete Feuchtwiesen das Fließgewässer begleiten. Dies würde die Verbreitung der Art begünstigen.

Literatur

Arbeitskreis Mollusken NRW (2003): Die Bauchige Windelschnecke *Vertigo moulinsiana* DUPUY, 1849. Faltblatt.

COLLING, M. & SCHRÖDER, E. (2003): 7.7 *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 694-706.

ZETTLER, M. L.; JUEG, U.; MENZEL-HARLOFF, H.; GÖLLNITZ, U.; PETRICK, S.; WEBER, E. & SEEMANN, R. (2006): Die Land- und Süßwassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. - Schwerin: Obotritendruck, 318 S.

Gemeine Flussmuschel, *Unio crassus* (PHILIPSSON, 1788)

Klasse: Muscheln (Bivalvia)

Ordnung: Unionoidea

Familie: Flussmuscheln (Unionidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
Anh. II, IV	BQK	-	1	§§

2 Lebensraum

Bis zur Mitte des vorigen Jahrhunderts war *Unio crassus* die häufigste heimische Bach- und Flussmuschelart. Sie ist typisch für schnell fließende Bäche und Flüsse mit einer gut durchströmten und mit Sauerstoff versorgten Gewässersohle (Wassergüte I-II oder II) und hält sich in ufernahen Flachwasserbereichen mit geringerer Strömung auf, die auch von jungen Wirtsfischen bevorzugt werden. In den Uferkolken sitzen die Muscheln sehr dicht. Jungmuscheln graben sich nur in sandiges bis feinkiesiges Substrat ein, während die weniger anspruchsvollen Altmuscheln auch im schlammigen Substrat zu finden sind (COLLING & SCHRÖDER 2003). Die Flussmuschel ernährt sich als Filtrierer von Plankton und feinsten organischen Schwebeteilchen. Die Muscheln sind mit dem vorderen Teil des Gehäuses in das Sediment eingegraben, während die Ein- und Ausströmöffnungen am hinteren Teil des Gehäuses in das Wasser ragen. Im Bachbett kriechen die Tiere mit Hilfe ihres Fußes und richten sich in der Mitte des Bachs nach der Strömung aus; an den Rändern oder in Buchten sitzen die Tiere meist quer zur Strömung (Arbeitskreis Mollusken NRW 2006).

3 Verbreitung

Die Flussmuschel lebt in fast ganz Europa, im Schwarzmeergebiet und in Mesopotamien (Irak und Nordost-Syrien). Sie fehlt auf den Britischen Inseln, in Italien und auf dem größten Teil der Iberischen Halbinsel. Deutschland liegt im Zentrum ihres europäischen Areals. Hier kommt die Flussmuschel in drei Unterarten vor: *Unio crassus crassus* in Nord- und Mitteldeutschland, *Unio crassus riparius* im Rhein-Einzugsgebiet und *Unio crassus cytherea* im Donauebiet. Die aktuellen Hauptvorkommen beschränken sich auf Süddeutschland und den westlichen Teil Nordostdeutschlands. Sie ist stark im Rückgang begriffen (COLLING & SCHRÖDER 2003). Wahrscheinlich ist die Art in etwa 90 % ihres früheren Verbreitungsgebietes ausgestorben (Arbeitskreis Mollusken NRW 2006).

4 Ausbreitung

Die Reproduktion des getrennt geschlechtlichen Kurzzeitbrüters beginnt im April/Mai. Das männliche Sperma wird von den Weibchen mit dem Atemwasser eingestrudelt. Die Eier, die sich in so genannten Marsupien (Kiemen-Bruträume) befinden, werden befruchtet und entwickeln sich in 3-6 Wochen zu zweiklappigen Muschellarven (0,2 mm), den Glochidien, die in „Paketen“ von etwa 1.000 ausgestoßen werden (r-Strategie). Die Glochidien treiben in der Strömung und heften sich innerhalb von 3-6 Tagen an einen geeigneten Wirtsfisch. Dies geschieht meist im Kiemenbereich, vermutlich da die Fische nach Glochidienpaketen schnappen und dabei einige der Glochidien mit dem Atemwasser an die Kiemen geraten. Als Wirtsfische kommen je nach Region unterschiedliche Fischarten in Frage: z. B. Elritze, Grope (Mühlkoppe), Dreistachliger Stichling, Döbel, Hasel. Die Muschellarven durchleben am Wirtsfisch eine parasitäre Phase und fallen nach 20-30 Tagen ab. Anschließend entwickeln sie sich zu relativ langsam wachsenden Jungmuscheln, die nach etwa 3 Monaten 1,6 mm groß sind. Die Jungmuscheln wandern für etwa 1-3 Jahre in die Gewässersohle der Bäche und Flüsse. Mit einer Länge von gut 1 cm kommen sie wieder an die Oberfläche und richten sich wie die erwachsenen Tiere aus. Mit 4-5 Jahren sind Flussmuscheln geschlechtsreif. Noch vorhandene Flussmuschel-Populationen zeigen erheblich niedrigere Bestandsdichten als früher und erscheinen überaltert, da kaum noch Jungmuscheln aufgefunden werden (Arbeitskreis Mollusken NRW 2006). Bei geringer Populationsdichte sinkt die Fortpflanzungswahrscheinlichkeit schnell, da die Spermienkonzentration im Wasser nicht ausreicht, um alle Eier zu befruchten und die Weibchen statt Larven unentwickelte Eier ausstoßen. (COLLING & SCHRÖDER 2003). Flussabschnitte in Mecklenburg-Vorpommern gehören zu den größten und letzten Populationen Deutschlands mit Jungmuschelaufkommen. Dort finden sich Populationen von 1.000-100.000 Muscheln in einer Dichte von 1-100 Muscheln pro m² (ZETTLER et al. 2006).



Gemeine Flussmuschel (V. Wiese)

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbunds einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die Flussmuschel - Weichtier des Jahres 2006 - lebt ausschließlich in sauberen Fließgewässern mit strukturiertem Substrat und abwechslungsreicher Ufergestaltung. Sie gilt als Indikatorart für mäßig bis schnell fließende, sauerstoffreiche Gewässer mit guter bis sehr guter Wasserqualität (ZETTLER et al. 2006). Mit ihrem minimalen Aktionsradius ist sie im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund auf eine gute Wasserqualität angewiesen, die das Vorkommen der Wirtsfische in ausreichender Zahl ermöglicht. Nur dann kann die Gemeine Flussmuschel dauerhaft überlebensfähige Populationen ausbilden.

Die Wiederherstellung von strukturreichen Gewässern mit wechselnden Tiefen und Substraten ist für die Wirtsfische der Flussmuschel von großer Bedeutung. Sie und andere Süßwassermuscheln sind wiederum für die Fortpflanzung des Bitterling (s. a. Steckbrief) notwendig, da seine Eier sich in den lebenden Muscheln entwickeln. An einem Flussmuschel-Standort kann die Einrichtung von Uferschutzstreifen von mindestens 10 m Breite Schadstoffeintrag vermindern und als Puffer gegen diffusen Nährstoffeintrag wirken (COLLING & SCHRÖDER 2003).

Literatur

Arbeitskreis Mollusken NRW (2006): Weichtier des Jahres 2006: Die Gemeine Flussmuschel *Unio crassus* PHILIPSSON 1788. Faltblatt.

COLLING, M. & SCHRÖDER, E. (2003): 7.3 *Unio crassus* (PHILIPSSON, 1788). - In: PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 69/Band 1, 649-664.

ZETTLER, M. L.; JUEG, U.; MENZEL-HARLOFF, H.; GÖLLNITZ, U.; PETRICK, S.; WEBER, E. & SEEMANN, R. (2006): Die Land- und Süßwassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. - Schwerin: Obotritendruck, 318 S.

Körbchenmuschel, *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774)

Klasse: Muscheln (Bivalvia)

Ordnung: Veneroidea

Familie: Körbchenmuscheln (Corbiculidae)

1 Schutzstatus

FFH-RL	WRRL	Berner Kon.	Rote Liste D	BNatSchG
-	BQK	-	-	-

Anmerkung: eingeführte Art (Neozoon)

2 Lebensraum

Die Körbchenmuschel ist eine typische Süßwasserart, die nur geringe Salzgehalte toleriert (MORTON 1979). Sie besiedelt vor allem die sandigen und kiesigen Gewässerböden der großen Wasserstraßen, wird aber auch auf schlammigen Grund gefunden.

Ihre Populationsdichte ist mit durchschnittlich 500 Individuen pro m² (max. 10.000 Individuen pro m²) sehr groß. Sie tritt somit in starke Konkurrenz zu anderen filtrierenden Kleintieren, die sie z. T. sogar verdrängt.

3 Verbreitung

Die Körbchenmuschel war im Tertiär in ganz Europa verbreitet und wurde während der Eiszeiten im Quartär nach Vorderasien und in den Nil verdrängt (FISCHER & SCHULTZ 1999). Von dort ist sie wahrscheinlich in den 1920er Jahren als Larve im Aufwuchs von Schiffen und/oder im Ballastwasser an die nordamerikanische Küste gelangt und verursachte dort durch ihre schnelle Ausbreitung in den Wasserleitungssystemen von Kraftwerken, Industrie und Kommunen erhebliche Probleme.

In Europa breitet sie sich seit 1980 von Portugal nach Osten aus. Sie hat ein hohes Fortpflanzungspotenzial (r-Strategie) und gilt als invasive Art. So wurde die Erstbesiedlung des Rheins in den Niederlanden 1985 festgestellt, im Inselrhein bei Oppenheim/Bingen wurden dann 1991 die ersten Schalen gefunden und 1993 mit Schalen überfüllte Spülsäume.

Die Ausbreitungsgrenze lag 2004 bei Rheinkilometer 145,5, oberhalb der Staustufe Rheinfelden (REY et al. 2005). Die östliche Ausbreitung stagnierte zunächst; so wurde sie erst 2007 in der Oder gefunden (MÜLLER et al. 2007). Ein Grund könnte sein, dass die Wassertemperatur der Oder im Winter 0 °C erreicht, womit bei längerer Einwirkungszeit die in Nordamerika ermittelte tödliche Minimaltemperatur von etwa 2 °C gegeben ist (WILKE 2007).

4 Ausbreitung

In fließenden Gewässern liegen zwittrige und weibliche Individuen zu gleichen Anteilen vor (MORTON 1979). Die Körbchenmuschel wird mit 3 Jahren geschlechtsreif. Die Befruchtung der Eier (Selbst- und Fremdbefruchtung) findet in den inneren Kiemenblättern statt, wo sich innerhalb von 6-12 Tagen Pediveliger-Larven entwickeln, die in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in mehreren Schüben (im Rhein 2 Schübe im Jahr, und zwar im Frühjahr und im Herbst) entlassen werden. Die Larven können mit ihrem großen Fuß am Gewässerboden kriechen und heften sich mit Byssus-Fäden am Substrat fest, um der Verdriftung entgegenzuwirken.

Die Körbchenmuschel wird 4-5 Jahre alt. Sie hat hohe Wachstumsraten, eine kurze Lebenszeit, ein frühes reproduktives Alter und eine hohe Anzahl eingelagerter Larvalstadien, die bei günstigen Verhältnissen sofort entlassen werden können, aber auch eine hohe Absterberate. Sie kann somit Lebensräume schnell besiedeln und große Populationen entwickeln (r-Strategie). Bezüglich ihrer Schalenausprägung, Größe und Wachstumsrate weist sie, bedingt durch die Umwelteinflüsse am jeweiligen Standort, eine extrem hohe Variabilität auf (MEISTER 1997).

5 Relevanz eines Fließgewässer-Biotopverbands einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der Art

Die erfolgreiche Besiedlung der sich invasiv ausbreitenden Körbchenmuschel ist auf den Schiffsverkehr und die starke Ausbreitung in erster Linie auf ihre flexible Fortpflanzungsstrategie zurückzuführen (WILKE 2007). Vor der Einwanderung der Körbchenmuschel lebten kaum einheimische Muscheln im Weichsubstrat des Hauptstroms der Wasserstraßen. Die Art kann durch ihre Toleranz gegenüber Geschiebetrieb, kiesigen Substraten und hohen Strömungsgeschwindigkeiten den gesamten Flussquerschnitt besiedeln.



Körbchenmuschel (F. Brümmer)

Diese Bereiche können somit als „ungesättigte Biozöosen“ betrachtet werden. Die fehlende Raumkonkurrenz durch andere Organismen erleichterte die erfolgreiche Besiedlung (MEISTER 1997). Andere Muscheln, wie die eingeschleppte Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) siedeln sich auf der Schale der Körbchenmuschel an (WILKE 2007). Die weitere Ausbreitung in östlicher Richtung würde durch eine Klimaerwärmung eher begünstigt. Oberhalb der schiffbaren Flussabschnitte nimmt die Anzahl neozoischer Arten deutlich ab (REY et al. 2005). Die Populationsdichten der Körbchenmuschel sind in natürlichen Gewässern wesentlich geringer als in anthropogen beeinflussten Habitaten (MEISTER 1997).

Literatur

- FISCHER, W. & SCHULTZ, P. (1999): Erstnachweis von *Corbicula cf. fluminea* (O. F. MÜLLER 1774) (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae) aus Österreich, sowie ein Nachweis von lebenden *Microcolpia daudebartii acicularis* (FERRUSSAC 1821) (Mollusca: Gastropoda: Melanopsidae) aus Bad Deutsch-Altenburg (NÖ, Österreich). - Club Conchylia Informationen 31. Ludwigsburg, 23-26.
- MEISTER, A. (1997): Lebenszyklus, Autökologie und Populationsökologie der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* (Bivalvia, Corbiculidae) im Inselrhein. - Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 238, Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden, 170 S.
- MORTON, B. (1979): *Corbicula* in Asia. - In: BRITTON, J. C. (Hg.): Proceedings of the first International Corbicula-Symposium. - Texas Christian University Press, 15-38.
- MÜLLER, O.; HERPICH, J.; ROSENBERGER, S.; MÖLLER, F.; MÜLLER, N.; NOSKE, M. & JÄHNERT, K. (2007): Klimatisch begrenzte Invasion nach Osten? – Aktuelles Verbreitungsmuster von *Corbicula fluminea* in der Strom-Oder (Brandenburg). - Lauterbornia 59, 133-139.
- REY, P.; ORTLEPP, J. & KÜRY, D. (2005): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. - Schriftenreihe Umwelt 380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 88 S.
- WILKE, H.-J. (2007): Erstnachweis von *Corbicula fluminea* in der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße/Oder (Brandenburg). - Lauterbornia 59, 63-65.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

7.1 Modell eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds

Um den aus Sicht des Naturschutzes unbefriedigenden ökologischen Zustand (Abschn. 2.1) der Fließgewässer und ihrer Auen zu verbessern und die europäischen und nationalen Ziele für den Gewässer- und Naturschutz zu erreichen, bieten sich grundsätzlich zwei Möglichkeiten an:

- Fließgewässer werden sich selbst überlassen (Unterlassen jeglicher Pflege und Unterhaltung),
oder
- durch mehr oder weniger tiefgreifende Umgestaltung wird eine günstige Entwicklung initiiert.

Beides sollte betrachtet und gegebenenfalls auch kombiniert werden. Hierbei sind die vielfältigen Ansprüche und Nutzungen der Gewässer und ihres Umfeldes einzubeziehen, denn diese sind in ein komplexes System aus Rechten, Erlaubnissen und Duldungen, vielfältigen Verbände-, Lobby- und Einzelinteressen und nicht zuletzt in das soziale Leben am Gewässer eingebunden (Kap. 2).

Störungen, z. B. durch bauliche Eingriffe oder Einleitungen, soll ein Fließgewässer bis zu einem geringen Ausmaß selbst kompensieren können (Elastizität). Nutzungen sollen nachhaltig betrieben werden, um im Gewässer und seiner Aue ein hohes Maß an Natürlichkeit und Funktionsfähigkeit zu sichern und zur Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt beizutragen.

Die in Kap. 3 ausgewerteten Renaturierungsmaßnahmen zeigen, dass eine deutliche Verbesserung der Auenstruktur und geringere Verbesserungen der Substratvielfalt im Gewässer erreicht werden konnten; insgesamt verbesserte sich dadurch die Habitatvielfalt. Wesentliche Unterschiede zwischen älteren und erst kürzlich durchgeführten Renaturierungen wurden hierbei nicht nachgewiesen. Deutliche Unterschiede bestehen jedoch in der Reaktion der verschiedenen Organismengruppen: Während auenspezifische Arten (Laufkäfer, Arten der terrestrischen Vegetation) unmittelbar und umfassend auf Renaturierungen reagieren, sind die Auswirkungen auf Fische und aquatische Makrophyten geringer und treten nicht in allen untersuchten Gewässern auf. Am geringsten

wirken sich die Renaturierungen auf das Makrozoobenthos aus. Als Ursachen werden das Fehlen hochwertiger Habitats (Totholz, Kies) im Gewässersubstrat, Auswirkungen aktueller und historischer Wasserbelastung auf die aquatischen Gruppen sowie die unterschiedlich schnelle Besiedlung renaturierter Strecken vermutet. Weitere Ursachen sind in unterschiedlichen Ausbreitungsmechanismen und Distanzen, die von den Organismen überwunden werden können, zu vermuten (Kap. 6). Ausgehend von dieser Situation ist eine Verbesserung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials der Fließgewässer nur zu erreichen, wenn sie nicht nur abschnittsweise aufgewertet, sondern Maßnahmen zur Aufwertung nach einer Betrachtung von größeren Einzugsbereichen bzw. des gesamten Fließgewässersystems geplant werden, wie es die WRRL vorgibt.

Das Modell des DRL (Abb. 46) sieht daher vor, sowohl naturbetonte Lebensräume als Inseln zu einem funktionsfähigen Gesamttraum oder Biotopverbund zu vernetzen, als auch Kulturbiotop mit Lebensraum- oder Verbundfunktion für die heimische Tier- und Pflanzenwelt einzubeziehen.

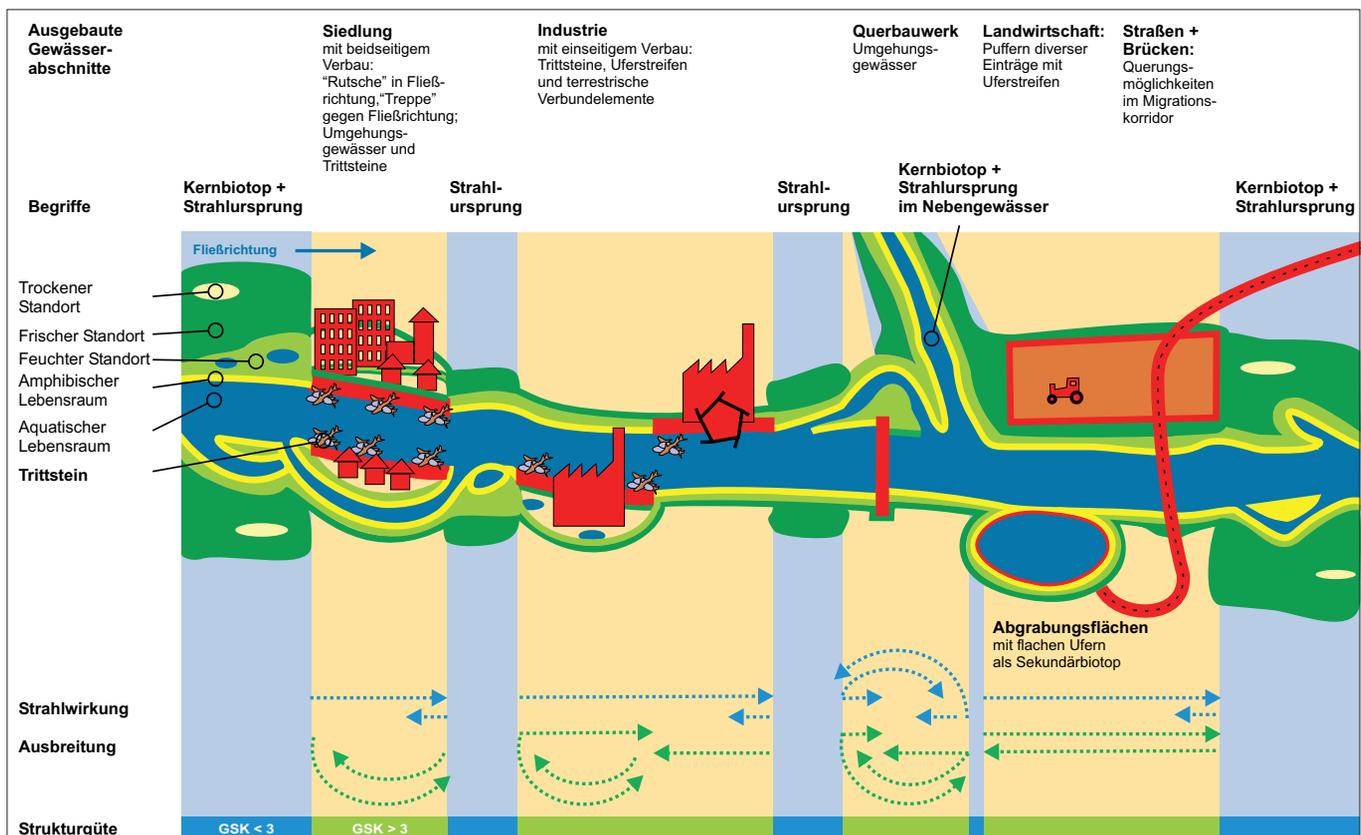


Abb. 46: Modell eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds innerhalb der rezenten Aue.

Um eine Verbesserung natürlicher oder naturnaher Ökosysteme als Lebensraum für wasser- und landlebende Tier- und Pflanzenarten zu erreichen, bietet sich die Schaffung eines gewässerorientierten Biotopverbunds an, der die Fließgewässer mit ihren Auen verzahnt. Von der bisherigen streng linearen Betrachtung der Fließgewässer ist Abstand zu nehmen, um so der Vielfalt an Lebensräumen und -gemeinschaften gerecht zu werden. Gewässer sind auch in ihrer lateralen Ausdehnung einschließlich ihres typischen Umfelds als Bestandteil des Naturhaushaltes zu begreifen und zu entwickeln (DRL 1979, WFD-CIS 2003). Solch ein Verbund bietet Tier- und Pflanzenarten die notwendigen Voraussetzungen zum Aufbau und zum Erhalt stabiler Lokal- und Metapopulationen mit einem ausreichenden Angebot an Nahrungs-, Rückzugs- und Regenerationsbereichen, aber auch Ausweich- und Reservehabitaten, die in überbrückbarer Distanz zueinander liegen.

Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund umfasst sowohl den aquatischen als auch den amphibischen und terrestrischen Bereich, also Wasserkörper, Uferbereich und Aue. Dieser als Modell in Abbildung 46 dargestellte Biotopverbund wirkt lateral - vom Wasser bis auf das Land - und longitudinal entlang des Gewässerlaufs in der rezenten Aue. Durch ihn können sich natürliche und naturnahe Biotope zu Kernflächen des Biotopverbunds entwickeln, sofern genügend Platz zur Gewässerentwicklung und ein ausreichend großer Ufer- und Auenbereich vorhanden ist.

Zum Aufbau und zur Entwicklung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds können die Konzepte des Biotopverbunds im terrestrischen Bereich und der Strahlwirkung im aquatischen Bereich miteinander verknüpft werden. Mit dem Ansatz der Strahlwirkung (DRL 2008) ist es möglich, gezielt Bereiche (Strahlursprünge) zu entwickeln, die aufgrund der aktiven oder passiven Bewegung der Organismen auch zur ökologischen Aufwertung anderer (hinsichtlich der Habitatqualität defizitärer) Bereiche beitragen. Die Abstände sowohl zwischen naturnahen Auen-Biotopen an Land als auch naturnahen Bereichen im Fließgewässer, die als terrestrische Kernbiotope bzw. aquatische Strahlursprünge dienen können, müssen für die jeweiligen betrachteten Organismen überbrückbar sein, um einen Austausch ermöglichen und fördern zu können. Wichtig für die Fließgewässer-Auen-Biozönosen ist, dass Kernbiotope und terrestrische Trittsteine unmittelbar an

aquatischen Strahlursprüngen liegen oder mit ihnen in direkter Verbindung stehen, um die Verknüpfung von Gewässer und Aue in lateraler Richtung zu optimieren.

Ein gewässerorientierter Biotopverbund bewirkt in ausgebauten Gewässerabschnitten eine Verbesserung der biologischen Vielfalt, wenn in der rezenten Aue Verbindungsflächen und -elemente geschaffen werden, die die Ausbreitung von Pflanzen und Tieren durch sichere Migrationskorridore und Strahlwege sowie Trittsteine im aquatischen und terrestrischen Bereich gewährleisten, und wenn die Flächennutzung dem Biotopverbund angepasst wird. So sollten etwa die Uferbereiche ausgebauter und nur bedingt rückbaufähiger Fließgewässer extensiv bewirtschaftet werden. Es können Änderungen der Nutzungen im weiteren Einzugsgebiet eines Fließgewässers, wie Umwandlung von Acker- in Grünland, vermehrte Bewaldung und Umstrukturierung im Aufbau von Wäldern notwendig werden (DRL 1989).

Für wandernde Fischarten wie Lachs oder Maifisch muss im Gesamtlauf des Fließgewässers die Durchgängigkeit auf voller Länge zwischen Meer und den jeweiligen lebenszyklusabhängigen Habitaten gewährleistet sein (Kap. 6). Dabei ist nicht nur die Anzahl der Hindernisse bei Wanderung entscheidend, stromaufwärts vor allem Querbauwerke und Staustufen, sondern die zum Erreichen der Laichplätze benötigte Zeit.

Als Kernbiotope im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund sind noch vorhandene Auwaldbereiche und naturnahe Auwiesen oder auch Ersatzbiotope (Deiche, Abgrabungen u. a.) mit einem Mosaik auetypischer Pflanzengesellschaften anzusehen, die eine große Habitatvielfalt aufweisen. Ein Kernbiotop sollte mindestens eine Fläche von 1 bis 10 km² umfassen, damit er für die meisten der betrachteten Tierarten (Kap. 6) einen geeigneten Lebensraum darstellt. Der Abstand zwischen derzeit existierenden und noch zu entwickelnden Kernbiotopen in einem Biotopverbund sollte nicht größer als 10 km sein, da diese Strecke für viele auengebundene Lebewesen gerade noch zu überwinden ist. Ansonsten wären Wiederbesiedlungsprozesse und der Erhalt von Metapopulationen nicht gewährleistet. Allerdings können geeignete Verbundelemente, wie ein ausreichend breiter, durchgehender Uferstreifen und zusätzliche Trittsteinbiotope, Migrationskorridore darstellen, die einen größeren Abstand erlauben. Dies hat auch eine ökologische Aufwertung der Verbundelemente zur Folge. Ausgehend

von derzeit existierenden Kernbiotopen wie Natura 2000-Flächen sollten weitere Biotope entwickelt und für geeignete Trittsteinbiotope, Verbundelemente und Entwicklungskorridore (Kap. 5) Flächen zur Verfügung gestellt werden. Stehen in der rezenten Aue keine Flächen zur Verfügung, können Verbindungselemente und Trittsteinbiotope für terrestrische oder amphibische Organismen auch in der Altaue vor allem auf Druck- oder Qualmwasserflächen¹ etabliert werden.

Als Strahlursprung für das Makrozoobenthos im Fließgewässer-Auen-Biotopverbund können naturnahe Gewässerabschnitte mit einem Habitat Metric von 1-2 (Kap. 4) im Fließgewässertyp 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ eine deutliche Strahlwirkung haben. Diese Strahlwirkung und die Schaffung von Strahlursprüngen zum Aufbau eines Biotopverbunds müssen immer in Zusammenhang mit dem (Wieder-)Besiedlungs-Potenzial betrachtet werden. Strahlursprünge sind je nach betrachteter Art und/oder Fließgewässertyp aufgrund der artspezifischen Ausbreitungsmechanismen und/oder der Gewässergröße, dem Gefälle und dem Abflussregime unterschiedlich ausgestaltet. Die Ergebnisse des Kapitels 4 lassen sich am ehesten auf Fließgewässertypen (FGT) übertragen, die dem Typ 5 ähneln: FGT 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche), FGT 16 (Kiesgeprägte Tieflandbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle, FGT 3.1 (Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes, Subtyp 3.1 Bäche) mit vergleichsweise geringen Abflussschwankungen und FGT 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle und größeren Abflussschwankungen. Im Fließgewässertyp 5 wirken Strahlursprünge für das Makrozoobenthos nur in Fließrichtung mit einer Maximalentfernung bis etwa 2,5 km. Im Gegensatz dazu breiten sich Fische aktiv über längere Strecken in Fließrichtung und gegen die Fließrichtung aus, so dass auch gegen die Fließrichtung eine Strahlwirkung anzunehmen ist. Die Untersuchungen in Kapitel 3 verdeutlichen, dass renaturierte Abschnitte für schnell reagierende Organismengruppen (z. B. Fische) als Trittsteine oder sogar als Strahlursprünge dienen können. Für andere Gruppen (insbesondere das Makrozoobenthos) sind die

1 Als Druck- und Qualmwasserflächen bezeichnet man Überschwemmungsflächen, die nicht durch oberflächlich einströmendes Wasser, sondern infolge eines hochwasserbedingten Grundwasserrückstaus bzw. Grundwasseranstiegs in der Aue entstehen.

renaturierten Strecken eher als Zielgebiet der Strahlwirkung zu betrachten, wobei in de-gradierten Einzugsgebieten die Besiedlung von außerhalb erfolgen muss. Da das Makrozoobenthos relativ nahe dem Anfang der Nahrungskette in Gewässern steht, sollten bei der Konzipierung eines Biotopverbunds daher vor allem die Ansprüche dieser Organismengruppe berücksichtigt werden, d. h. von einem existierenden Strahlursprung ausgehend sollten in Fließrichtung weitere Strahlursprünge von mindestens 400 - 1.300 m Länge und einer maximalen Entfernung von 2,5 km geschaffen werden.

Strahlwege können nur dann ökologisch aufgewertet werden (Kap. 4), wenn sie eine gewisse Mindest-Habitatausstattung (Habitat Metric 3-5) aufweisen. Dann können sie sogar eine ähnlich hohe Bedeutung wie Renaturierungsmaßnahmen für die Verbesserung der lokalen Habitatqualität haben. Sie können durch einen Strahlursprung mit Habitat Metric 1 um 1 – 2 Klassen, durch einen Strahlursprung mit Habitat Metric 2 um 1 Klasse aufgewertet werden. Für das Makrozoobenthos muss der Strahlweg vor allem durchgängig, d. h. nicht rückgestaut sein. Fische benötigen Trittsteine als kleinräumige Refugial- und Rastmöglichkeiten, da sie bei der Migration gegen die Fließrichtung verstärkt Energie verbrauchen. Im Unterschied zum Makrozoobenthos lässt sich daher die Reichweite der Strahlwirkung für Fische möglicherweise durch Rastmöglichkeiten im Migrationskorridor mit und gegen die Fließrichtung deutlich erhöhen. Beim Aufbau des Biotopverbunds muss auch die negative Wirkung stark degradiertes Abschnitte im Oberlauf (Habitat Metric 6-7) berücksichtigt werden.

Als Trittsteine können naturnahe Substrate und Strukturelemente in Abhängigkeit von dem betrachteten Organismus und dem Fließgewässertyp fungieren. Dementsprechend sind sie auch in ihrer Art, Beschaffenheit, Verteilung und Häufigkeit auszugestalten. Als Strukturelemente gelten unter anderem Prall- und Gleitufer, Stromschnellen, Kolke, Felsblöcke, Kies- und Sandbänke als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Geeignete Substrate als besiedelbare Flächen sind z. B. anstehender Fels, grobe Blöcke und Gerölle, Kies, Sand und Schlamm (nicht Faulschlamm), die unter natürlichen Bedingungen wesentlich von der Beschaffenheit des Fließgewässer-Einzugsgebietes bestimmt werden. Auch Wurzeln, totes Holz und Falllaub sowie Makrophyten, Moose, Fadenalgen, Röhricht- und Schwimmblattpflanzen sind wichtige Substrate. Künstliche

Einbauten wie Steinstickungen (von Hand gesetzte Steine) eignen sich eingeschränkt ebenfalls als Trittsteine, während Betonwände und Spundwände keine Habitate bieten. Als Trittsteine können gewässertypische Strukturelemente und Substrate erhalten und gefördert werden. In Bereichen, die keinerlei naturnahe Strukturen aufweisen, können Trittsteine durch kleinräumige Uferentfesselung, Erhöhung der Sohlrauigkeit oder auch künstliche Einbauten eingebracht werden.

Bereiche, die keinerlei Aufweitung zulassen, können - unter der Voraussetzung, dass sie relativ schnell durchflossen werden und zu einem naturnahen Bereich als Trittstein führen - in Fließrichtung als „Rutschen“ für die Organismen dienen. Die Verrohrung als extremste Verbauungsart könnte für bestimmte Organismengruppen eine solche Rutsche darstellen. Diese kann nur dann hingenommen werden, wenn sich direkt im Anschluss beidseitig Bereiche anschließen, die sich zu Strahlursprüngen entwickeln können.

Insgesamt kann die Breite des Entwicklungskorridors an einem Gewässer schwanken (Kap. 5). Sofern dieser Korridor der freien eigendynamischen Entwicklung überlassen wird und keine signifikanten stofflichen oder hydrologisch-hydraulischen Belastungsfaktoren vorliegen, ist mit einer Erreichung des guten ökologischen Zustands für das Makrozoobenthos (gemessen am PERLODES-Modul „Allgemeine Degradation“) zu ca. 60 bis 75 % Wahrscheinlichkeit zu rechnen, wenn bei einem „sehr schwach gewundenen“ Gewässer des Fließgewässertyps 5 ein Entwicklungskorridor von etwa 3- bis 4-facher bordvollen Gewässerbreite gewährleistet ist. Für die Zielerreichungswahrscheinlichkeit zwischen etwa 75 und 85 % wäre eine ca. 4- bis 5-fache bordvolle Gewässerbreite notwendig. Bei einem 5 m breiten Gewässer wäre im ersten Fall im Mittel ein 15-20 m, im zweiten Fall ein 20-25 m breiter Entwicklungskorridor nötig. Bei kleinen Gewässern muss zudem eine hinreichende Gewässerbeschattung durch Ufergehölze (insbesondere Schwarzerle) sicher gestellt sein. Da das unmittelbare Umfeld in seiner landwirtschaftlichen Nutzbarkeit durch die Beschattung eingeschränkt sein kann, sollte dieser Aspekt in den Entwicklungskorridor mit einbezogen werden.

Mit Hilfe der Aggregationsregel (Kap. 5) kann eine Abschätzung des potenziellen ökologischen Zustands des gesamten Wasserkörpers und des abschnittsweisen Bedarfs an Gewässerentwicklungsfächen

vorgenommen werden, um insgesamt einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Werden die Entwicklungskorridore in ihrer unterschiedlichen Breite mit berücksichtigt, wird mit großer Wahrscheinlichkeit - nicht nur beim Fließgewässertyp 5 - ein wirksamer Biotopverbund zur großräumigen Stärkung der Fließgewässer-Auen-Biozönose und gewässerabhängigen Biotoptypen erreicht.

Um die genannten Voraussetzungen zu erfüllen, bieten sich in den unterschiedlichen Bereichen folgende Maßnahmen an:

7.2 Lebensräume

7.2.1 Aquatischer Lebensraum

Die biologische Gewässergüte als Maßstab für die Wasserqualität hat sich in Deutschland in den vergangenen Jahrzehnten durch den Bau von Kläranlagen, Maßnahmen der Abwasserreinigung und Kanalisation in Siedlung und Industrie wesentlich verbessert. Davon profitieren Arten, die auf sauberes Wasser angewiesen sind, wie viele Arten des Makrozoobenthos (z. B. Eintagsfliegen-, Köcherfliegen- und Libellenlarven), der Lachs und vor allem Wasserpflanzen und die von ihnen abhängigen Arten (z. B. Gebänderte Prachtlibelle und Edelkrebs). Problematisch bleiben nach wie vor die meist diffusen Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit ihrer eutrophierenden Wirkung sowie die immer wieder vorkommenden Unfälle und unbeabsichtigte punktuelle Einträge von Schadstoffen und Pflanzenbehandlungsmitteln durch unsachgemäßes Handeln oder durch Unglücke.

Die Reinigung der Abwässer nach dem Stand der Technik vor Einleitung in die Gewässer ist als Voraussetzung für eine Strahlwirkung und aus grundsätzlichen Erwägungen in jedem Fall unerlässlich.

Die Gewässersohle ist natürlicherweise ein besonders artenreicher Lebensraum. Das Substrat, Steine, Kies, Sand, höhere Pflanzen und Totholz bieten für die ortsgebundenen Tiere und benthischen Algen stabile Lebensbedingungen durch das strömende und sich damit immer wieder erneuernde Wasser. Unnatürliche Erosion oder Feststoffablagerungen (Kolmation) stören dieses Gleichgewicht und beeinträchtigen den Lebensraum. Um bei Renaturierungen die Lebensbedingungen auch für aquatische Arten möglichst weitreichend zu verbessern, sollten daher umfangreiche Änderungen in der Habitatzusammensetzung auf der Sohle in Richtung einer leitbildkonformen

Ausprägung angestrebt werden (Kap. 3). Dies betrifft insbesondere „hochwertige“ Habitate, die von vielen Spezialisten besiedelt werden, z. B. Totholz oder Kies (in Tieflandgewässern). Feinkörnige Substrate (Schlamm und Sand) werden bevorzugt von Kiesel- und Blaualgen, höheren Pflanzen sowie von bestimmten Würmern, Insektenlarven und anderen Tieren bewohnt. An grobkörnigen Substraten und auf größeren, festen Unterlagen wie Blöcken oder anstehendem Fels haften Algen, Moose und andere Wasserpflanzen, zwischen denen wiederum Schnecken, Würmer, Insektenlarven, Kleinkrebse und weitere Organismen leben. Hohlräume zwischen den Steinen und die Steinunterseiten sind biologisch von besonderer Bedeutung, da frei bewegliche Tiere sich bevorzugt an den licht- bzw. strömungsabgewandten Seiten der Substrate aufhalten. Entsprechendes gilt auch für Moosrasen und Wasserpflanzenbestände; denn durch sie wird die innere Oberfläche des Gewässers ganz erheblich vergrößert und damit die Grundlage für eine hohe Bioaktivität geschaffen. Strömungsarme Räume bieten vor allem vielen niederen Tieren günstige Lebensbedingungen und sind gleichzeitig Laichgebiet für bestimmte Fischarten. Niedere Wassertiere bilden die Nahrungsgrundlage für Fische und Wasservögel. Freigespülte Wurzeln sind eben-

falls ein wichtiges Strukturelement, denn zwischen ihnen halten sich bevorzugt die reviertreuen Edelkrebse und Bachforellen auf (MURL NRW 1999). Daher müssen alle Maßnahmen zur Schaffung eines gewässerorientierten Biotopverbunds vom Zustand der Gewässersohle ausgehen, um in möglichst vielen Bereichen die Entwicklung zu einem Strahlursprung anzustoßen und deren Anbindung an Strahlwege zu sichern. In Bereichen, in denen die Schaffung oder Erhaltung einer gewässertypischen Sohle nicht möglich ist, soll ein möglichst typgerechter rauer Untergrund mit Störsteinen oder Substrat eingebracht werden.

Abstürze in Fließgewässern wirken einer zu großen Sohlenerosion entgegen. Sie halten den Wasserspiegel auf einem bestimmten Niveau und ermöglichen Wasserentnahmen, Wasserkraft- oder sonstige Nutzungen. Es ist in jedem Fall zu prüfen, ob Abstürze noch notwendig sind oder entfernt werden können. Abstürze bis zu einer Höhe von etwa 20 cm sind von vielen aquatischen Organismen gut überwindbar, so dass die Durchgängigkeit gegeben ist. Höhere Abstürze sollten durch durchgängigere Strukturen wie Sohlrampen oder Fischwanderhilfen ersetzt werden (siehe Kästen 5 und 6), um keine Unterbrechung des Strahlweges zu verursachen. Die Durchgängigkeit ist nicht nur für Wanderfischarten

wie Maifisch und Lachs notwendig, sondern auch für viele andere Fischarten, die keine Langdistanz-Wanderfische sind.

Das am Ufer angelandete Treibgut (Genist) sowie das im Wasser und am Ufer liegende Totholz haben im Gewässer und in der Aue als zeitweilig bewegtes und zeitweilig ruhendes Lebensraumelement viele Funktionen. Beide dienen vielen Tierarten als Überwinterungsquartier und Sommerhabitat, wie den Köcherfliegen, oder zur Fortpflanzung, wie der Kurzflügeligen Schwertschrecke. Sie unterstützen als treibendes Floß die Vernetzung der Auenlebensräume, da Organismen wie die Bauchige Windelschnecke oder Eier anderer Arten verdriftet werden, und haben selbst morphodynamische Wirkungen am Uferand sowie in der Aue bei Hochwasserereignissen. Natürliches und typgerechtes Treibgut sollte nicht entfernt, sondern als Vernetzungselement im Biotopverbund im Wasser belassen werden, sofern es nicht zu gravierenden Problemen beim Hochwasserschutz oder anderen Nutzungen führt. Totholz kann auch gezielt zur Entwicklung des Gewässers eingesetzt werden (Abb. 47).

In Seitengewässern finden vor allem Fische ihre Laichplätze oder ihr Winterquartier. Die nur langsam bis gar nicht fließenden Auengewässer sind ideal zur Entwicklung von Unterwasservegetation und ziehen vor allem Pflanzenlaicher wie den Hecht an. Der Rapfen findet hier sein Winterquartier. Die Wiederanbindung abgekoppelter Seitenarme kann die Populationen solcher Tierarten stärken und somit zu einem funktionsfähigen Biotopverbund beitragen. Auch vom Fließgewässer abgekoppelte Stillgewässer in der Aue (Abb. 48) sind wichtige Biotope vor allem für Tiere, die auf möglichst fischarme Gewässer angewiesen sind, wie etwa der Kammolch. Bei Hochwasserereignissen wird nicht nur die für einen Flussarm notwendige Dynamik ermöglicht, sondern auch ein weiterer Retentionsraum geschaffen. Schließlich bieten diese Gewässer Lebensraum für eine Reihe gefährdeter Wasserpflanzen, insbesondere Armleuchteralgen.

7.2.2 Uferstreifen

Die verstärkte Revitalisierung von Fließgewässern durch gewässerbegleitende Uferstreifen als Migrationskorridor ist ein unbedingt notwendiger Schritt, um eine eigendynamische Gewässerentwicklung zu ermöglichen und die ökologische Funktionsfähigkeit unserer Gewässer zu verbessern. Alle Maßnahmen in Richtung Wiederherstellung der Funktionen und umfassende Verbesserung der naturfernen Verhältnisse sind

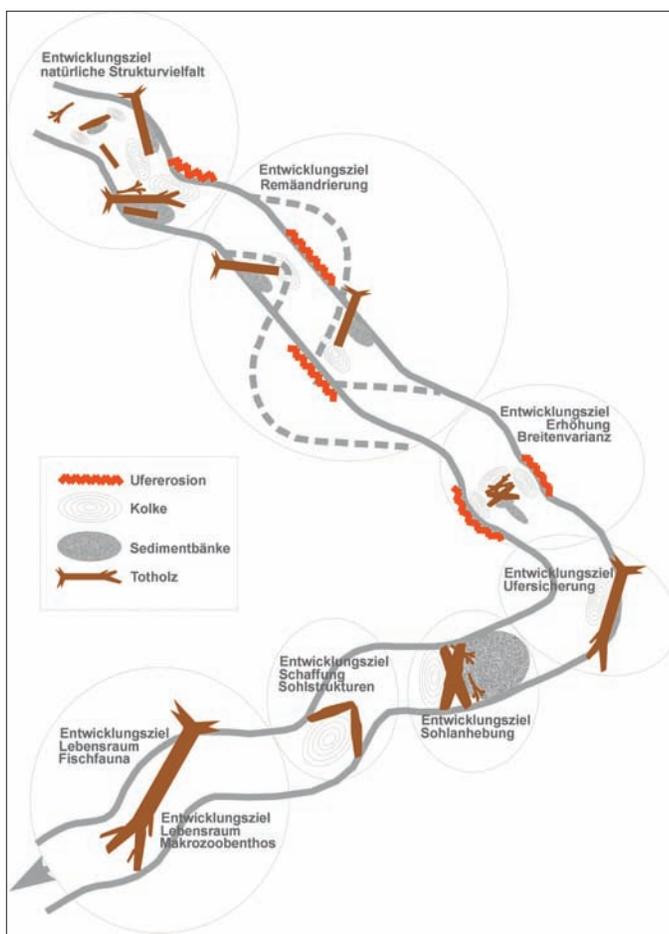


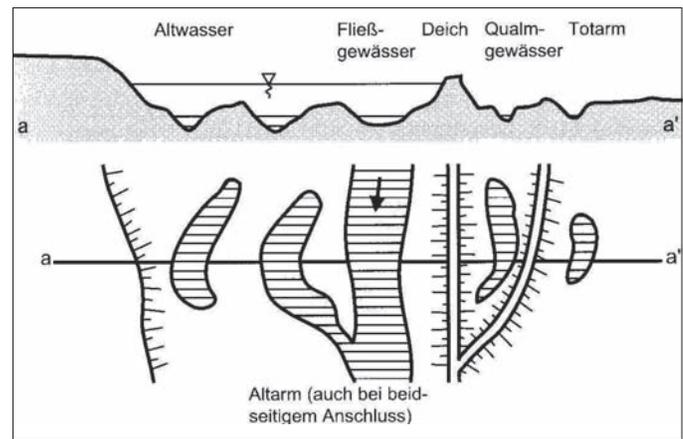
Abb. 47: Kostengünstiger Einsatz von Totholz für verschiedene Entwicklungsziele in Fließgewässern (KALL, verändert nach GERHARD und REICH 2001, www.totholz.de).

allerdings nur in der großen Fläche effektiv und ein langwieriger Prozess, der von vielen Faktoren abhängig ist. Uferstreifen können schon in relativ kurzer Zeit zu einer positiven Entwicklung der Gewässerlandschaft beitragen und diesen Prozess einleiten.

Uferstreifen sind zunächst elementare Bestandteile einer Gewässerlandschaft. Sie können teilweise stoffliche Einträge in das Gewässer verhindern, die Abschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen vermindern, den Retentionsraum bei Hochwasser vergrößern, den Unterhaltungsaufwand (Pflege) vermindern, das Landschaftsbild verbessern und neue Lebensräume schaffen (DVWK 1997). Die ökologische Bedeutung eines Uferstreifens steigt mit der zur Verfügung stehenden Fläche und dem Strukturreichtum der angrenzenden Flächen. Uferstreifen sind Dauer- und Teillebensraum für Pflanzen und Tiere, können wichtige Funktionen bei Brut, Fortpflanzung, Nahrungssuche, Rückzug, Deckung für Rast und Überwinterung vieler Arten ausüben und bereichern das Landschaftsbild. Ein gewisser Unterhaltungsaufwand (Pflege) ist nicht zu vermeiden. Der Uferstreifen beginnt seitlich an der Mittelwasserlinie und ist der Bereich, den das Gewässer für die natürliche Bettverlagerung in Anspruch nehmen kann. In Gewässerabschnitten ohne deutliche Uferböschung wird bei kleinen Flüssen (potenziell natürliche Gewässerbreite < 20 m) ein gewässerbegleitender Streifen von 5 m Breite, bei großen Flüssen (20–40 m) ein Streifen von 10 m und bei Strömen (> 40 m) ein Streifen von 20 m als „Ufer“ gefordert (LUA NRW 2001).

Der Uferstreifen sollte vor allem für prioritäre Arten wie Biber und Fischotter eine Breite von mindestens 20 m aufweisen, so dass der Biber zur Nahrungssuche nicht auf Nutzflächen ausweichen muss und der Fischotter vor anthropogenen Störungen geschützt ist. Weitere der ausgewählten Arten profitieren von einem 20 m breiten Uferstreifen, so der Teichrohrsänger und die Helm-Azurjungfer, die in solchen Bereichen einen Lebensraum mit allen notwendigen Teilhabitaten finden, oder auch die Bauchige Windelschnecke und die Sumpfschrecke, da in einem breiten Uferstreifen ein ausreichend feuchtes Milieu herrschen kann. Zur Erzielung einer effektiven Pufferwirkung für Nähr- oder Schadstoffeinträge aus dem Umland muss der Uferstreifen eine Mindestbreite von 10 m haben. Die Verhinderung von Schadstoffeinträgen ist u. a. wichtig für Wasserpflanzen, für etliche Arten des Makrozoobenthos wie Eintagsfliegen-, Köcherfliegen- und

Abb. 48: Typen von Altgewässern (nach DVWK 1991).



Libellenlarven, für den Edelkrebs, für verschiedene Flussmuscheln und den Bitterling, der seine Eier in die Muscheln legt.

Für einige in Kapitel 6 beschriebenen Arten, nämlich die Wasserspitzmaus, die Gebänderte Prachtlibelle, die Ringelnatter und die Helm-Azurjungfer ist ein intakter ungestörter Uferstreifen mit einem Krautsaum und Gehölzen von mindestens 5 m ausreichend, sei es als Teilhabitat oder als Wanderweg. Auch die Äsche profitiert von der Ufervegetation, die sie zur Deckung benötigt.

Ein mindestens 10 m breiten Gewässerrandstreifens entlang von großen Gewässern mit einer Gewässerbreite von > 20 m und einem 5 m breiten Streifen bei weniger breiten Gewässern vernetzt Fließgewässer und Aue und fungiert als Migrationskorridor.

7.2.3 Amphibischer Lebensraum

Insbesondere der amphibische Bereich eines natürlichen oder naturnahen Fließgewässers unterliegt einer ständigen Veränderung durch Erosion und Ablagerung, sofern die Ufer freiliegen. Dies führte in der Vergangenheit zu weitreichenden Ufersicherungen durch den Menschen.

Die Eigendynamik der Fließgewässer hat in einem Biotopverbund einen sehr hohen Stellenwert und sollte zunächst als Zielvorgabe gelten, da eine Vielzahl von Lebensräumen sich so selbst erhält. Die Wiederherstellung bzw. Zulassung der natürlichen Dynamik ist schon seit vielen Jahren als die sinnvollste Maßnahme für die Erhaltung und Entwicklung nicht nur intakter Uferhabitats anerkannt. Sie sollte daher wo immer möglich angestrebt werden. Die Einleitung eigendynamischer Prozesse in der Laufentwicklung ist daher zu ermöglichen. Eine Ufersicherung sollte nur auf absolut notwendige Bereiche beschränkt und möglichst mit Methoden des naturna-

hen Wasserbaus bewerkstelligt werden, da dieser die eigendynamische Entwicklung des Fließgewässers berücksichtigt und mit Bauweisen und Materialien arbeitet, wie sie am Gewässer auch natürlich vorkommen könnten, und Lebensräume für Tiere und Pflanzen bietet (siehe Kasten 5). Die häufig eingesetzten Holzmaterialien übernehmen dabei in kontrollierter Weise die Funktion von abgelagertem Treibgut (Abb. 47).

Buhnen mit den dazwischen gelegenen Buhnenfeldern sind in für die Schifffahrt genutzten Abschnitten größerer Fließgewässer in begrenztem Umfang ökologisch akzeptabel, wenn sie die Strukturvielfalt mit Aufwuchsflächen erhöhen und strömungsarme Bereiche (z. B. für die Asiatische Keiljungfer und Großmuscheln) bilden. Außerdem entstehen Retentionsräume oder Kinderstuben für Jungfische.

Am Gewässerrand sollen lebensraumtypische Gehölze belassen oder gepflanzt werden, da sie die Strukturvielfalt und damit das Habitatangebot erhöhen, den Sauerstoff- und Temperaturhaushalt günstig beeinflussen und das Nahrungsangebot erhöhen. Vitale Bäume mit großen Kronen halten darüber hinaus den Boden bis zu einer Tiefe von 2 m fest; je tiefer und intensiver der Boden durchwurzelt ist, desto besser ist er gegen Erosion gesichert (Abb. 49) (BINDER 2008).

In Bereichen, in denen technische Uferbefestigungen notwendig bleiben, sollte zumindest an einer Seite des Fließgewässers das Ufer frei liegen, so dass über eine wechselseitige Befestigung ein Austausch von Organismen ermöglicht wird.

7.2.4 Feuchte und frische Standorte

In der Aue sollten möglichst viele typische Lebensräume und -gemeinschaften unter starker Berücksichtigung der lokalen natürlichen und naturräumlichen Gegebenheiten gefördert werden. Frische und feuchte

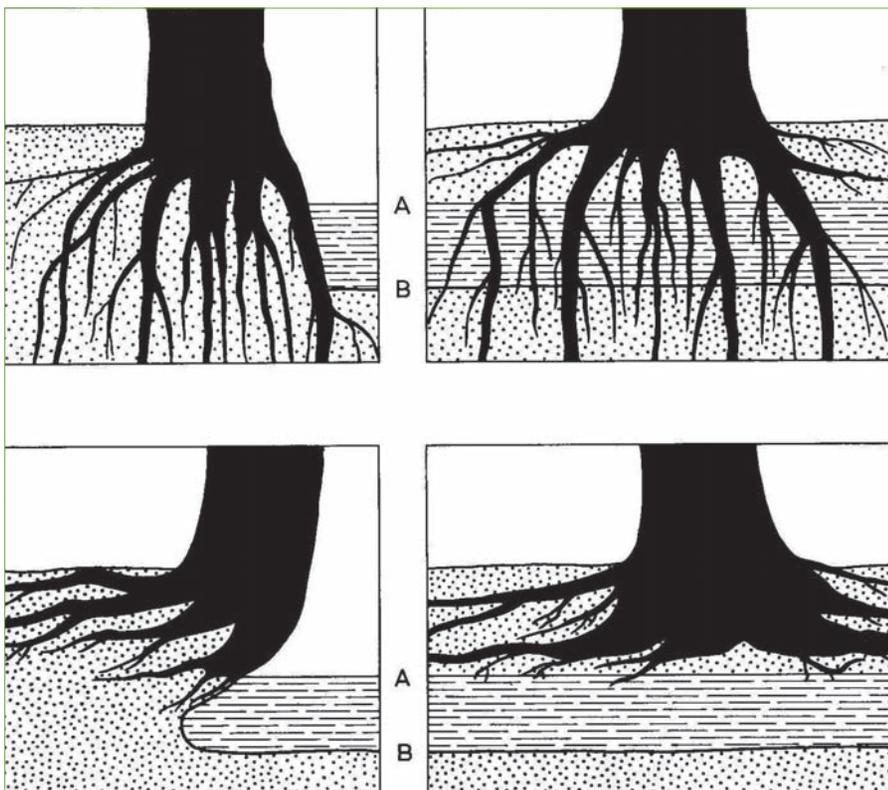


Abb. 49: Wurzelbild von Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Bastardpappel (*Populus x canadensis*), halbschematisch. Erle (oben) und Pappel (unten), jeweils längs (linke Seite) und quer (rechte Seite) zur Fließrichtung (A = Wasserspiegel, B = Gewässersohle) (LOHMEYER & KRAUSE 1975).

Kasten 5: Sicherung gegen Erosion (nach PATT et al. 2004).

Sicherung gegen Tiefenerosion durch lokale Sohlbefestigung

- Totholzschwellen verbessern die Gewässerstruktur.
- Sohlen- und Grundschwellen ohne Verwendung von Mörtel oder Beton mit einer Schwellenhöhe von maximal 10-20 cm.
- Raue Sohlenrampen haben die gleiche Funktion wie Sohlstufen, ab einer Absturzhöhe mit über 20 cm sind Sohlrampen mit einer Rampenneigung von weniger als 1:15 für Organismen besser durchgängig, da sie wie natürliche Strukturen, beispielsweise Stromschnellen wirken.

Sicherung gegen Seitenerosion, Längsverbau

- Anpflanzung standorttypischer Röhrichte in strömungsarmen Bereichen, die mit ihren Wurzeln und bei Hochwasser durch ihre Blattmasse die Erosion behindern.
- Einbringung von Raubäumen gegen zu starke Ufererosion am Prallhang.
- Einbringung von Faschinenbündeln oder Flechtzäunen aus triebfähigen Weidenruten zur Sicherung des Böschungsfußes, auch als Initialpflanzung.
- Anbringung von Weidenspreitlagen aus triebfähigen Weidenruten zum Schutz der Uferböschung, auch als Initialpflanzung an dafür geeigneten Flüssen („Weidengewässer“).
- Ansaat von Böschungsrassen, der wie eine Mähwiese gepflegt wird.
- Anlage von Gehölzen hinter der Uferlinie.
- Ungleichmäßiger und rauer Längsverbau aus Steinen, die zur Kornverteilung des Sohlen- und/ bzw. Böschungssubstrats passen, in Bereichen, die absolut keine Eigendynamik zulassen.

Sicherung gegen Seitenerosion, Bühnen

- Naturnah gestaltete Steinbühnen verursachen an gegenüberliegenden Ufern versetzt angeordnet eine mäandrierende Fließbewegung oder in gleicher Höhe angeordnet eine Sohleintiefung:
- Dreiecksbühne aus Steinen (Steinsporne),
- Bühnen aus Wurzelstöcken,
- Flechtwerksbühnen oder Steinkastenbühnen.

Standorte in der Weich- und Hartholzauen, Röhrichte, Kleingewässer sowie Nass- und Feuchtwiesen sind zentrale Bestandteile im Biotopkomplex Aue. Durch lenkende Eingriffe in vorhandene bzw. historische Flutrinnen, z. B. deren Vertiefung durch Absenkung von künstlichen Uferwällen und Beseitigung von Uferbefestigungen sowie die Anhebung der Gewässersohle, können auenspezifische Prozesse initiiert werden. Hierzu gehört auch die Entstehung der typischerweise in Flussauen vorkommenden dauerhaften und temporären Kleingewässer, die bei Hochwasser durch Überflutung Teil des Fließgewässers werden und somit einer „natürlichen“ periodischen Räumung unterliegen. Diese Kleingewässer sind häufig vegetationsarm, voll besonnt und trocknen nach kurzer Zeit wieder aus. Einige Tierarten wie Blattfußkrebs, Kreuzkröte oder Schlammpeitzger sind an diese ökologische Nische eng angepasst oder gebunden. Auch Druck- oder Qualmwasserbereiche im Offenland, die durch Grundwassereinfluss entstehen, sollen, wo immer möglich, zugelassen werden, denn sie können als temporäre Kleingewässer wertvolle Trittsteine sein, bzw. für einige sehr seltene Arten wie den Kiemenfußkrebs einen Lebensraum darstellen. Regenerationsmaßnahmen müssen an allen geeigneten Stellen eingeleitet werden, um Auen zu Strahlursprüngen und Trittsteinen im Biotopverbund entwickeln zu können.

Auch müssen in größerem Umfang Auwälder wieder etabliert werden. Hierbei sind gefährdete Arten (z. B. Ulmen, Schwarzpappel) verstärkt zu berücksichtigen. Davon würden vor allem die Mückenfledermaus, der Pirol oder auch der Schwarzstorch profitieren. Bei Hochwasser können sich Abflussverzögerungen ergeben, die auch dem Hochwasserschutz zugute kommen. Alte Entwicklungsstadien der Auen sind im Gesamtkontext besonders bedeutsam. Altarme in fortgeschrittenem Verlandungsstadium sind beispielsweise für den Schlammpeitzger und alte Baumstubben für die Ringelnatter wichtig.

7.2.5 Trockene Standorte

In einigen natürlichen Auentypen gibt es innerhalb des Auenreliefs auch höher gelegene Bereiche (Grün, Grien, Gieß oder Brenne) mit sandigem oder kiesigem Untergrund. An das für diese Flussauen typische enge Mosaik von feuchten und trockenen Biotopen haben sich einige Arten angepasst. Die Blauflügelige Sandschrecke findet sich nicht nur auf den Kies- und Schotterbänken der Flüsse ein, sondern benötigt auch die grobkörnigen

Flächen in der Flussaue. Die Kreuzkröte braucht zur Fortpflanzung nährstoffarme, temporäre Kleingewässer, die nur in diesem Teil der Aue auftreten. Die notwendige Habitatausstattung für die Ringelnatter besteht in der engen räumlichen Verzahnung von Fließgewässern und Feuchtflächen für die Nahrungsaufnahme, feuchtem Totholz für die Fortpflanzung und trockenen Flächen als Aufenthaltsort.

Die trockenen Teile der Aue sind heute oftmals besiedelt oder anderweitig überbaut. Ersatzbiotope, Biotopverbundelemente oder Trittsteine können Trockenbiotope in Abgrabungsflächen (Abschn. 7.3.4) oder Deiche mit Magerrasen (Abschn. 7.3.6) sein.

7.3 Nutzungen

7.3.1 Landwirtschaft

Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten werden vielfältig genutzt. Über sie wird häufig der Wasserhaushalt der angrenzenden Flächen reguliert, verbunden mit Be- und Entwässerungssystemen. Zudem kommt es nach wie vor zu immensen meist diffusen Stoffeinträgen von landwirtschaftlichen Nutzflächen in die Fließgewässer, was einen erheblichen Einfluss auf den Stoffhaushalt und die Wasserqualität und damit auf die Tier- und Pflanzenwelt hat. Entnahmen zur Bewässerung stellen vor allem für die Lebewesen in Fließgewässern mit geringer Wasserführung eine erhebliche Gefahr dar. Sind Fließgewässer in die Wasserhaushaltsregulierung von Auen eingebunden, bestehen sehr große Konflikte zwischen der Nutzung und der Funktion von Aue und Gewässer für den Biotopverbund und für Strahlwirkungseffekte.

Ein durchgehender Uferstreifen von mindestens 10 m Breite an Fließgewässern (Abschn. 7.2.2) ist ein geeigneter Puffer gegen diffuse Stoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen und reduziert Einträge von Erosionsmaterial bei Hochwasserereignissen. Um Ufer als Biotopverbundelement verfügbar zu machen, sollte ein Uferstreifen entlang des Fließgewässers aus der Nutzung genommen werden. Unterschreitungen dieser Breite sind nur in Abhängigkeit der Ansprüche der jeweils betrachteten Organismen und der Ausprägung der landwirtschaftlichen Nutzung zuzulassen. Die Ausbildung von Uferstreifen für den Biotopverbund ist auch an nur einer Seite des Gewässers ausreichend, so dass Nutzungseinschränkungen ggf. klein gehalten werden können.

Auch angrenzendes Grünland sollte, soweit es im Überflutungsbereich liegt, extensiv bewirtschaftet werden. Brachflächen eignen sich für viele an Feuchtgebiete gebundene Pflanzen- und Tierarten als Lebensraum und fungieren als Migrationskorridor für verschiedene Tierarten.

Die Gräben der Be- und Entwässerungssysteme können große Bedeutung als Lebensraum und Verbundelemente haben. Gräben werden als Habitate vom Biber, Schlammpeitzger oder auch als Trittsteine von der Sumpfschrecke angenommen. Sie müssen daher schonend unterhalten werden. Orientiert sich die Erhaltung der „Vorflut“ an normalen hydrologischen Verhältnissen statt an extrem nassen Witterungsperioden, die nur selten auftreten, können ökologische Beeinträchtigungen und Unterhaltungskosten erheblich verringert werden. Grundräumungen und Entfernung von Wasserpflanzen sollten nur in größeren zeitlichen Abständen und dann auch nur abschnittsweise und/oder wechselseitig erfolgen. Die Gräben benötigen gegenüber den Stoffausträgern der landwirtschaftlichen Flächen einen Randstreifen von 1-3 m (abhängig von der Nutzungsintensität der umgebenden Flächen) als Pufferzone. Unterstützend wirkt die Erhaltung angrenzender extensiver Grünlandflächen. Die Möglichkeiten dieser Grabensysteme als Bestandteile für einen gewässerorientierten Biotopverbund sind erheblich und vergleichsweise einfach zu realisieren.

7.3.2 Siedlung

Um die Durchgängigkeit auch im Siedlungsbereich wieder herzustellen, sollte an den Fließgewässern, wo immer möglich, mehr Raum für breite Uferstreifen geschaffen werden, auf denen auch Biotopbestandteile naturnaher Auen angelegt werden können. Die Breite der Uferstreifen ist für ihre Wirksamkeit von besonderer Bedeutung (Abschn. 7.2.2). Vor allem im öffentlichen Raum wie in Parkanlagen oder Grünflächen sollte den Fließgewässern mehr Entwicklungsfläche gegeben werden, um gezielt als Verbundelement oder Strahlursprung wirken zu können. Auch hier müssen nicht alle Maßnahmen an beiden Uferseiten durchgeführt werden, sondern können wechselseitig vorgenommen werden.

Aus hydraulischen Gründen bzw. zur intensiven Nutzung des Gewässerumfeldes für Siedlungen, Gewerbe und Infrastruktur wurden innerörtliche Fließgewässer häufig als Kastenprofil mit gepflasterter Sohle und senkrechten Ufermauern ausgebaut. Die

Durchgängigkeit wird durch Abstürze vollständig unterbrochen. In solchen Fällen kann die Sohlenstruktur durch Beseitigung des Pflasters verbessert und der Sohleintiefung durch Sohlengurte entgegengewirkt werden. Im Kastenprofil randlich eingebrachte Uferpflanzen oder kleinflächige Blocksteinschüttungen können eine Uferböschung andeuten und bilden ein Minimum an amphibischer Uferzonierung und Durchgängigkeit. Die Abstürze in Siedlungsgewässern stellen ein oft nur schwer zu beseitigendes Problem dar. Der Umbau zu rauen Rampen ist jedoch ein Beitrag zur Verbesserung der Durchgängigkeit. Bestehende künstliche Strukturen wie Flussumfermauern können zur Verbesserung der Habitate beitragen, wenn raue Oberflächen mit verwitterten Steinen geschaffen werden oder Blockschutt statt Beton- und Spundwände verwendet wird, wie eine Untersuchung an der Themse in London belegt (FRANCIS & HOGGART 2008).

In vielen Fällen wurden kleinere Fließgewässer verrohrt und überbaut. In unvermeidbaren Verrohrungen muss zumindest die Durchgängigkeit verbessert werden (Abschn. 7.3.5). Ansonsten sollten die Gewässer offen gelegt und eine gut besiedelbare Struktur erhalten werden.

Stehen Freiflächen außerhalb der Besiedlung zur Verfügung, können alte Flutmulden als Umgehungsgewässer reaktiviert werden.

Innerörtliche Fließgewässer werden häufig auch zum Ableiten von Niederschlagswasser genutzt. Dabei kommt es kurzfristig zu Spitzenabflüssen, die mit Schwermetallen, Phosphat und Sauerstoff zehrenden Stoffen belastet sind. Um die hydraulische und stoffliche Belastung zu minimieren und die Verbundfunktion zu gewährleisten, sollte belastetes Wasser vom Gewässer ferngehalten werden. Hierzu dienen die Versickerung von Dachabwässern und der Bau von Regenwasserspeichern. Versiegelte Flächen (Straßen, Parkplätze, Abstellflächen) in unmittelbarer Nähe von Fließgewässern sind versickerungsfähig zu gestalten, neue Aufschüttungen und Versiegelungen sind zu vermeiden (DRL 1989), von diesen Flächen abfließendes Wasser sollte möglichst gezielt versickert werden. Alle Maßnahmen, auch im privaten Bereich, die der Versickerung oder Rückhaltung des Regenwassers dienen (z. B. Auffangen in Zisternen/Regentonnen, Pflanzung von Gehölzen, wasserdurchlässige Flächenbefestigungen) sollen kommunal gefördert werden. Es böte sich auch die Möglichkeit, Retentionsräume und Auenbereiche entsprechend der gewässertypischen

Verhältnisse und Eigenschaften als Trittsteine im Biotopverbund auch innerhalb von Siedlungen auszugestalten (NIEMANN & KOENZEN 2008).

Bei der Klärung von Haushaltsabwässern aus Einzelhäusern oder kleinen Siedlungsbereichen ist die Eignung einer Pflanzenkläranlage unter Beachtung der Reinigungsanforderungen zu prüfen. Dabei handelt es sich um einen vor allem mit Schilf (*Phragmites australis*) sowie mit Sumpfpflanzen wie Rohrkolben, Binsen oder Seggen bepflanzten Bodenfilter zusammen mit einer Vorbehandlung (z. B. mechanische Vorklärung) (DWA 2006a). Das Abwasser wird im Wurzelraum von den meisten Schadstoffen gereinigt, während die oberirdischen Pflanzenteile eine Trittsteinfunktion von Auenvegetation übernehmen können. Solche Schilfbestände könnten auch Lebensraum für Röhricht bewohnende Vögel und andere Tiere sein.

7.3.3 Industrie, Gewerbeflächen

Industrielle Anlagen liegen häufig in der Nähe von Fließgewässern, um das Wasser als Brauch- und Kühlwasser und das Fließgewässer zur Aufnahme des Ab- und Niederschlagswassers nutzen zu können. Die Wasserqualität konnte in den letzten Jahren deutlich verbessert werden. Allerdings ist der Flächenverbrauch durch industrielle Anlagen erheblich, was mit einer starken Reduzierung der Auenflächen und der Unterbrechung des terrestrischen und amphibischen Biotopverbunds verbunden ist.

Eine Möglichkeit zur Wiedervernetzung ist die Offenlegung eines Uferstreifens zumindest an einer Seite des Fließgewässers (Abschn. 8.1.2). Die Befestigung der Ufer sollte, wo immer möglich, zumindest wechselseitig entfernt werden. Reichen die industriellen Anlagen direkt bis an das Ufer, können terrestrische Verbundelemente auf Flächen zwischen Industrieanlagen geschaffen werden, indem Grünflächen nicht mehr gärtnerisch gepflegt werden und sich naturnah entwickeln können. Auch die Anlage von Teichen mit Stillwasservegetation kann Trittsteinwirkung für Fische und Amphibien, verschiedene Vögel und andere Röhrichtbewohner haben.

Einige Industriezweige sind heute noch auf das Fließgewässer zur Kühlwasserentnahme und Wärmeabgabe angewiesen. Dies kann gravierende negative Folgen für den ökologischen Zustand des Fließgewässers haben. Um das Gewässer unterhalb von Wasserentnahmen als Lebensraum zu erhalten, muss für einen gewässertypolo-

gisch festgelegten Mindestabfluss gesorgt werden. Aber auch die Wärmeabgabe hat weit reichende Wirkung für das Fließgewässer als Lebensraum. Daher ist auch bei der Rückleitung von nach den Regeln der Technik behandeltem Kühlwasser dafür zu sorgen, dass möglichst wenig Abwärme in das Fließgewässer gelangt. Denkbar ist die Anlage von Abkühlungsschleifen, die bei naturnaher Gestaltung eine Trittsteinfunktion übernehmen können.

In technischen Anlagen müssen vor allem Schutzmaßnahmen für Fische eingerichtet werden (s. a. Maifisch, Rapfen, Lachs, Abschn. 6.4.4). Geeignet dafür sind Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen (DWA 2005).

7.3.4 Abgrabungsflächen

In vielen Flussniederungen gibt es Abgrabungsflächen, vor allem Baggerseen nach Kiesabgrabungen, die mit steilen Ufern, großer Wassertiefe und fehlender Überflutungsdynamik zunächst sehr untypisch für Auen sind. Trotzdem werden sie von vielen Tieren wie etwa Eisvogel, Kreuzkröte oder Kammolch als Ausweichhabitate angenommen. Vielfach sind solche Baggerseen Lebensraum extrem seltener Wasserpflanzen, so von Armeleuchteralgen (Characeae), sowie Lebensräume und Rastplätze von Wasservögeln.

Ob eine Einbindung in die auenökologischen Prozesse sinnvoll ist, kann nur lokal nach genauer Prüfung entschieden werden. Eine wasserseitige Anbindung von ufernahen Kiesgruben an das Fließgewässer kann ihm neue Teillebensräume schaffen, während uferferne Kiesgruben in den terrestrischen Biotopverbund eingebunden werden sollten. Zur Erhöhung der Überflutungs- und Durchströmungsdynamik und -häufigkeit wird zumeist die Anlage einer Verbindungsrinne notwendig, in der es auch zu auentypischen Umlagerungsprozessen kommen kann.

Eine weitere relativ einfach durchzuführende und wirkungsvolle Maßnahme zur Ausbildung von Auenlebensräumen in Abgrabungsbereichen ist die Abflachung von Uferabschnitten sowie die Schaffung von Nebenbuchten, um den amphibischen Bereich auszuweiten. Solche Umgestaltungen sind von besonderer Bedeutung für den Nachwuchs von Fischgemeinschaften und werden als Ersatz für natürliche Auengewässer angenommen (SCHARBERT & GREVEN 2002). Baggerseen können insofern eingebunden werden, als sie bei Hochwasser an der Auendynamik teilhaben.

7.3.5 Barrieren und Kreuzungsbauwerke

Barrieren in Fließgewässern wie Wehre oder Dämme stören den Transport von Geschiebe und die ökologische Durchgängigkeit im Hauptstrom und zu den Zuflüssen. Die WRRL fordert, wo immer möglich, die Verbesserung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit an Gewässern, sofern auf Grund der mangelnden Durchgängigkeit der „gute ökologische Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ nicht erreicht werden können. Zunächst ist für jede Barriere zu prüfen, ob sie noch eine wasserwirtschaftliche Funktion im Gewässerlauf erfüllt. Ist dies nicht der Fall, muss die Barriere entfernt werden, es sei denn, sie besitzt eine kulturhistorische und denkmalpflegerische Bedeutung.

Die Durchgängigkeit unverzichtbarer Barrieren kann durch Umgehungsgerinne oder durch Fischaufstiegshilfen erreicht werden (siehe Kasten 6). Ein Umgebungsbach benötigt eine größere Fläche und einen größeren Abfluss als eine Fischtreppe, ist jedoch wesentlich naturnäher. Bei der Anlage von Fischtreppe ist auf geeignete Einstiege mit Lockströmung, nicht zu große Stufenhöhe, passendes Sohlsubstrat und vor allem ausreichenden Abfluss zu achten, um eine angemessene Fließtiefe und variationsreiche Strömungsverhältnisse und Ausruhmöglichkeiten sicherzustellen (DWA 2005).

Zur Nutzung der Wasserkraft für die Stromerzeugung gibt es momentan 6000 Anlagen, die 3,5 % des deutschen Stromverbrauchs abdecken. 5.500 davon sind Kleinanlagen, die nur 0,3 % des gesamten Stromverbrauchs in Deutschland produzieren, aber massive ökologische Auswirkungen auf die Fließgewässer haben (VDG 2006). Der Betrieb solcher Kleinanlagen ist genau zu prüfen. Ist der weitere Betrieb gerechtfertigt, sollten nicht nur Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit (s. o.) ergriffen werden, sondern auch für Ablenkungsströmungen gesorgt werden, so dass Tiere nicht durch die Rechen in die Turbinen gelangen (DWA 2006b). Ein Mindestabfluss muss auf jeden Fall gewährleistet bleiben.

Verrohrungen sind aus gewässerökologischer Sicht grundsätzlich zu vermeiden, da ihre meist glatte Sohle, der niedrige Wasserstand und die hohen Fließgeschwindigkeiten im Rohr für Wasserbewohner unüberwindliche Hindernisse darstellen. Wenn das Fließgewässer durch einen Düker geführt wird, gleicht dies einer Verrohrung. Bei unvermeidbaren Verrohrungen ist ein groß dimensionierter Rohrdurchmesser zu

verwenden, der bis zu einem Viertel in die Bachsohle eingebunden und mit natürlichem Sohlsubstrat bedeckt ist, und eine geringe Neigung (1:10) ist einzuhalten, um eine Mindest-Durchgängigkeit zu gewährleisten (SCHÖNBORN 2003, MURL 1999). Um Auskolkungen am Ende der Verrohrungen zu vermeiden, sollten diese Bereiche mit Sohlrampen überbrückt werden. Muss die Verrohrung im schlechten Zustand verbleiben, kann sie eine Rutsche zwischen zwei Strahlursprungsbereichen darstellen. Dabei sind die direkt angrenzenden Bereiche so zu optimieren, dass sich Strahlursprünge entwickeln können. Besser als Verrohrungen sind offene Durchlässe, die Gewässer viel weniger beeinträchtigen. Sie sollten nicht nur das Gewässer, sondern auch die beidseitigen Uferstreifen überspannen. Viele Tierarten (Biber, Fischotter, Helm-Azurjungfer) bewegen sich entlang der Fließgewässer nur in den Uferstreifen und im Schutz der dort wachsenden Vegetation. Wenn diese durch Brückenfundamente unterbrochen sind, können die Tiere ihren Weg nur im Gewässer schwimmend fortsetzen, was sie vermeiden oder gar nicht können, oder sie müssen die über die Brücke führende Straße oder Bahn überqueren und geraten dadurch in Gefahr, wie überfahrene Biber, Fischotter oder Amphibien vielfach bezeugen.

7.3.6 Hochwasserschutz

Zum Schutz von Menschen und Sachgütern vor Hochwasserschäden sind Eingriffe in Fließgewässersysteme einschließlich der Auen unabdingbar und werden nach besonders schweren Hochwassern auch ausgedehnt und verstärkt. Jede neue Hochwasserschutzmaßnahme sollte jedoch gründlich auf ihre Notwendigkeit überprüft werden, um zusätzliche Eingriffe in die Fließgewässer auf ein Mindestmaß zu beschränken oder sogar zu unterlassen – insbesondere, wenn durch die Maßnahmen weitere Engstellen der Gewässer geschaffen oder die noch vorhandenen Auen verkleinert werden.

Auch Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss mit ihren Dämmen und Durchlassbauwerken beeinträchtigen, wenn sie nicht nach neuesten Gesichtspunkten konstruiert sind, die Durchgängigkeit der Gewässer und sind Eingriffe in die Auenlandschaft. Einlauf, Auslauf und Durchlässe sollten daher mit gewässertypischen Sohlsubstraten versehen werden und eine genügend große Wassertiefe ohne zu hohe Strömungsgeschwindigkeit oder Turbulenzen gewährleisten (RÖCK 2007). Für die Durchlässe sind statt Rohren, die ein großes Hindernis für viele Gewässerorganismen

Kasten 6: Fischwanderhilfen in naturnaher Bauweise.

Fischauf- und -abstiegsanlagen sind Bauwerke, die die Durchgängigkeit der Fließgewässer für Fische und andere Wasserorganismen verbessern. Notwendig werden sie in solchen Abschnitten, in denen Fischwanderwege durch Querbauwerke unterbrochen sind. Naturnah gestaltete Fischwanderhilfen sollten bevorzugt werden, da sie sich den natürlichen Gegebenheiten anpassen:

Umgehungsgerinne umgehen Querbauwerke im „Nebenschluss“. Ihre Anlage braucht sehr viel Fläche, gliedert sich allerdings gut in die Landschaft ein und macht keine technischen Umbauten am Querbauwerk nötig. Für die Planung stehen Konstruktionsdaten zur Verfügung.

Sohlenrampen und –gleiten sind Sohlenstufen mit schwachem Gefälle und rauer Oberfläche, die den gesamten Fließgewässerquerschnitt einnehmen.

Fischrampen werden wie Sohlengleiten gebaut, nehmen allerdings nur einen Teil des Gewässerquerschnitts ein.

Quelle: DWA 2005.

darstellen (Abschn. 7.3.5), offene Bauwerke vorzusehen. Naturnah gestaltete Hochwasserrückhaltebecken können wichtige Funktionen in einem Biotopverbund erfüllen. Hochwasserschutzmauern in Städten sind notwendig, um Bauwerke zu schützen. Die meist steil aufragenden Wände bieten keine Habitate für Tiere und Pflanzen. Eine Verschüttung von geeignetem Steinmaterial kann in bescheidenem Umfang zum Fließgewässer-Auen-Biotopverbund beitragen.

Nach den letzten großen Hochwasserereignissen hat man endlich die Notwendigkeit erkannt, größere Retentionsräume zu schaffen und Deiche rückzuverlegen. Die Lenzener Aue an der Elbe oder der Mannheimer Rheinbogen sind aktuelle Beispiele einer angemessenen Hochwasserpoltik, die gleichzeitig ökologischen Ansprüchen Rechnung trägt. Mit einem möglichst breiten, höchstens extensiv genutzten Vorland ist es möglich, dem Fließgewässer wieder mehr Raum zur eigendynamischen Entwicklung zu geben.

Neu zu errichtende Deiche sollten auch Biotopfunktionen erfüllen können. Sie sollten nicht als gleichmäßigen Böschungen, sondern gemäß dem Geländere relief gestaltet werden (PATT et al. 2004). Auf großen Deichstrecken können mittels Heublumensaat aus lokalem Mähgut samenreifer Wiesen Halbtrockenrasen begründet und damit auch Lebensmöglichkeiten für trockenheitsliebende bzw. -abhängige Tier- und Pflanzenarten im gewässerorientierten Biotopverbund geschaffen werden. Neben dem hohen Artenreichtum der Halbtrockenrasen erweist sich auch der geringe Pflegeaufwand in der Deichunterhaltung als Vorteil.

Um im Einzelnen den Aufwand zur Hochwasservorsorge abschätzen zu können, bietet sich ein „Verfahren zur Bewertung

des naturnahen Retentionspotenzials in Gewässerauesystemen“ an (HONECKER 2005). Zur Anwendung des Verfahrens werden allgemein verfügbare Datensätze der Landesbehörden benötigt. Es stellt ein handhabbares Instrument im Rahmen der Landesplanung dar, indem es das aktuelle, naturnahe Retentionspotenzial bewertet, schützenswerte und entwicklungsbedürftige Situationen aufzeigt und entscheidende räumliche Impulse zur integrierten, dezentralen und naturnahen Hochwasservorsorge liefert.

7.4 Neobiota

Die biologische Vielfalt wird unter anderem auch durch Neobiota beeinflusst. Die Zahl der Neobiota oder gebietsfremden Arten steigt in Europa – wie auch weltweit – seit 1800 exponentiell an. Ein Teil der Neobiota sind so genannte invasive Arten (s. a. Kambarkrebs, Ochsenfrosch), die einheimische Arten verdrängen, Ökosysteme stören sowie Natur, Wirtschaft und Gesundheit schaden. Aufgrund des Aktionsplans zur Erhaltung der biologischen Vielfalt der Europäischen Kommission von 2006 wird eine nachhaltige EU-Strategie zur Bekämpfung invasiver Arten erarbeitet (EU-Kommission 2008). Die Bekämpfung des Ochsenfroschs, der sich am Rhein (Oberrheinischen Tiefebene) und gelegentlich an seinen Nebenflüssen ausbreitet, war in Stuttgart erfolgreich; in Karlsruhe ist er nur schwer zu bekämpfen, weil die einzelnen Vorkommen miteinander verbunden sind (mündl. Mitt. S. NEHRING). Das Drüsige Springkraut lässt sich mittels Mahd zur ersten Blüte erfolgreich bekämpfen, wobei noch zu klären ist, ob es wirklich invasiv ist, da die Wirkung seiner Dominanzbestände weniger im Verdrängen anderer Arten liegt als in der Verschiebung von Dominanzverhältnissen (BFN 2009).

Viele Neozoen wie Grundeln oder Korbchenmuscheln besiedeln vor allem naturferne Biotope, die von heimischen Arten gemieden werden und somit eine „ungesättigte“ Biozönose darstellen. Von den 42 Tierarten, die in Kapitel 6 näher betrachtet wurden, benötigen 37 Arten eine vielfältige Struktur, nur vier Arten kommen ohne Strukturvielfalt aus, darunter drei Neozoa, die sich momentan in Ausbreitung befinden und in ausgebauten Gewässerabschnitten leben können: Grundeln, Korbchenmuschel und Kamberkrebs. Generell gilt, dass Neobiota sich umso schneller und stärker einbürgern, je offener die betroffenen Lebensräume und je stärker sie anthropogen überformt sind.

In einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund, der einer Vielzahl einheimischer Arten Habitate bietet, kann sich eine stabile Biozönose ausbilden, in der sich Neobiota entweder einfügen oder aber keine geeignete freie ökologische Nische mehr auffinden, um sich zu etablieren. Auch ein naturnaher Uferstreifen in ausreichender Breite (20 m) ist geeignet, die Ausbreitung des Bisams und durch ihn verursachte Schäden zu begrenzen (vgl. Steckbrief in Abschn. 6.4.1). Einige einheimische Arten fördern sich gegenseitig, so schafft der Biber durch seine regen Aktivitäten geeignete Lebensbedingungen für den Fischotter und den Schwarzstorch.

7.5 Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit

Für die Durchführung von wasserwirtschaftlichen und naturschutzorientierten Projekten in einer Region bzw. auf lokaler Ebene ist es grundsätzlich noch immer notwendig, Prozesse gesellschaftlichen Um- und Neudenkens am Laufen zu halten bzw. in Gang zu setzen. Hier liegt eine wesentliche und dauerhafte Aufgabe für Natur- und Umweltschutzverbände und andere Gremien (Beispiele dieser Arbeit sind auf folgenden Internetseiten zu finden: www.wassernetz.de, www.wrrl-info.de, www.fluesse-verbinden.net, www.auen-leben.de). Letztlich sind zahlreiche Nutzungen und Gewässer-Nutzer von Veränderungen betroffen, und Nutzer müssen oftmals mit langjährigen Gewohnheiten brechen. Die Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials der Fließgewässer und die Entwicklung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds erfordern zahlreiche Maßnahmen, die nur mit Akzeptanz und aktiver Unterstützung durch die Bevölkerung und aller Nutzergruppen umgesetzt werden können.

Unentbehrlich sind eine frühe und transparente Kommunikation seitens der zuständigen Wasserwirtschafts- und Naturschutzbehörden über Bedeutung, Sinn und Notwendigkeit anstehender Vorschläge und Vorhaben im Rahmen der Maßnahmenprogramme, und zwar nicht nur mit den Trägern öffentlicher Belange, den Unterhaltungs- und Ausbaupflichtigen und den Nutzer- und Umweltverbänden, sondern mit allen Betroffenen. Die offene Zusammenarbeit mit allen regionalen und lokalen Anliegern und Nutzern hat den gleichen Rang wie die Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer, die Naturentwicklung oder der Hochwasserschutz. Die WRRL selbst fordert eine Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme; dieser für die Wasserwirtschaft neue Prozess ist in den Landeswassergesetzen berücksichtigt und wurde inzwischen mit entsprechenden Verfahren bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne in den Bundesländern begonnen. Eine wichtige Handreichung für diese Prozesse liefert die DWA (DWA 2008, siehe auch www.wrrl-info.de/docs/Leitfaden_Partizipation.pdf (Stand: Februar 2009)).

Eine umfassende Öffentlichkeitsbeteiligung ist notwendig, um später Akzeptanz für bestimmte planerische Maßnahmen, wie die Einrichtung zugänglicher sowie beruhigter Bereiche im Biotopverbund, zu schaffen, da viele Pflanzen und Tiere stark durch anthropogene Störungen beeinträchtigt werden können, oder um Nutzungsextensivierungen landwirtschaftlich genutzter Auenbereiche zu erreichen.

Uferstreifen (Abschnitt 7.1.2) stellen bedeutsame Erholungs- und Erlebnisräume für den Menschen dar. Immer mehr Erholungssuchende nutzen in der Nähe liegende Gewässer für ihre Freizeitaktivitäten; ein Konflikt mit den Ansprüchen des Naturschutzes ist eigentlich unausweichlich, kann jedoch durch Erweiterung von für Erholungszwecke attraktiven Gewässer- und Uferstrecken und durch Unzugänglichmachen wertvoller Biotopbereiche zumindest teilweise vermieden werden.

Die Verbesserung des Zustands der Gewässer sowie Aufbau und Umsetzung eines länderübergreifenden Auenbiotopverbunds müssen auch in Zusammenhang mit aktuellen Fragestellungen und neuen Anforderungen, z. B. mit dem Klimawandel, gesehen werden. Schutz und Wiederherstellung von Auenökosystemen, die den Wasserhaushalt verbessern

helfen, vorsorgenden Hochwasserschutz bieten sowie gleichzeitig zur Erhaltung und Vermehrung von Kohlenstoffspeichern beitragen können, stellen wichtige Aufgaben zukunftsorientierter Planung dar (JESSEL 2008, DISTER & HENRICHFREISE 2009). Auch diese Aspekte sind der Öffentlichkeit zu vermitteln.

7.6 Planung und Finanzierung

Zur Erhaltung bzw. zur Wiederherstellung von Fließgewässer- und Auen-Biozönosen ist das Vorhandensein ausreichend groß bemessener Flächen notwendig, die insbesondere die Funktionalität von Ökosystemen und die Bedingungen und das Verhalten typischer Arten berücksichtigen und möglichst eigendynamische Prozesse sowie Schutz- und Reparaturmechanismen dieser Organismen nutzen. Diese Flächenbedarfe müssen sich in Planungs- und Umsetzungsstrategien niederschlagen.

Die nach der WRRL geforderten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme werden derzeit erarbeitet. Das unter Abschnitt 7.1 vorgestellte Modell und die in den Abschnitten 7.2 und 7.3 zusammengestellten Vorschläge für Maßnahmen können hierfür ausgewertet und wo immer möglich umgesetzt werden, um eine Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer und den Aufbau eines länderübergreifenden gewässerorientierten Biotopverbunds unter Zugrundelegung des Strahlwirkungs- und des Biotopverbundkonzepts zu erreichen. In den Bewirtschaftungsplänen werden nunmehr alle bewirtschaftungsrelevanten Ansprüche, Grundlagen, Bewirtschaftungsziele und Aktionsprogramme einer Flussgebietseinheit gebündelt. Hierbei sind die Interessen der Träger öffentlicher Belange, der Unterhaltungs- und Ausbaupflichtigen, der Nutzer- und Umweltverbände sowie letztlich aller Betroffenen zu erörtern. Diese Gruppen müssen von der Notwendigkeit der geplanten Maßnahmen überzeugt werden. Die Bündelung war bisher allein eine raumplanerische Aufgabe. Wichtig aus Sicht des Naturschutzes ist in diesem Zusammenhang die in der WRRL enthaltene Verpflichtung zur Berücksichtigung der Planungen zu Vogelschutz- und FFH-Gebieten (Managementpläne) und zum Hochwasserschutz; hier liegen oftmals ähnliche Zielsetzungen vor. Bereits vorhandene Managementpläne für Gebiete, die zu einem Fließgewässer-Auen-Biotopverbund gehören könnten, sind daher bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme zu be-

rücksichtigen. Viele Maßnahmenvorschläge daraus, insbesondere in Auengebieten, können in die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme eingehen. Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustandes gemäß FFH-RL könnten im Übrigen auch außerhalb von FFH-Gebieten durchgeführt werden, wenn sie innerhalb eines FFH-Gebietes zu einer Verbesserung beitragen würden. Eine von Anfang an gute Zusammenarbeit zwischen Wasserwirtschaft und Naturschutz hierbei ist nicht nur notwendig, sondern spart auch Doppelarbeit und Mittel. Auch mögliche Zielkonflikte über Maßnahmen können durch intensive Zusammenarbeit schneller geklärt werden. Wesentlich ist, dass auch vorhandene Landschaftsplanungen der regionalen und örtlichen Ebene von der Wasserwirtschaft ausgewertet werden, denen Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der Fließgewässer und zum Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds zu entnehmen sind.

Die unter den Abschnitten Abschnitt 7.2 und 7.3 zusammengestellten Vorschläge für Maßnahmen können auch bei noch aufzustellenden Managementplänen für Feuchtgebiete nach Ramsar, Bonner Konvention, Vogelenschutz- und FFH-Gebieten Eingang finden. Auch hier ist eine frühzeitige Zusammenarbeit von Wasserwirtschaft und Naturschutz sinnvoll, da häufig die Vorstellungen über Leitbilder für bestimmte Flussabschnitte ähnlich sind und die gleichen Arbeitsschritte (Daten für Bestandsaufnahme, Beschreibung des Planungsraumes und Festlegung der Umweltziele) erfordern. Teilweise sind auch die Bewertungsgrundlagen ähnlich: Nach der WRRL wird anhand typbezogener Indikatorarten bzw. Artenindices (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten etc.) sowie chemische, chemisch-physikalische und hydromorphologische Komponenten bewertet, nach der FFH-RL werden Taxa aus dem Bereich Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten sowie die Habitatqualität, Populationsstruktur und Beeinträchtigungen für die Bewertung herangezogen. Aus der Sicht des DRL erscheint es sinnvoll, die vielfach noch fehlenden Daten gemeinsam zu erheben und auch die Bewertungsgrundlagen zu vereinheitlichen, um Doppelarbeit zu reduzieren und Konflikte frühzeitig zu vermeiden. Dies gilt auch für die Aufstellung der notwendigen Monitoringprogramme zur Überwachung der Effizienz von Maßnahmen.

Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer und zum Aufbau eines länderübergreifenden

Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds erfordern erhebliche finanzielle Mittel. Bei der Frage der Umsetzung ist zu klären, wie finanziert werden kann, wer verantwortlich ist und die Anträge stellt, und es muss auch über Prioritäten der geförderten Maßnahmen Einigkeit herrschen.

Maßnahmen können durch einen zielgerichteten Mix, z. B. der Mittel aus der Europäischen Verordnung für den ländlichen Raum, der Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung des Küstenschutzes und der Agrarstruktur, durch agrarstrukturelle Programme, Vertragsnaturschutz, privatrechtliche Verträge, Kooperationsvereinbarungen, über die in den Ländern vorhandenen Kulturlandschaftsprogramme oder die Renaturierungsprogramme in den Ländern, umgesetzt werden. Einige Maßnahmen werden sich auch nur über das Ordnungsrecht (Unterschutzzustellungen) umsetzen lassen.

7.7 Forschungsbedarf

Das Konzept der Strahlwirkung baut auf zwei Hypothesen auf:

- Morphologisch und biozönotisch naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) üben eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg) aus.
- Die aktive und passive Ausbreitung von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial ist eine der wesentlichen Ursachen für die Strahlwirkung (vgl. Abschnitt 2.2).

Nachweis und Quantifizierung der Strahlwirkung: Mit Hilfe statistischer Methoden konnte für den Gewässertyp 5 (Silikatreiche Mittelgebirgs-gewässer) eine Strahlwirkung morphologisch und biologisch naturnaher Gewässerabschnitte nachgewiesen und quantifiziert, d. h. der erste Teil der Strahlwirkung-Hypothesen gestützt werden. Aus dieser ersten umfassenden Untersuchung zur Strahlwirkung (vgl. Kap. 4) können Schlussfolgerungen für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern abgeleitet werden. Der Untersuchungsansatz war darauf ausgelegt, möglichst wissenschaftlich fundierte und belastbare Ergebnisse zu erzielen. Die Ergebnisse zeigen, dass ein solcher, methodisch korrekter Ansatz für die Untersuchung des grundlegenden Konzeptes Strahlwirkung erforderlich und sinnvoll ist. So konnte beispielsweise allein anhand der Co-Korrelationen aufgezeigt werden,

dass eine Strahlwirkung aus dem Unterlauf nicht nachweisbar ist und die Ergebnisse zur Strahlwirkung des Oberlaufs sinnvoll interpretiert werden können. In einem Projekt des Wasserverbandes Eifel-Rur wurde zeitgleich die Strahlwirkung am Fallbeispiel des Rur-Einzugsgebietes untersucht. Dort liegen umfangreichere Daten zum ökologischen Zustand des Oberlaufs vor, die die hier präsentierten Ergebnisse stützen. Auch wenn im Rahmen dieses Projektes und des Projektes des Wasserverbandes Eifel-Rur (Planungsbüro Koenzen 2009) einige grundlegende Fragestellungen bearbeitet wurden, ließen sich aufgrund fehlender vergleichbarer Daten noch nicht alle offenen Fragen beantworten.

Wie bei jeder anderen statistischen Auswertung ist eine wesentliche Einschränkung bei der Interpretation der Ergebnisse und der Ableitung von Schlussfolgerungen zu den Ursachen der Strahlwirkung, dass sich zwar ein statistischer Zusammenhang nachweisen lässt, daraus jedoch nicht direkt auf den kausalen Zusammenhang und die zugrunde liegenden Ursachen geschlossen werden kann. Dies trifft insbesondere auf die Besiedlung und den ökologischen Zustand von Gewässern zu, die von einer Vielzahl von (co-korrelierten) Faktoren beeinflusst wird. Der nachgewiesene Einfluss des Oberlaufs, also der Effekt der Strahlwirkung, zeigt sich in dem darunter liegenden Flussabschnitt in einem höheren Anteil solcher Makrozoobenthos-Arten, die oberstrom vorkommen. Sie werden durch die Strömung flussabwärts getragen oder verdriftet (passive Ausbreitung).

Bestimmte biotische und abiotische Verhältnisse im Oberlauf (z. B. Verringerung des Feinsubstrateintrags durch Gewässerrandstreifen, Eintrag von Falllaub durch Ufergehölze, Erhöhung des Selbstreinigungsvermögens, Pufferung hydraulischer Belastungen im Oberlauf) beeinflussen dessen Makrozoobenthos und auch die Strahlwirkung unterstrom. Wenn oberstrom Ufergehölze oder Auenwald vorkommen und Falllaub eingetragen wird, sind die biotischen Verhältnisse anders als wenn die Ufergehölzfrei oder kahl sind. Falllaub-Eintrag erhöht den Anteil der Falllaub-Zerkleinerer im Makrozoobenthos und wirkt sich dann selbstverständlich auch unterstrom als biologischer Effekt in der Strahlwirkung aus. Ufergehölze oder ihr Fehlen beeinflussen auch die abiotischen Verhältnisse im Oberlauf: Beschattung oder Besonnung machen das Wasser wärmer oder kühler, und auch dies beeinflusst als abiotischer Effekt das

Makrozoobenthos. Diese Zusammenhänge sind durch weitere Untersuchungen näher zu beleuchten; dies ist nicht nur von wissenschaftlichem Interesse, sondern hat vor allem praktische Bedeutung. Je nachdem, ob die Strahlwirkung biotische oder abiotische Ursachen hat, welche Arten verdriftet werden bzw. welche ökologischen Bedingungen im Oberlauf vorliegen, eignen sich unterschiedliche Verbesserungsmaßnahmen zur Schaffung von Strahlursprüngen und Trittsteinen. Die bisher vorliegenden Kenntnisse zur Strahlwirkung sind demzufolge noch lückenhaft und bedürfen unbedingt einer weiteren Vertiefung in der Grundlagen- und anwendungsorientierten Forschung und im Hinblick auf ihre Anwendung auf andere Fließgewässertypen - vor allem der strömungschwachen Niedriggewässer - , um eine gesicherte Weiterentwicklung des fachlichen Regelwerks zu unterstützen. Dazu ist vor allem auch eine fundierte und mit vergleichbarer Methodik durchgeführte Datenaufnahme und -bereitstellung an den meisten Fließgewässern notwendig. Die Auswertung der Literatur über charakteristische Arten eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds (Kapitel 6) hat gezeigt, dass die Kenntnisse über Flächenansprüche und Ausbreitungsmechanismen von Arten vielfach ebenfalls lückenhaft sind und hier weitere Forschung notwendig ist. Dies gilt insbesondere für die Ausbreitungsmechanismen von Neobiota und ihre Auswirkungen auf die heimische Tier- und Pflanzenwelt.

Als Folge des Klimawandels wird angenommen, dass die Sommer trockener, die Winter dagegen niederschlagsreicher werden, allerdings mit stark ausgeprägten regionalen Differenzierungen. Bei den statistischen Größen für Lufttemperatur, Niederschlag und Abfluss in den Fließgewässern und bei anderen Parametern (z. B. Globalstrahlung) sind demzufolge Änderungen zu erwarten. Wie sich veränderte Temperaturen der Luft, des Wassers und des Bodens und geänderte Wasser-, Feuchte- und Strahlungsverhältnisse direkt auf den aquatischen und terrestrischen Bereich insbesondere hinsichtlich Taxa und Abundanz der gewässerspezifischen Arten und ihre Ausbreitung auswirken, ist derzeit wenig bekannt. Es muss auch mit indirekten Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung gerechnet werden, weil sich mit den großräumigen abiotischen Veränderungen auch die Habitate verändern. So ist zu befürchten, dass sich die morphologischen Bedingungen der Gewässer (Sohle, Ufer und Umfeld als strukturelle Merkmale), der Wassergehalt des Bodens und dessen Erosionsgefährdung (auch im Hinblick auf

land- und forstwirtschaftliche Nutzungen) oft erheblich verändern werden.

Neben o. g. Verschiebungen zwischen Sommer und Winter sind Extremereignisse besonders kritisch einzuschätzen. So kann es z. B. in den Mittelgebirgen dazu kommen, dass im Sommerhalbjahr lang anhaltende Trockenwetterperioden mit niedrigen Abflüssen auftreten, denen ein plötzliches Hochwasserereignis mit außergewöhnlichen Abflussspitzen folgt. Solche Extremereignisse in einer Fließgewässerbiozönose können nicht nur Zerstörungen von Habitaten und Verdriftungen von Organismen, sondern auch eine Schädigung von Biozönosen durch gleichzeitige massive Verschlechterung der Wasserqualität infolge verstärkter Bodenerosion und Remobilisierung von Gewässersediment bewirken. Wie schnell sich welche Arten an solche Verhältnisse anpassen können und welche Rolle dann das Strahlwirkungskonzept spielt, bedarf der weiteren Erforschung.

Fließgewässersysteme einschließlich ihrer Auen sind Migrations- und Ausbreitungskorridore auch für neue - gebietsfremde - Arten, die Neobiota. Diese Arten konnten sich dauerhaft ansiedeln, weil sie durch die anthropogenen Veränderungen an und in den Gewässern geeignete Nischen vorfanden. Inwieweit ein wärmeres Klima die Etablierung aquatischer Neobiota, vor allem der wärmeliebenden Arten, erhöht, muss weiter beobachtet werden.

In Zusammenhang mit Fragen des Klimawandels gilt es auch zu untersuchen, ob im Falle einer Erwärmung, die sich ja regional unterschiedlich auswirken wird, ein länderübergreifender Fließgewässer-Auen-Biotopverbund z. B. durch die Wiedervernässung von Mooren und Feuchtgebieten (CO₂-Senken) und die Entwicklung funktionsfähiger Auen und Auenwälder (Wasserrückhaltung) oder die Förderung von gewässerbegleitenden Gehölzstreifen (Beschattung) an geeigneten Stellen ggf. dämpfende Wirkungen entfalten kann.

Die Länge des Strahlwegs kann durch Trittsteine ausgedehnt werden. Ihre *dauerhafte* Wirkung und Ausgestaltung sollte aufgrund ihres hohen natürlichen Renaturierungspotenzials Gegenstand weiterer Untersuchungen werden.

Fazit

Das vom DRL als Ergänzung zum Biotopverbundkonzept vorgelegte Strahlwirkungskonzept (DRL 2008) wurde zunächst

seits einiger Kritiker als wissenschaftlich nicht operationalisierbar angesehen. Darüber hinaus setze es mit seinen Maßnahmenvorschlägen nur auf punktuelle Lösungen, um so den Landnutzern entgegen zu kommen, Konflikte zu vermeiden und auch Kosten einzusparen.

Die hier weiterentwickelten Untersuchungsansätze und auch die Ergebnisse des Eifel-Rur-Projektes (Planungsbüro Koenen 2009) belegen nunmehr die Operationalisierbarkeit des Strahlwirkungskonzeptes und ermutigen zur weiteren, auch länderübergreifenden Umsetzung in Verbindung mit dem Aufbau eines bundesweiten Fließgewässer-Auen-Biotopverbundes.

Das Strahlwirkungskonzept geht von der strategischen Betrachtung größerer Fließgewässereinzugsbereiche und dem dort vorhandenen biotischen, Habitat- und aquatischen Potenzial - wie auch in der WRRL gefordert - aus. Bereiche mit guten ökologischen Potenzialen und einer Mindestgröße - Strahlurspüngen - sollen durch geeignete Maßnahmen aufgewertet, entwickelt und im Idealfall miteinander verbunden werden; dabei sollen natürliche Ausbreitungsprozesse in Form von Strahlwirkung genutzt und diese durch die Anlage von Trittsteinen verlängert werden. Lediglich auf einzelne Fließgewässerabschnitte bezogene Renaturierungsmaßnahmen oder die Anlage einzelner Trittsteine ohne ausreichende Beachtung der ökologischen Funktionen und Zusammenhänge vernachlässigen den großräumigen Ansatz und können allein kaum eine Verbesserung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials der Fließgewässer bewirken. Die Anwendung des Strahlwirkungskonzeptes ist ein Beitrag zum kosteneffizienten Einsatz vorhandener finanzieller Mittel für notwendige sinnvolle und zielgerichtete Maßnahmen der Gewässerentwicklung.

Die ökologische Verbesserung des Zustands der Fließgewässer und der Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds erhalten durch die Wasserrahmenrichtlinie in Verbindung mit der Vogelschutzrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Hochwasserrichtlinie ein neues Gewicht gegenüber Landnutzern und Fachplanungen (Schifffahrt, Fischereiwirtschaft, Hochwasserschutz, Land- und Forstwirtschaft sowie der Raumordnung). Es gilt, diese Chancen unter Einbindung vorhandener Erfahrungen und neuer Erkenntnisse optimal und im Hinblick auf Effizienz zu nutzen; hierzu trägt das vorliegende Projekt bei.

8 Zusammenfassung

Ursprünglich sind Fließgewässer und Auen sehr dynamische und artenreiche Lebensräume. Die verbliebenen Reste zeichnen sich noch heute durch eine hohe Biodiversität aus. Ihre Funktionsfähigkeit für den Natur- und Landschaftshaushalt wurde jedoch als Folge Jahrhunderte langer Gewässernutzung durch verschiedenartige stoffliche Belastungen und gravierende strukturelle Beeinträchtigungen auf weiten Strecken verändert. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie von 2000 (WRRL) gibt u. a. das Ziel vor, dass bis 2015 für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer und chemischer Zustand bzw. für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ein guter chemischer Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial erreicht werden müssen. Neben der guten Wasserqualität sollen auch eine naturnahe Gewässerstruktur mit verbesserter Durchgängigkeit angestrebt werden. Maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes sind vor allem die Gewässerfauna und -flora. Die WRRL fordert die Berücksichtigung anderer europäischer Richtlinien, wie die der Vogelschutzrichtlinie und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, die die Grundlagen für den Aufbau des europäischen Biotopverbunds Natura 2000 schaffen. In die Umsetzung der WRRL müssen daher auch wasserabhängige Natura-2000-Gebiete einbezogen werden. Künftig könnten bei der Aufstellung der in der WRRL geforderten Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne zudem die Flussauen auch außerhalb von Natura-2000-Gebieten stärker berücksichtigt und in ihrer Bedeutung für die Zustandsbeurteilung neu gewichtet werden, weil sie den Zustand des gesamten Gewässers maßgeblich beeinflussen.

In einem 2008 abgeschlossenen Projekt hat der DRL das Konzept der Strahlwirkung vorgestellt, das einen ganzheitlichen ökologischen Ansatz bei der Umsetzung von Maßnahmen an Fließgewässern fordert. Seine Umsetzung kann einen kosteneffizienten Beitrag zur Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials leisten.

Im vorliegenden Vorhaben wurde das Strahlwirkungskonzept als Ergänzung zum terrestrischen Biotopverbundkonzept erneut aufgegriffen. Außerdem werden die Rahmenbedingungen für die Umsetzung eines länderübergreifenden gewässerorientierten Biotopverbunds vorgestellt. Ferner wurden Beispiele von Renaturierungsmaßnahmen an verschiedenen Gewässertypen dahingehend

ausgewertet, welche Auswirkungen sie auf die Gewässerstruktur und die Struktur der Auen haben und ob Strahlwirkungseffekte feststellbar waren. Die Strahlwirkung für den weit verbreiteten Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) wurde am Beispiel des Makrozoobenthos quantifiziert. In einem eigenen Kapitel wurde versucht, die Strahlwirkung für die praktische Gewässerentwicklungsplanung im Hinblick auf die Erreichung der Ziele der WRRL zu operationalisieren. Ziel war die Ableitung von Entwicklungskorridorbreiten am Beispiel des vorgenannten Gewässertyps.

Eine exemplarische Bestandsaufnahme von Lebensräumen, Arten und Artengruppen in Flusseinzugsgebieten Deutschlands und die Erstellung von Steckbriefen für Pflanzen- und Tierarten berücksichtigen die Konzepte „Strahlwirkung“ und „terrestrischer Biotopverbund“ als Grundlage für das weitere Vorgehen beim Aufbau eines länderübergreifenden gewässerorientierten Biotopverbunds. Abschließend wurden Empfehlungen für eine künftige Maßnahmenplanung zusammengestellt, die der Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. der Herstellung eines guten ökologischen Potenzials an ausgebauten Fließgewässern dienen und den Aufbau eines funktionsfähigen gewässerorientierten Biotopverbunds fördern.

Ökologische, programmatische und rechtliche Voraussetzungen zur Bearbeitung des Themas

Das ökologische Konzept „Biotopverbund“ umfasst die Erhaltung, die Entwicklung und die Wiederherstellung der räumlichen Voraussetzungen und funktionalen Beziehungen in Natur und Landschaft mit dem Ziel, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume langfristig zu sichern. Die räumlichen Voraussetzungen beziehen sich auf die Sicherung und Bereitstellung von Flächen für ein funktional zusammenhängendes „Netz“, das landschaftstypische Lebensräume und Lebensraumkomplexe einbindet und das den Auswirkungen räumlicher Verinselung entgegenwirkt. Die funktionalen Beziehungen in einer Landschaft umfassen alle ökologischen Prozesse, die das Vorkommen, die Verbreitung und das Verhalten von Lebensgemeinschaften von Tier- und Pflanzenarten bestimmen und beeinflussen.

Das Konzept der Strahlwirkung geht davon aus, dass naturnahe Gewässerabschnitte

(Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte im Oberlauf bzw. Unterlauf (Strahlweg) besitzen. Diese positive Wirkung ist das Ergebnis der aktiven oder passiven Ausbreitung von Tieren und Pflanzen mit hohem Ausbreitungspotenzial. Die Reichweite der Strahlwirkung bzw. Länge des Strahlwegs ist bei der aktiven Wanderung vor allem abhängig von den Aktivitätsmustern und dem Wanderungsverhalten der betrachteten Organismen und lässt sich durch Trittsteine verlängern. Habitatdefizite (z. B. Staubereiche, Querbauwerke, Kolmatierung der Gewässersohle) verkürzen bzw. beeinträchtigen den Strahlweg. Die Strahlwirkung ist für die Maßnahmenplanung gemäß WRRL von Bedeutung, weil sich durch den gezielten Schutz, den Ausbau und die Schaffung von Strahlursprüngen auch der ökologische Zustand angrenzender Gewässerabschnitte verbessern lässt und wenn ggf. ergänzende Maßnahmen auf dem Strahlweg umgesetzt werden (z. B. Rückbau von Wanderhindernissen, Schaffung von Trittsteinen). Grundsätzlich macht das Konzept der Strahlwirkung deutlich, dass einzelne Maßnahmen nicht isoliert und unabhängig voneinander betrachtet werden dürfen, sondern dass die ökologischen Funktionen und Mechanismen des Gewässers berücksichtigt werden müssen.

Durch longitudinale aber auch laterale Konnektivität im Fließgewässerkontinuum, durch vielfältige und weitgehend durchgehende Elemente der Uferstruktur wie Gehölze und Hochstauden, durch Schaffung oder die Initiierung typspezifischer Diversität von Substraten und Kleinbiotopen mit Trittsteinfunktionen wird die Strahlwirkung auf dem Strahlweg unterstützt, so dass sich dieses Konzept zusammen mit dem des Biotopverbunds für den Aufbau eines gewässerorientierten Verbunds nutzen lässt.

Internationale, europäische und nationale rechtliche Vorgaben schaffen Grundlagen für die Verbesserung der Gewässerqualität und der Durchgängigkeit von Fließgewässern sowie für den Aufbau gewässerorientierter Biotopverbünde: u. a. Ramsar-Konvention, Bonner Konvention, Vogelschutzrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserschutzrichtlinie.

Programmatische Grundlagen, wie die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt und die Nachhaltigkeitsstrategie der Bun-

desregierung Deutschlands, unterstützen durch ihre Anforderungen, Maßstäbe und Zeitpläne.

Das nationale Recht sieht weitere Möglichkeiten zur Erreichung der vorgenannten Ziele: Anzuführen ist das Bundesnaturschutzgesetz, das in seinen Grundsätzen Aussagen enthält, die zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer und zum Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds herangezogen werden können und das den Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds fordert.

Die im Wasserhaushaltsgesetz niedergelegten Grundsätze der Wasserwirtschaft sind auf einen umfassenden Gewässerschutz nach ökologischen Gesichtspunkten ausgerichtet. Der Hochwasserschutz ist über bestehende Gesetze wie Wasserhaushaltsgesetz, Raumordnungsgesetz, Baugesetzbuch und andere umgesetzt: Oberirdische Gewässer sind so zu bewirtschaften, dass Hochwasser zurückgehalten, der schadlose Wasserabfluss gewährleistet und der Entstehung von Hochwasserschäden vorgebeugt wird. Wichtig für den Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds ist ferner das Baugesetzbuch: Kommunale Bauleitpläne sollen dazu beitragen, eine menschenwürdige Umwelt zu sichern und die natürlichen Lebensgrundlagen zu schützen und zu entwickeln.

Trotz der vergleichsweise guten programmatischen und rechtlichen Grundlagen ist Deutschland von den zu erreichenden Zielen der WRRL und des Naturschutzes noch weit entfernt. Ursachen für das Vollzugsdefizit sind u. a. die innergesetzliche Abwägung und die Abwägung der Ziele unterschiedlicher Gesetze, die Ansprüche der verschiedenen Landnutzungen, die Zusammenarbeit beteiligter Ämter aufgrund dünner Personaldecke und begrenzter Mittel, die Langfristigkeit ökologischer Prozesse, die fehlende Flächenverfügbarkeit und die Besitzstruktur an Fließgewässern.

Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands

Anhand von 37 untersuchten Renaturierungsmaßnahmen der Fließgewässertypen „Silikatische Mittelgebirgsflüsse“ (Typen 9 und 9.2) und „Mittelgroße Tieflandflüsse“ (Typen 12, 15 und 17) wurde überprüft, inwiefern sich die Maßnahmen positiv auf die Struktur der Gewässer auswirken. Dabei wurden die Substratvielfalt innerhalb der

Gewässer und die Anzahl der Auenelemente betrachtet. Durch die Renaturierungen konnte eine geringe Verbesserung der Substratvielfalt in Fließgewässern und eine deutliche Verbesserung der Auenstruktur erreicht werden. Durch diese Erhöhung der Habitatvielfalt verbesserten sich die Bedingungen für die Besiedlung. Die Organismengruppen Makrophyten und Fische reagierten im Gegensatz zum Makrozoobenthos positiver auf die untersuchten Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. Das Fehlen hochwertiger Habitats (Totholz, Kies), die Auswirkungen vergangener oder aktueller Wasserbelastungen und die Strategie der Verbreitung sind vermutlich Ursachen für die schwache Reaktion des Makrozoobenthos. Die Verbesserung der Auenstruktur bewirkte eine Erhöhung der Vielfalt der Vegetation und z. B. bei Laufkäferarten. Renaturierte Fließgewässerabschnitte können sowohl als Strahlursprünge für die Vernetzung von Lebensräumen, als auch als Trittsteine zur flächendeckenden Umsetzung eines länderübergreifenden Biotopverbunds fungieren. Mögliche Strahlwirkungen sind bei der Beurteilung des Erfolgs von Renaturierungsmaßnahmen zu berücksichtigen, denn neu geschaffene Strukturen können - abhängig von der jeweiligen Organismengruppe und vom Gewässertyp - nur schnell wieder besiedelt werden, wenn Besiedlungsquellen in erreichbarer Nähe sind. Renaturierte Fließgewässerabschnitte können schnell reagierenden Organismengruppen (z. B. Fische) als Trittsteine oder sogar als Strahlursprünge dienen. Für andere Gruppen (insbesondere das Makrozoobenthos) sind die renaturierten Strecken eher als Zielgebiet der Strahlwirkung zu betrachten, wobei in degradierten Einzugsgebieten eine Besiedlung von außerhalb abgewartet werden muss. Bei zukünftigen Renaturierungen sollten umfangreiche Änderungen in der Habitatzusammensetzung auf der Sohle in Richtung einer leitbildkonformen Ausprägung angestrebt werden. Dies betrifft insbesondere „hochwertige“ Habitats, die von vielen Spezialisten besiedelt sind, z. B. Totholz oder Kies in Tieflandgewässern.

Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern

Mit Hilfe statistischer Verfahren wurde untersucht, ob naturnahe Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) eine positive Wirkung auf den ökologischen Zustand angrenzender, weniger naturnaher Abschnitte (Strahlweg) besitzen, von welchen Faktoren diese Strahlwirkung abhängt und wie Strahlursprung und Strahlweg ausgestattet sein müssen.

Für die biologische Qualitätskomponente des Makrozoobenthos und den Fließgewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) wurde ermittelt, dass sich in einem Biotopverbund an Fließgewässern Strahlursprünge in Fließrichtung, jedoch nicht gegen die Fließrichtung vernetzen lassen. Die Strahlursprünge sollten nicht mehr als ca. 2,5 km voneinander entfernt liegen. Die Schaffung von Strahlursprüngen und eines Biotopverbunds an Fließgewässern kann über die Vernetzung der Strahlursprünge hinaus auch zu einer deutlichen ökologischen Aufwertung der zwischen den Strahlursprüngen liegenden Strahlwege führen. Dies gilt insbesondere für Strahlwege, die eine gewisse Mindest-Habitatausstattung aufweisen. Für solche Strahlwege, die mit entsprechenden Trittsteinen ausgestattet sind, hat die Strahlwirkung eine ähnlich hohe Bedeutung wie Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung der lokalen Habitatqualität. Als Strahlursprünge wirken Gewässerabschnitte im Oberlauf mit einem Habitat Metric¹ von 1-2; nur solche naturnahen Abschnitte besitzen eine deutliche Strahlwirkung. Um als aufwertbare Strahlwege in einem Biotopverbund fungieren zu können, sollten Gewässerabschnitte eine Mindest-Habitatausstattung aufweisen (Habitat Metric 3-5). Mindestens ebenso bedeutend wie die Strahlwirkung ist die negative Wirkung stark degradierten Abschnitte im Oberlauf (Habitat Metric 6-7). Beim Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern sollten diese negativen Wirkungen daher auch mit beachtet werden.

Die Frage, auf welchen Prozessen der Einfluss der angrenzenden Gewässerabschnitte beruht, lässt sich mit Hilfe statistischer Verfahren nicht abschließend klären: ob der oben beschriebene Einfluss des Oberlaufs (Strahlwirkung) wirklich auf einen biologischen Effekt (z. B. Drift von Organismen) oder auf einen abiotischen Effekt (z. B. Feinsubstrateintrag im Oberlauf und Kolmatierung an den Probestellen) zurückzuführen ist, muss untersucht werden. Die Ergebnisse legen jedoch nahe, dass es sich bei dem Einfluss des Oberlaufs zumindest teilweise um einen biologischen Effekt, d. h. eine Strahlwirkung im Sinne der Definition des DRL (2008) handelt.

Sofern die oben nachgewiesene Strahlwir-

1 Der Habitat Metric wurde aus ausgewählten Gewässerstruktur-Parametern berechnet und beschreibt die Habitatqualität eines Gewässers speziell für das Makrozoobenthos. Die Werte reichen von 1 (naturnah) bis 7 (vollständig verändert).

kung des Oberlaufs auf einem biologischen Effekt beruht, ist die passive Migration von Makrozoobenthos Organismen durch Drift der wahrscheinlich wichtigste Ausbreitungs-Mechanismus. Die periodische Drift hängt von den Habitatbedingungen bzw. der Besiedlungsdichte ab, die Katastrophendrift von der Kraft der Hochwasser und den vorhandenen Refugial-Lebensräumen, d. h. im Wesentlichen vom Abflussregime, dem Gefälle, der Gewässergröße und dem Interstitial (Kieslückensystem). Daher sind die Ergebnisse am ehesten auf dem Fließgewässertyp 5 ähnelnde Fließgewässertypen (FGT) übertragbar: Dies sind FGT 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche), FGT 16 (Kiesgeprägte Tieflandbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle, FGT 3.1 (Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes, Subtyp 3.1 Bäche) mit vergleichsweise geringen Abflussschwankungen und mit Einschränkungen FGT 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mit vergleichsweise steilem Talbodengefälle und größeren Abflussschwankungen. In den Fließgewässertypen des Tieflands findet aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit möglicherweise eine stärkere aktive Migration entgegen der Fließrichtung statt. Es ist jedoch fraglich, ob die aktive Migration aus naturnahen Abschnitten im Unterlauf (Strahlursprünge) ausreicht, um den lokalen ökologischen Zustand an oberhalb liegenden, weniger naturnahen Gewässerabschnitten (aufwertbare Strahlwege mit Trittsteinen) deutlich aufzuwerten.

Da beim Makrozoobenthos die Strahlwirkung wahrscheinlich vor allem auf der passiven Drift von Organismen beruht, muss für diese Gruppe der Strahlweg vor allem durchgängig, d. h. nicht rückgestaut sein, um Vernetzungseffekte zu erreichen. Im Gegensatz zum Makrozoobenthos breiten sich Fische aktiv in Fließrichtung und gegen die Fließrichtung aus. Da sie bei der aktiven Migration gegen die Fließrichtung Energie verbrauchen, dürften kleinräumige Refugial- und Rastmöglichkeiten für Fische eine große Rolle spielen, so dass sich die Reichweite der Strahlwirkung daher für die Fische möglicherweise durch Schaffung solcher Rastmöglichkeiten im Migrationskorridor deutlich erhöhen lässt.

Die Strahlwirkung kann nicht isoliert betrachtet werden, sondern muss immer im Zusammenhang mit anderen wichtigen Einflussfaktoren gesehen werden. So hängt sie offensichtlich auch von der lokalen Habitatqualität ab und führt zu keiner deutlichen

Aufwertung stark degradiertes Gewässerabschnitte. Daneben muss bei der Schaffung eines Biotopverbunds selbstverständlich auch der generelle Zustand des Einzugsgebietes und das großräumige (Wieder-)Besiedlungspotenzial berücksichtigt werden.

Operationalisierung von Migrationswirkungen auf den ökologischen Gewässerzustand von grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (Fließgewässertyp 5) unter Berücksichtigung von Biotopverbundaspekten

Die Strahlwirkung bzw. die Wirkung von Migrationen generell wurde für die praktische Gewässerentwicklungsplanung zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands gemäß WRRL operationalisiert.

Auf der Grundlage der Erkenntnisse, die sich auf die Wirkungen der Makrozoobenthos-Migration in Fließgewässern des Typs 5 (Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) beziehen, wurde ein Regelsystem zur Abschätzung des ökologischen Zustands von Teilabschnitten und zur Aggregation dieser Abschnittsbewertungen zu einem repräsentativen Gesamtwert auf Wasserkörperebene entwickelt; dieses ist zunächst nur für diese biologische Qualitätskomponente und ausschließlich für diesen Gewässertyp anwendbar. Es konnte verdeutlicht werden, dass bei diesem, nur in vergleichsweise schmalen Talzügen vorkommenden Fließgewässertyp davon auszugehen ist, dass mit der Erreichung eines guten ökologischen Zustands ganzer Wasserkörper auch ein wirksamer Biotopverbund zur großräumigen Stärkung nicht aquatischer Arten der gewässerabhängigen Biotope einhergeht.

Nach einer eingehenden Beschreibung der Modellvorstellungen zu Migrationswirkungen (wobei zwischen initialen und permanenten sowie positiv und negativ zu wertenden Migrationswirkungen zu unterscheiden ist) wird die Herleitung und Beschreibung des Regelsystems zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklassen von Teilabschnitten eines Wasserkörpers auf Basis von Habitatqualitäten (5-stufig bewertet) und Migrationswirkungen vorgestellt (Habitatqualität + permanente Migrationswirkung = potenzieller ökologischer Zustand).

Eine repräsentative Gesamtbewertung des ökologischen Zustands ganzer Wasserkörper der auf diese Weise regelbasiert abgeleiteten potenziellen ökologischen Zustandsklassen der Teilabschnitte wird durch eine Aggregation möglich. Aufgrund der Zusam-

menhänge zwischen Laufentwicklung, Flächenanspruch und Habitatqualitäten des Makrozoobenthos am Beispiel des Fließgewässertyps 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) können die erforderlichen Entwicklungskorridorbreiten hergeleitet werden.

So können aus den je Gewässerabschnitt für eigendynamische Entwicklungen verfügbaren Flächenpotenzialen die zu erwartende Eignung als Habitat für das Makrozoobenthos abgeleitet und diese dann in das Regelsystem zur Abschätzung der potenziellen ökologischen Zustandsklasse von Teilabschnitten unter Berücksichtigung von Strahlwirkung eingebracht werden. Mit Hilfe der Aggregationsregel zur Ermittlung einer repräsentativen Bewertung des potenziellen ökologischen Zustands des gesamten Wasserkörpers ist abschätzbar, wie viel Gewässerentwicklungsfläche letztlich an welchem Abschnitt benötigt wird, um insgesamt den guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Bestandsaufnahme: Lebensräume, Arten und Artengruppen in Flusseinzugsgebieten Deutschlands

Die Bestandsaufnahme vorhandener Daten der Fließgewässer-Auen-Lebensräume basiert auf der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands¹. In der Biotoptypengruppe „Fließende Gewässer“ gelten 22 % der Biotoptypen als vollständig von der Vernichtung bedroht (Stufe 1), 37% als stark gefährdet (Stufe 2), 22% als gefährdet (Stufe 3) und 19% können aufgrund fehlender Daten nicht eingestuft werden. Von den 52 Biotoptypen und Biotoptypengruppen, der Fließgewässer mit ihren Auen, sind bis auf drei alle in ihrem Bestand gefährdet. Davon sind 70 % der Biotoptypen (38) in ihrem Bestand rückgängig. Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund böte die Möglichkeit, die 52 beschriebenen Biotoptypen und somit 19 FFH-Lebensraumtypen in ihrem Bestand zu sichern.

Weiter wurden Pflanzen- und Tierarten der Fließgewässer-Auen-Biozönose ausgewählt, die unterschiedliche Lebensraumanprüche und Ausbreitungsstrategien aufweisen und in ihrer Gesamtheit ein breites

¹ RIECKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A., unter Mitarbeit von HEINZEL, K.; SCHLUMPRECHT, H.; BOEDEKER, D.; KRAUSE, J.; RACHOR, E. & ZETTLER, M. L. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 2. fortgeschriebene Fassung. - Bundesamt für Naturschutz (Hg.) Bonn, Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 318 S.

Spektrum an ökologischen Nischen nutzen. Die Arten wurden in Steckbriefen unter Angabe des Schutzstatus, Beschreibung ihres Lebensraums, ihrer aktuellen Verbreitung und der Art ihrer Ausbreitung und Fortpflanzung vorgestellt. Abschließend wurde erläutert, welche Relevanz ein Fließgewässer-Biotopverbund einschließlich seiner Auen (longitudinal und lateral) für Bestand und Ausbreitung der jeweiligen Art hat. Dabei wurde versucht, die spezifischen Ansprüche der jeweiligen Art an einen Fließgewässer-Auen-Biotopverbund herauszuarbeiten. So stellen etwa einzelne Laufkäferarten Ansprüche an die Qualität von Strukturen (trockene Kiesbänke mit großem Interstitial, Lehm, Sand oder Totholz-inseln) und besitzen oft Indikatorfunktion für die Qualität dieser Kleinstruktur, während für viele Vogelarten die Komplexität des Systems als wichtigster Faktor anzusehen ist. Die insgesamt 51 ausgewählten Pflanzen (Wasserpflanzen- und Pionierarten, Kräuter und Bäume) und Tiere (Säugetiere, Vögel, Amphibien, Reptilien, Fische, Tagfalter, Köcherfliegen, Laufkäfer, Heuschrecken, Libellen, Eintagsfliegen, Krebse, Weichtiere) stehen als Beispiele für die große auentypische Artenvielfalt. Darunter sind auch Neobiota (eingewanderte und/oder eingeschleppte Arten), die gut mit ausgebauten Gewässern zurechtkommen und zum Teil aufgrund ihrer Größe oder ihrer Ausbreitungsgeschwindigkeit in Konkurrenz zu einheimischen Arten treten.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Um den aus ökologischer Sicht unbefriedigenden ökologischen Zustand der Fließgewässer und ihrer Auen zu verbessern und die europäischen und nationalen Ziele für den Gewässer- und Naturschutz zu erreichen, bieten sich grundsätzlich zwei Möglichkeiten an: Entweder überlässt man das Gewässer sich selbst (Unterlassen jeglicher Pflege und Unterhaltung) oder es wird versucht, durch eine mehr oder weniger tiefgreifende Umgestaltung eine günstige Entwicklung zu initiieren. Beides sollte betrachtet und gegebenenfalls auch kombiniert werden. Hierbei sind die vielfältigen Ansprüche und Nutzungen der Gewässer und ihres Umfeldes einzubeziehen, denn diese sind in ein komplexes System aus Rechten, Erlaubnissen und Duldungen, vielfältigen Verbände-, Lobby- und Einzelinteressen und nicht zuletzt in das soziale Leben am Gewässer eingebunden.

Störungen, z. B. durch bauliche Eingriffe oder Einleitungen, soll ein Fließgewässer bis zu einem geringen Ausmaß selbst kompensieren können (Elastizität). Nutzungen sollen nachhaltig betrieben werden, um dem Gewässer ein hohes Maß an Natürlichkeit und Funktionsfähigkeit zu sichern.

Ausgehend von dieser Situation ist eine Verbesserung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials der Fließgewässer nur zu erreichen, wenn sie nicht nur abschnittsweise aufgewertet, sondern als Gesamtheit betrachtet werden, wie es die WRRL vorgibt. Der DRL stellt ein Modell vor, das nicht nur naturbetonte Lebensräume als Inseln zu einem funktionsfähigen Gesamt- raum oder Biotopverbund vernetzt, sondern auch Kulturbiotop mit Lebensraum- oder Verbundfunktion für die heimische Tier- und Pflanzenwelt einbindet.

Ein Fließgewässer-Auen-Biotopverbund umfasst sowohl den aquatischen als auch den amphibischen und terrestrischen Bereich, also Wasserkörper, Uferbereich und Aue. Das Modell des Biotopverbunds wirkt lateral - vom Wasser bis auf das Land - und longitudinal entlang des Gewässerlaufs in der rezenten Aue. Durch ihn können sich natürliche und naturnahe Biotopflächen des Biotopverbunds entwickeln, sofern genügend Platz zur Gewässerentwicklung und ein ausreichend großer Ufer- und Auenbereich vorhanden ist.

Zum Aufbau und zur Entwicklung eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds können die Konzepte des Biotopverbunds im terrestrischen Bereich und der Strahlwirkung im aquatischen Bereich miteinander verknüpft werden. Mit dem Ansatz der Strahlwirkung ist es möglich, gezielt Bereiche (Strahlursprünge) zu entwickeln, die aufgrund der aktiven oder passiven Ausbreitung der Organismen auch zur ökologischen Aufwertung anderer, hinsichtlich der Habitatqualität defizitärer, Bereiche beitragen. Die Abstände sowohl zwischen naturnahen Auen-Biotopen an Land als auch naturnahen Bereichen im Fließgewässer, die als terrestrische Kernbiotop bzw. aquatische Strahlursprünge dienen können, müssen für die jeweiligen betrachteten Organismen überbrückbar sein, um einen Austausch ermöglichen und fördern zu können. Wichtig für die Fließgewässer-Auen-Biozönose ist,

dass Kernbiotop und terrestrische Trittsprünge unmittelbar an aquatischen Strahlursprüngen liegen, um die Verknüpfung von Gewässer und Aue in lateraler Richtung zu optimieren.

Um die genannten Voraussetzungen zu erfüllen, bieten sich in den unterschiedlichen Bereichen eine Fülle von Maßnahmen an, die auf die Lebensräume der Pflanzen und Tiere und auf Nutzungen bezogen werden.

Auf die besondere Bedeutung von Neobiota, auf den wichtigen Aspekt der Einbeziehung der Öffentlichkeit, auf die Berücksichtigung der empfohlenen Maßnahmen in der Planung und bei der Finanzierung und auf verbleibenden Forschungsbedarf insbesondere für Gewässer des Tieflands ist hinzuweisen.

Fazit:

Das vom DRL vorgelegte Strahlwirkungskonzept (DRL 2008) als Ergänzung zum Biotopverbundkonzept wurde zunächst seitens einiger Kritiker als zu wissenschaftlich und nicht operationalisierbar angesehen. Darüber hinaus setzte es mit seinen Maßnahmenvorschlägen nur auf punktuelle Lösungen, um so den Landnutzern entgegen zu kommen und auch Kosten einzusparen.

Die hier weiterentwickelten Untersuchungsansätze und auch die Ergebnisse des Eifel-Rur-Projektes (Planungsbüro Koenzen 2009) belegen nunmehr die Operationalisierbarkeit des Strahlwirkungskonzeptes. Das vorgestellte Modell des DRL ist auf eine ganzheitliche Betrachtungsweise der Fließgewässereinzugsgebiete ausgerichtet und ermöglicht seine Umsetzung auch bundesweit.

Die ökologische Verbesserung des Zustands der Fließgewässer und der Aufbau eines gewässerorientierten Biotopverbunds erhalten durch die Wasserrahmenrichtlinie in Verbindung mit den Richtlinien für den Vogelschutz, Fauna-Flora-Habitat und Hochwasserschutz neues Gewicht gegenüber Landnutzern und Fachplanungen (Schifffahrt, Fischereiwirtschaft, Hochwasserschutz, Land- und Forstwirtschaft sowie der Raumordnung). Es gilt, diese Chancen unter Einbindung vorliegender Erfahrungen und neuer Erkenntnisse optimal und im Hinblick auf Effizienz zu nutzen; hierzu will das Vorhaben beitragen.

9 Summary¹

Improving biological diversity in waters and floodplains

In their original state, watercourses and floodplains are very dynamic and species-rich biotopes. What remains of them is still characterized by a high degree of biodiversity today. Their functional capability for the nature and landscape balance has, however, been altered as a result of centuries of water use through various types of pollutants and serious structural impairments over great expanses. One of the objectives of the EC Water Framework Directive of 2000 (WFD) is to achieve good ecological and good chemical status or, in the case of heavily modified and artificial water bodies, good chemical status and good ecological potential for all surface waters by the year 2015. In addition to good water quality, semi-natural water structure with improved passability is strived for. Decisive criteria for assessing the ecological water status are, above all, water fauna and flora. The WFD demands that other European directives, such as the Birds Directive and the Habitats Directive, are taken into consideration to create the foundations for the formation of the European habitat system NATURA 2000. Therefore, water-dependent NATURA 2000 regions must also be included in implementation of the WFD. In future, when setting up the measures and management plans demanded by the WFD, the floodplains outside of NATURA 2000 regions could also be taken more into consideration and their significance for the status assessment newly weighted, since they decisively influence the status of all waters.

In a project completed in 2008, the DRL presented the concept of the radiating effect, which calls for an integrated ecological approach in the implementation of measures on watercourses. Its implementation can make a cost-efficient contribution to attaining good ecological status or good ecological potential.

In this project, the concept of the radiating effect was again taken up to supplement the concept of the terrestrial habitat system. In addition, we present the framework conditions for the implementation of a nationwide water-oriented habitat network are presented. Furthermore, examples of renaturation measures of various types of waters were evaluated as to their effects on the water structure and the structure of the floodplains and whether radiating effects were ascertainable. The radiating effect for the widespread

water type 5 (siliceous highland streams rich in coarse materials) was quantified using the example of the macrozoobenthos. In a separate chapter an attempt was made to operationalize the radiating effect for practical water development planning with regard to attaining the objectives of the WFD. The aim was to derive development corridor widths using the example of the above-cited types of water.

A stocktaking of examples of habitats, species and groups of species in Germany's river watersheds and the creation of fact sheets for plant and animal species take the concepts of the "radiating effect" and "terrestrial habitat system" into account as the basis for future action in the formation of a nationwide water-oriented habitat system. In closing, recommendations for future planning measures were compiled, which serve towards the improvement of the ecological status or the creation of good ecological potential of modified watercourses and promote the formation of a functioning water-oriented habitat system.

Ecological, programmatic and legal prerequisites for development of the subject matter

The ecological concept of a "habitat system" encompasses the conservation, the development and the re-establishment of the spatial prerequisites and functional relationships in nature and the landscape with the objective of safeguarding animals, plants, their biocoenoses and biotopes for the long term. The spatial prerequisites refer to safeguarding and providing areas for a functionally connected "network," which includes landscape-typical biotopes and biotope complexes and counteracts the effects of spatial habitat fragmentation. The functional relationships in a landscape include all ecological processes that determine and influence the incidence, the distribution and the behaviour of biocoenoses of animal and plant species.

The concept of the radiating effect presumes that semi-natural segments of water (radiating sources) have a positive effect on the ecological status of neighbouring, less semi-natural segments in the upper or lower reaches (radiating pathway). This positive effect is the result of the active or passive dispersion of animals and plants with high dispersion potential. The range of the

radiating effect or the length of the radiating pathways is, in cases of active migration, primarily dependent upon the activity patterns and the migration behaviour of the organisms in question and can be lengthened by means of stepping-stones. Habitat deficits (e.g. water storage areas, transverse structures, sedimentation of the riverbed) shorten or impair the radiating pathway. The radiating effect is significant for planning measures according to the WFD because the targeted protection, the development and the creation of radiating sources also help to improve the ecological status of neighbouring segments of water and if necessary supplemental measures are implemented on the radiating pathway (e.g. removal of migration barriers, creation of stepping-stones). On principle, the concept of the radiating effect reveals that individual measures should not be considered in isolation and independent of one another, but rather that the ecological functions and mechanisms of the water must be taken into account.

The radiating effect along the radiating pathway can be supported by longitudinal as well as lateral connectivity in the watercourse continuum, by diverse and largely continuous elements of the shore structure such as woody plants and tall herbs, by the creation or the initiation of type-specific diversity of substrates and microbiotopes with stepping-stone functions, so that this concept can be used alongside of that for the habitat system to form a water-oriented system.

International, European and national legal provisions – such as the RAMSAR Convention, Bonn Convention, the Birds Directive, Habitats Directive, Water Framework Directive and Floods Directive – create the foundations for the improvement of water quality and the passability of watercourses as well as for the formation of water-oriented habitat systems.

Programmatic foundations, such as the National Strategy on Biological Diversity and the Sustainability Strategy of Germany's Federal government, offer support in the form of requirements, scales and time schedules.

National law provides further possibilities for attaining the above objectives, for example

¹ Translation: Faith Gibson-Tegethoff.

the Federal Nature Conservation Act, the principles of which contain statements that can be drawn on leading to improvement of the ecological status of surface waters and to the formation of a water-oriented habitat system and which promotes the formation of a nationwide habitat system. The principles of water management laid down in the Federal Water Act are aligned to comprehensive water protection according to ecological fundamentals. Flood control is implemented through existing laws such as the Federal Water Act, Federal Regional Planning Act, Federal Building Code and others. Accordingly, surface waters must be managed in such a way that floods are deterred, that ensure harmless water drainage and that the emergence of flood damages are prevented. Another important legal instrument for the formation of a water-oriented habitat system is the Federal Building Code: municipal land-use plans should contribute to safeguarding a humane environment and protect and develop natural resources.

In spite of the comparatively good programmatic and legal foundations, Germany is still far from attaining the objectives of the WFD and nature conservation. The causes for the deficiencies in enforcement are, for example, the considerations within a law and considerations of the objectives of different laws, the demands of the various types of land use, the cooperation between participating agencies due to a lack of personnel and limited funds, the long-term nature of ecological processes, the lack of area availability and the structure of ownership on watercourses.

Examination and evaluation of selected renaturation examples of representative watercourse types of German river watersheds

Based on 37 the study of renaturation measures of the watercourse types "siliceous highland rivers" (types 9 and 9.2) and "medium-large lowland rivers" (types 12, 15 and 17), the extent to which the measures have a positive effect on the structure of the waters was examined. The substrate diversity within the waters and the number of floodplain elements were considered. The renaturation measures resulted in minor improvement to substrate diversity in watercourses and in distinct improvement in the floodplain structure. This increase in habitat diversity improved the conditions for colonization. In contrast to the macrozoobenthos, the organism group macrophytes and fish reacted more positively to the studied renaturation measures on watercourses. The lack of high quality habitats (deadwood,

gravel), the impacts of past or current water pollution and the strategy of dispersion are assumedly the causes for the weak reaction of the macrozoobenthos. The improvement of the floodplain structure caused an increase in the diversity of vegetation and, for example, in ground beetle species.

Renaturalized watercourse segments can act both as radiating sources to link habitats and as stepping-stones for comprehensive implementation of a nationwide habitat system. Possible radiating effects must be taken into consideration in evaluating the success of renaturation measures, for newly created structures – depending on the respective group of organisms and type of water – can only be rapidly repopulated if colonization sources are close by. Renaturalized watercourse segments can serve as stepping-stones or even as radiating sources for fast-reacting groups of organisms (e.g. fish). For other groups (in particular macrozoobenthos) the renaturalized sections can be seen more as the target area of the radiating effect, whereby in degraded floodplains colonization from outside the area must be awaited. For future renaturation measures extensive alterations in the composition of the habitat on the riverbed should be aimed at to reach characteristics conforming to the overall concept. This applies in particular to "high-quality" habitats populated by many specialist species, e.g. deadwood or gravel in lowland waters.

The significance of the radiating effect for the formation of a habitat system on watercourses

Using statistical methods it was examined whether semi-natural water segments (radiating sources) have a positive effect on the ecological status of neighbouring, less semi-natural segments (radiating pathway), what factors this radiating effect depend on and the necessary features of the radiating source and radiating pathway.

For the biological quality component of macrozoobenthos and watercourse type 5 (siliceous highland streams rich in coarse materials), it was ascertained that in a habitat system on watercourses radiating sources can be linked in direction of water flow, but not against the direction of water flow. The radiating sources should not be further than approx. 2.5 km from one another. Even beyond linking the radiating sources, the creation of radiating sources and of a habitat system on watercourses can lead to a distinct ecological upgrade in the radiating pathways lying between the radiating sources. This applies in

particular to radiating pathways that possess certain minimum habitat characteristics. For those radiating pathways featuring relevant stepping-stones the radiating effect has similarly high significance as renaturation measures for improving local habitat quality. Water segments in upper reaches with a Habitat Metric¹ of 1-2 function as radiating sources; only these semi-natural segments possess a distinct radiating effect. In order to function as upgradable radiating pathways in a habitat system, water segments need to exhibit minimum habitat characteristics (Habitat Metric 3-5). The negative effect of strongly degraded segments in upper reaches (Habitat Metric 6-7) is at least as significant as the radiating effect. When creating a habitat system on watercourses these negative effects should therefore also be taken into consideration.

The question of what processes the influence of neighbouring water segments is based cannot be conclusively clarified using statistical methods: whether the above-described influence of the upper reaches (radiating effect) really is the result of a biological effect (e.g. drift of organisms) or of an abiotic effect (e.g. input of fine substrate in the upper reaches and sedimentation at the sample sites) requires further investigation. However, the results suggest that the influence of the upper reaches is at least in part a biological effect, i.e. a radiating effect as defined by the DRL (2008).

Insofar as the above-detected radiating effect of the upper reaches is based on a biological effect, the passive migration of macrozoobenthos organisms through drift is probably the most important dispersion mechanism. Periodical drift depends on the habitat conditions or the colonization density, catastrophe drift depends on the force of flooding and the existing refuge habitats, i.e. primarily from the drainage system, the slope, the size of the water body and the interstice (system of gravel fissures). Therefore, the results are best transferable to the watercourse types (WCT) similar to watercourse type 5, WCT 7 (carbonaceous highland streams rich in coarse materials), WCT 16 (gravelly lowland streams) with a comparatively steep valley floor incline, WCT 3.1 (young moraine watercourses of the alpine foothills, subtype 3.1 brooks) with comparatively low drainage fluctuation

¹ The Habitat Metric was calculated from selected water structure parameters and describes the habitat quality of a water body specifically for macrozoobenthos. The values range from 1 (semi-natural) to 7 (heavily modified).

and with restrictions to WCT 5.1 (siliceous highland streams rich in fine materials) with a comparatively steep valley floor incline and larger drainage fluctuation. In lowland watercourse types, due to the lesser flow speed, there is possibly greater active migration against the direction of water flow. It is, however, doubtful whether active migration from semi-natural segments in the lower reaches (radiating sources) is sufficient to distinctly upgrade the local ecological status on less semi-natural water segments further upstream (upgradable radiating pathways with stepping-stones).

Since the radiating effect for macrozoobenthos probably is based chiefly on the passive drift of organisms, for this group the radiating pathway must chiefly be passable, i.e. not backed up, to attain linking effects. By contrast to the macrozoobenthos, fish actively spread both in the direction of water flow and against the direction of water flow. Since they consume energy during active migration against the water flow, small refuge and resting areas may play a major role for fish, so that the range of the radiating effect for the fish can possibly be distinctly increased by offering them resting areas along the migration corridor.

The radiating effect cannot be considered in isolation, but must always be seen in its connections with other important influencing factors. For instance, it is apparently also dependent on the local habitat quality and does not lead to any distinct upgrade of strongly degraded water segments. In addition, for the creation of a habitat system of course the general status of the watershed and the (re-) colonization potential over a large area must also be taken into consideration.

Operationalization of migration effects on the ecological water status of siliceous highland streams rich in coarse materials (watercourse type 5) taking habitat system aspects into consideration

The radiating effect or the effect of migrations in general were operationalized for practical water development plans to attain good ecological status according to the WFD.

Based on the findings referring to the migration effects of macrozoobenthos in watercourses of type 5 (siliceous highland streams rich in coarse materials), a rule system was developed to estimate the ecological status of partial segments and for the aggregation of this segmental evaluation

to a representative aggregate value on the water body level. Initially, this can only be applied to this biological quality component and exclusively for this water type. It could be demonstrated that for this watercourse type, occurring only in comparatively narrow valleys, one can assume that the attainment of good ecological status of whole bodies of water is also accompanied by an effective habitat system for strengthening non-aquatic species over a wide area of the water-dependent biotope.

Following an in-depth description of the three-dimensional depiction of migration effects (whereby one has to differentiate between initial and permanent as well as positive and negative migration effects), the derivation and description of the rule system to evaluate the potential ecological status categories of partial segments of a body of water on the basis of habitat qualities (5-stage evaluation) and migration effects (habitat quality + permanent migration effect = potential ecological status) is presented.

Using aggregation one can derive a representative overall evaluation of the ecological status of entire bodies of water of rule-based potential ecological status categories of partial segments. Due to the connections between the course development, area required and habitat qualities of macrozoobenthos using the example of watercourse type 5 (siliceous highland streams rich in coarse materials) the necessary development corridor widths can be deduced.

In this way, the expected habitat suitability for macrozoobenthos can be derived from the area potentials for independently dynamic developments available from each water segment. These can then be added to the rule system to evaluate the potential ecological status category of partial segments taking the radiating effect into consideration. Using the aggregation rule to ascertain a representative evaluation of the potential ecological status of the entire body of water one can assess how much water development area is ultimately needed in which segment in order to achieve good ecological status overall.

Stocktaking: biotopes, species and groups of species in Germany's river watersheds

The stocktaking of existing data on the river/floodplain habitats is based on the Red Data Book of Biotopes in Germany¹. In the biotope type group "watercourses" 22% of the biotope types are threatened by complete destruction (category 1), 37% are

heavily endangered (category 2), 22% are endangered (category 3) and 19% cannot be categorized due to a lack of data. The continued existence of all but three of the 52 biotope types and biotope type groups, the watercourses with their floodplains, are threatened. Of these, the existence of three-fourths of the biotope types (29) is dropping. A river/floodplain habitat system would offer the possibility to safeguard the existence of the 52 biotope types described and hence 19 biotope types from the Habitats Directive.

In addition, plant and animal species from the river/floodplain biocoenosis were chosen that demonstrate different biotope demands and dispersion strategies and, as a whole, make use of a broad spectrum of ecological niches. The species were presented in fact sheets citing their protection status, descriptions of their habitats, their present distribution and their manner of dispersion and reproduction. In closing the relevance of a watercourse habitat system, including its floodplains (longitudinal and lateral), for the population and dispersion of each species is explained.

An attempt was made to extract the specific demands of the respective species on a river/floodplain habitat system. For instance, certain ground beetle species demand a certain quality of structures (dry gravel banks with large interstice, loam, sand or deadwood islands) and often possess an indicator function for the quality of this minor structure, while for many bird species the complexity of the system is the primary factor.

The 51 selected plants (water plants and pioneer species, herbage and trees) and animals (mammals, birds, amphibians, reptiles, fish, butterflies, caddisflies, ground beetles, grasshoppers, dragonflies, mayflies, crustaceans, molluscs) are examples of the great species diversity typical of river beds. These also include neobiota (non-indigenous and/or introduced species), which can deal well with modified waters and compete with indigenous species in part because of their size or their dispersion speed.

¹ RIECKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A., in collaboration with HEINZEL, K.; SCHLUMPRECHT, H.; BOEDEKER, D.; KRAUSE, J.; RACHOR, E. & ZETTLER, M. L. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Second updated version. - Bundesamt für Naturschutz (editor) Bonn, Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 318 pp.

Conclusions and recommendations

In order to improve the unsatisfactory ecological status of watercourses and their floodplains and to achieve the European and national objectives for water and nature conservation, there are, on principle, two options: either the water is "left to its own resources" (desist from any maintenance and management) or a favourable development is initiated through more or less profound reshaping. Both options should be considered and, if needed, also be combined, taking into account the diverse demands and uses of the waters and their surroundings, for these are incorporated in a complex system of rights, permissions and tolerances, multifaceted interests of associations, lobbies and individuals and not least social life on the water.

A watercourse should be able to compensate for disruptions, for example by construction interventions or discharges, up to a small extent (elasticity). Uses should be sustainable in order to ensure the water a high degree of naturalness and functionality.

Based on this situation, improvement of the ecological status and of the ecological potential of watercourses can only be achieved if they are not merely enhanced in sections, but seen as a whole as the WFD specifies. The DRL presents a model that not only links natural biotopes as islands to a functional overall region or habitat system, but also involves cultivated biotopes with habitat or system functions for the indigenous animal and plant world.

A river/floodplain habitat system encompasses the aquatic and the amphibian and terrestrial areas, thus bodies of water, the shore area and floodplain. The habitat system model has a lateral effect – from water to the land – and a longitudinal effect along the waterway in the recent floodplain. Through this, natural and semi-natural biotopes can evolve into core areas of the habitat system as long as sufficient space for water development and a sufficiently large shore and floodplain area are available.

To set up and develop a river/floodplain habitat system the concepts of the terrestrial habitat system and the aquatic radiating effect can be combined. The radiating effect approach enables development of targeted areas (radiating sources), which also contribute to the ecological enhancement of other areas of deficient habitat quality due to active or passive dispersion of organisms. The distances both between semi-natural floodplain biotopes on land and semi-natural areas in watercourses that can serve as terrestrial core biotopes or aquatic radiating sources must be bridgeable for the respective organisms in order to enable and promote exchange. It is important for river/floodplain biocoenosis that core biotopes and terrestrial stepping-stones are situated directly at aquatic radiating sources in order to optimize the lateral connection of the water and floodplain.

An abundance of measures lend themselves to fulfilling the prerequisites cited here in the various areas with regard to the biotopes

of the plants and animals and to uses. The special importance of neobiota, the important aspect of involving the public, the consideration of the recommended measures in planning and financing and the residual need for research, especially for lowland waters are pointed out.

Conclusion:

The concept of the radiating effect presented by the DRL to supplement the habitat system concept (DRL 2008) was at first considered too scientific and not feasible for operationalization by some critics. Moreover, its proposed measures were based only on selective solutions in order to accommodate land users and also to lower costs. The further developed study approaches presented here as well as the results of the Eifel-Rur project now provide proof of the possibility of operationalizing the radiating effect concept. The model presented by the DRL is aligned to an integrated approach to watercourse watersheds and enables its implementation nationwide. The Water Framework Directive in conjunction with the Bird Directive, Habitats Directive and Floods Directive gives new weight to ecological improvement of the status of watercourses and the formation of a water-oriented habitat system in respect of land users and land-use planners (shipping, fishing industry, flood control, agriculture and forestry as well as regional planning). This opportunity needs to be taken advantage of, integrating available experiences and new findings optimally and with regard to efficiency; the project aims to make a contribution to this.

10 Literatur

- BAHL, A.; BENDER, C.; GOTTSCHALK, E.; PFENNINGER, M. & SEUFERT, W. (1999): 6.5.1 Populationsgefährdungsanalysen auf verschiedenen räumlichen Ebenen. – In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & SETTELE, J.: Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Stuttgart: Ulmer. 148-153.
- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A.; ALLAN, J. D.; ALEXANDER, G.; BARNAS, K.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C.; FOLLSTAD-SHAH, J.; GALAT, D.; GLOSS, S.; GOODWIN, P.; HART, D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KATZ, S.; KONDOLF, G. M.; LAKE, P. S.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; PAGANO, L.; POWELL, B. & SUDDUTH, E. (2005): Synthesizing U.S. river restoration efforts. – *Science* 308, 636-637.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2004): Daten zur Natur. – Münster: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, 474 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. – Sch.-R. Naturschutz und Biologische Vielfalt, H. 2. – Münster: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, 84 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2008): Daten zur Natur. Münster: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, 368 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2009): Neoflora. <http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/impatiensglandulifera.html>. Stand 22.01.2009.
- BINDER, F. (2008): Schwemholz aus dem Wald. – LWF aktuell 66, Weißenstephan, 42-44.
- BINOT, M.; BLESS, R. & BOYE, P. (Bearb.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 434 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. – Umweltpolitik, Berlin, 67 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. <http://www.bmu.de/gewaesserschutz/downloads/doc/35242.php>. Stand: 05.03.2008.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007 a): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Berlin, 178 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007 b): Biologische Vielfalt in Deutschland. Bericht über den Zustand von Arten und Lebensräumen nach der EU-Naturschutzrichtlinie (FFH-Richtlinie). – http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/natura_2000/doc/40468.php. Stand 9.01.08.
- BOND, N. R. & LAKE, P. S. (2003): Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. – *Ecological Management and Restoration* 4, 193-198.
- BORCHDING, J. & STAAS, S. (2008): Local Riverine Fish Communities as Promotors for Habitat Restoration in the Floodplain Area of the Lower Rhine. – *American Fisheries Society Symposium* 49, 835-843.
- BORGGRÄFFE, K. & KREKEMEYER, A. (2007): Das blaue Metropolnetz. Entwicklung von Lebensraumkorridoren für den Eurasischen Fischeiter (*Lutra lutra*) auf Grundlage einer Landschaftsraumbewertung in der Metropolregion Hamburg. – *Natur und Landschaft*, 82, H. 12, 541-547.
- BOULTON, A. J. (2007): Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. – *Freshwater Biology* 52, 632-650.
- BRATRICH, C. M. (2004): Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer-Management: Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. – PhD, ETH Zürich, 343 S.
- BROCKMANN-SCHERWASS, U. et al. (2007): Renaturierung der Berkelaeue. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken. – Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt H. 45, 249 S.
- BURCKHARDT, R.; BAIER, H.; BENZKO, U.; BIERHALS, E.; FINCK, P.; LIEGL, A.; MAST, R.; MIRBACH, E.; NAGLER, A.; PARDEY, A.; RIECKEN, U.; SACHTELEBEN, J.; SCHNEIDER, A.; SZEKELY, S.; ULLRICH, K.; van HENGEL, U.; ZELTNER, U. & ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. – Naturschutz u. Biologische Vielfalt 2, Bonn, 84 S.
- DEN BOER, P. J. (1990): The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. – *Biol. Conserv.*, 54, 175-192.
- DICKHAUT, W.; SCHWARK, A.; FRANKE, K. & ASMUSSEN, M. (2006): Fließgewässerrenaturierung heute auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – Gef. durch Bundesministerium für Bildung und Forschung FKZ 1703203. Norderstedt: Books on Demand GmbH, HafenCity Universität Hamburg, 239 S.
- Die Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. – Bundeskanzleramt Berlin, 266 S.
- Die Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. – Berlin, 240 S.
- DISTER, E. & HENRICHFREISE, A. (2009): Veränderung des Wasserhaushalts und Konsequenzen für den Naturschutz. – *Natur und Landschaft* 84, H. 1, 345-352.
- DRL – Deutscher Rat für Landespflege (1989): Wege zu naturnahen Fließgewässern. – *Schr.-R. des DRL*, H. 58, 725-893.
- DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. – *Schr.-R. des DRL*, H. 81, 138 S.
- DÜBLING, U. (2007): fiBS 8.0 – Softwareanwendung zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Website der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: www.LVVG-BW.de. Stand: 23.09.2008.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1997): Uferstreifen an Fließgewässern – Funktion, Gestaltung und Pflege. – *Merkblatt* 244. Bonn.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1998): Feuchtgebiete - Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Konzepte. – *Merkblatt* 248. Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, 93 S.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – DWA-Themen WW-8.1., 256 S.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2006a): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. – DWA-Arbeitsblatt A-262, 24 S.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2006b): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. – DWA Themen, WW 8.0. 157 S.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2008): Aktive Beteiligung fördern! – Ein Handbuch für die bürgernahe Kommune zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – DWA-Themen GB 1.5, 64 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Stuttgart: Ulmer, 5. Aufl., 1096 S.
- EU Commission (2007): Towards sustainable water management in the European Union. First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC. Commission staff working document. Accompanying document to the communication forum from the commission to the European Parliament and the council. COM (2007) 128 final.
- EU-Kommission (2008): Gebietsfremde invasive Arten. – *Natura* 2000 25, 16 S.
- FELD, C. K.; HERING, D.; JÄHNIG, S.; LORENZ, A.; ROLAUFFS, P.; KAIL, J.; HENTER, H.-P. & KOENIG, U. (2007): Ökologische Fließgewässerrenaturierung – Erfahrungen zur Durchführung und Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands. Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- FRANCIS, R. A. & HOGGART, S. P. G. (2008): Waste not, Want not: The Need to Utilize Existing Artificial Structures for Habitat Improvement along Urban Rivers. – *Restoration Ecology* 16, 373-381.
- FREUDE, H.; HARDE, K.-W.; LOHSE, G. A. & KLAUSNITZER, B. (2004): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2. Adepaga 1, Carabidae (Laufkäfer). Begr. von Heinz Freude Bernhard, Hg. von MÜLLER-MOTZFELD, G. – München: Elsevier, Spektrum, Akad. Verl., 521 S.
- FUCHS, D.; HÄNEL, K.; JEBBERGER, J.; LIPSKLA, A.; RECK, H.; REICH, M.; SACHTELEBEN, J.; FINCK, P. & RIECKEN, U. (2007): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. – *Natur und Landschaft* 82, H. 8, 345-352.
- GERKEN, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur. – Freiburg: Rombach, 132 S.
- GERKEN, B.; BÖTTCHER, H.; BÖWINGLOH, F.; DÖRFER, K.; LEIFELD, D.; LEUSHACKESCHNEIDER, C.; LOHR, M. & ROBINSON, A. (1998): Hechtgräben – Naturoase und kulturhistorisches Relikt. – In: Universität-Gesamthochschule Paderborn/BfN (1999): *Sammelordner: Auen-Regeneration*. Höxter, 25-38.
- GERKEN, B.; BÖTTCHER, H.; BÖWINGLOH, F.; DÖRFER, K.; LEUSHACKESCHNEIDER, C.; ROBINSON, A. & WIENHÖFER, M. (1998): Treibgut und Genist – Landschaftsmüll oder Quelle und Antrieb dynamischer Lebensvorgänge in Auen? – In: Universität-Gesamthochschule Paderborn/BfN (1999): *Sammelordner: Auen-Regeneration*. Höxter, 1-24.
- GÜNTHER, J. & ASSMANN, T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) – *Biodiversity and Conservation* 14, 1583-1606.
- GÜNTHER-DIRINGER, D. & DISTER, E. (2004): Großräumige GIS-gestützte Bewertung

- von Flüssen und Strömen in Mitteleuropa. - Vortrag im BFN-Workshop 19.10.2004. http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/wwf_vilm_bfn_19_10_04.pdf. Stand 10.10.2008.
- HAASE, P.; SUNDERMANN, A. & K. SCHINDEHÜTTE (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. - www.fliessgewaesserbewertung.de.
- HANNIG, K. & DREWENSKUS, J. (2005): Charakterisierung redynamisierter Flussuferabschnitte an der Mittleren Ruhr anhand ihrer Laufkäferzönosen. - Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 49 (3), 110-115.
- HARNISCHMACHER, S. (2002): Fluvialmorphologische Untersuchungen an kleinen, naturnahen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen – Eine empirische Studie. - Bochum (= Bochumer Geographische Arbeiten, H. 70) Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum, ISBN: 3-925143-71-8.
- HELFIELD, J. M.; CAPON, S. J.; NILSSON, C.; JANSSON, R. & PALM, D. (2007): Restoration of rivers used for timber floating: Effects on riparian plant diversity. - Ecological Applications 17, 840-851.
- HOHMANN, J. & KONOLD, W. (1997): Renaturierung von Fließgewässern: Das Beispiel der Enz in Pforzheim. - In: Handbuch Angewandte Limnologie, 3. Erg. Lfg., 37 S.
- HONECKER, U. (2005): Bewertung des naturnahen Retentionspotentials in Gewässer-Aue-Systemen. - Saarbrücken. 172 S.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2006): Biotopverbund am Rhein (Bericht IKS 154 und Atlas IKS 155). - Koblenz, 109 S.
- JANSSON, R.; NILSSON, C. & MALMQVIST, B. (2007): Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. - Freshwater Biology 52, 589-596.
- JEDICKE, L. & E. (1992): Farbatlas der Landschaften und Biotope Deutschlands. - Stuttgart: Ulmer, 320 S.
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie (2. Aufl.). - Stuttgart: Ulmer, 287 S.
- JESSEL, B. (2008): Zukunftsaufgabe Klimawandel – der Beitrag der Landschaftsplanung. - Natur und Landschaft 83, H. 7, 311-317.
- JÜRGING, P. (1989): Ausbaumaßnahmen an Fließgewässern. - Schr.-R. des DRL, H. 58, 828-831.
- KAIL, J.; HERING, D.; GERHARD, M.; MUHAR, S. & PREIS, S. (2007): The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. - Journal of Applied Ecology 44, 1145-1155.
- 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. In Druck.
- KAIL, J. & HALLE, M. (2009): Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008. In Druck.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. - Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Angewandte Landschaftsökologie, H.65, 327 S.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft und Stadt 10, 73-85.
- KONOLD, W. (1997): Ziele der Gewässerentwicklung. - In: Baden-Württemberg – Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft mbH (Hg.): Statusbericht 1996. Heidelberg, 34 – 39.
- KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B. & MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie - Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. - Bundesamt für Naturschutz (Hg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt H. 27, 253 S.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde Bd. 28, 21-187.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004): Workshop LAWA-EUF Bonn III „Bestandsaufnahme nach WRRL: Vorgehensweise und Ergebnisse“ am 26./27. April in Siegburg.
- LOHMEYER, W. & KRAUSE, A. (1975): Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. - Schriftenreihe für Vegetationskunde Bd. 9, Bonn-Bad Godesberg, 105 S.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: SCHMIDT, W. (Red.), Sukzessionsforschung. - Ber. Int. Sym. IVW, Rinteln 1973, 613-618. Cramer, Vaduz.
- LORENZ, A.; HERING, D.; FELD, C. & ROLAUFFS, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. - Hydrobiologia 516, 107-127.
- LUANRW – Landesumweltamt des Landes Nordrhein-Westfalen (2001): EP6.2 Uferstreifen. - In: Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. - Merkblatt 26. Essen, 117-120.
- MAC ARTHUR, R. & WILSON, E. O. (1967): The Theory of Island Biogeography. - Princeton University Press, 203 S.
- MAKEF - Entwicklung von Methoden und Verfahren zur Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des "guten ökologischen Potenzials" gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (2005): BMBF-Verbundforschungsprojekt „MAKEF“.
- MARGGI, W. (1992): Faunistik der Sandläufer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelae & Carabidae; Coleoptera) unter besonderer Berücksichtigung der „Roten Liste“. - Documenta Faunistica Helvetiae 13, 477 S.
- MEHL, D. & SCHOTT, M. (2007): Auenbilanzierung: Der Weg von der Datengrundlage zu Bilanzierungen. - Vortrag im BFN-Workshop 23.- 26.04.2007. http://www.rz.uni-karlsruhe.de/~au07/auenbilanzierung/workshop/Auenbilanzierung_DM.pdf. Stand 10.10.2008.
- MEIER, C.; BÖHMER, J.; BISS, R.; FELD, C.; HAASE, P.; LORENZ, A.; RAWER-JOST, C.; ROLAUFFS, P.; SCHINDEHÜTTE, K.; SCHÖLL, F.; SUNDERMANN, A.; ZENKER, A. & HERING, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. - Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. www.fliessgewaesserbewertung.de
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie – 2. Auflage. Heidelberg und Wiesbaden: Quelle und Mayer Verlag. 430 S.
- MUNLV - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2005): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Unterhaltung und zum naturnahen Ausbau von Gewässern. - Unveröffentlichter Bericht, Düsseldorf.
- MURL - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1999): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. - Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 86 S.
- NIEMANN, A. & KOENZEN, U. (2008): Unterstützung der Strahlwirkung durch Maßnahmen an Fließgewässern im Zusammenhang mit der Regenwasserbehandlung. - Schr.-R. des DRL, H. 81, 128-134.
- NIENHUIS, P.H. & LEUVEN, R. S. E. W. (2001): River restoration and flood protection: controversy or synergism? - Hydrobiologia 444, 85-99.
- OBERDORFER, E. (1992, 1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Jena: Fischer. Teil I: 314 S., Teil II 355 S., Teil III 455 S.
- OELKE, H. (2006): Die EXPO-Schilfkläranlage, Gadenstedt, Gemeinde Lahstedt, Kreis Peine, exzellentes Vogelhabitat zwischen Rüben-Weizenäckern. - Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 59, H. 2, 39-68.
- PATT, H.; JÜRGING, P. & KRAUS, W. (2004): Naturnaher Wasserbau. Berlin: Springer, 423 S.
- PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H.69/Band 1, 743, XVI S.
- PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung der Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H.69/Band 2, 693, XVI S.
- Planungsbüro Koenzen (2009): Auswirkungen naturnaher Rückbaumaßnahmen und naturnaher Laufabschnitte – Gezielte Nutzung von Strahlwirkungen und Tritteffekten zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im EZG Eifel-Rur. Endbericht für den Auftraggeber Wasserverband Eifel-Rur. (CD ROM).
- PODRAZA, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen. - Schr.-R. des DRL, H. 81, 21-25.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: STEINBERG, C.; CALMANO, W.; WILKEN, R.-D. & H. KLAPPER: Handbuch der Limnologie. - 19. Erg. Lfg. 7/04, VIII-2.1, 1-16 + Anhang.
- POTTGIESSER, T.; KAIL, J.; SEUTER, S. & HALLE, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II: Endbericht. - http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_endbericht_dez_2003.pdf. Stand Januar 2009.

RENNER, K. (1981/82): Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln. - Faun.-ökol. Mitt. 5, 137-146.

RIECKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A., unter Mitarbeit von HEINZEL, K.; SCHLUMPRECHT, H.; BOEDEKER, D.; KRAUSE, J.; RACHOR, E. & ZETTLER, M. L. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 2. fortgeschriebene Fassung. - Bundesamt für Naturschutz (Hg.) Bonn, Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 318 S.

RÖCK, S. (2007): Ökologische Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken für Fische. - In: RÖCK, S. & KONOLD, W. (2007): Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken. Culterra 50, 53-68.

SCHARBERT, A. & GREVEN, H. (2002): Umgestaltete Abgrabungsseen: Auengewässer der Zukunft? - Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 3, 131-187.

SCHATTMANN, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen - Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5). - Schr.-R. des DRL, H. 81, 86-92.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FÖRSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm, Stand Januar 2006

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

ULLRICH, K.; FINCK, P.; RIECKEN, U. & SACHTELEBEN, J.: 1. Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund. - In: BURCKHARDT, R.; BAIER, H.; BENZKO, U.; BIERHALS, E.; FINCK, P.; LIEGL, A.; MAST, R.; MIRBACH, E.; NAGLER, A.; PARDEY, A.; RIECKEN, U.; SACHTELEBEN, J.; SCHNEIDER, A.; SZEKELY, S.; ULLRICH, K.; van HENGEL, U.; ZELTNER, U. & ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. - Naturschutz u. Biologische Vielfalt 2, 59-63.

VDG – Vereinigung deutscher Gewässerschutz e. V. (2006): Fische in Bächen und Flüssen. - Bonn, 60S.

WEBER, A. & BRAUMANN, F. (2008): Effizienz von Brücken und Kleintierdurchlässen als Migrationshilfen für Säugetiere. - Naturschutz und Landschaftsplanung 40, H. 9, 280-287.

WENDLER, W. (2007): Bewirtschaftungsplanung nach WRRL versus FFH-Managementplanung. - Naturschutz und Landschaftsplanung 39, H. 3, 73-78.

WFD-CIS - Working Group on Water Bodies (2003): Identification of Water Bodies. Guidance document No. 2. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 24 p.

WOOLSEY, S.; CAPELLI, F.; GONSER, T. O. M.; HOEHN, E.; HOSTMANN, M.; JUNKER, B.; PAETZOLD, A.; ROULIER, C.; SCHWEIZER, S.; TIEGS, S. D.; TOCKNER, K.; WEBER, C. & PETER, A. (2007): A strategy to assess river restoration success. - Freshwater Biology 52, 752-769.

Gesetze/Konventionen

International

Bonner Konvention – Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten – vom 23. Juni 1979.

Ramsar-Konvention - Übereinkommen über den Schutz von Feuchtgebieten, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung vom 2. Februar 1971.

Washingtoner Artenschutzübereinkommen - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES) vom 3. März 1973.

Europa

EG (1979): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten 79/409/EWG (Vogelschutzrichtlinie). ABl. L 103 vom 25.4.1979, S. 1.

EG (1992): Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie), ABl. L 206 v. 22.7.1992, S. 7.

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

EU (2007): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Hochwasserrahmenrichtlinie). ABl. L 288/27 v. 6.11.2007.

Bund

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 8. April 2008 (BGBl. I S. 686).

Wasserhaushaltsgesetz – Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 19. August 2002 (BGBl. I S. 3245), zuletzt geändert durch Art. 8 G v. 22.12.2008 (BGBl. I S. 2986).

Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316).

Gesetz zur Neufassung des Raumordnungsgesetzes und zur Änderung anderer Vorschriften (GeROG) vom 22. Dezember 2008 (BGBl. I Nr. 65, 2986-2999).

Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes vom 3. Mai 2005 (BGBl. I Nr. 26, 1244-1228).

Länder

Baden-Württemberg

Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft (Naturschutzgesetz - NatSchG) i. d. F. d. Bek. v. 13. Dezember 2005 (BVBl. S. 745).

Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) v. 25.02.1960 (GBl. S. 17) i. d. F. der Bek. vom 20.01.2005 (GBl. S. 219), zul. geänd. durch Berichtg. v. 23.05.2005 (GVBl. S. 404).

Landesplanungsgesetz (LplG) i. d. F. d. Bek. v. 10.7.03 (GBl. S. 385).

Fischereigesetz für Baden-Württemberg (FischG) vom 14. November 1979, GBl. S. 466, zuletzt geändert durch Artikel 16 des Gesetzes zur Umstellung landesrechtlicher Vorschriften auf Euro und zur Änderung des Fischereigesetzes (Euromstellungsgesetz Baden-Württemberg - EurUG) vom 20. November 2001, GBl. S.605.

Bayern

Gesetz über den Schutz der Natur, die Pflege der Landschaft und die Erholung in der freien Natur (Bayerisches Naturschutzgesetz - Bay-NatSchG) i. d. F. d. Bek. v. 23. Dezember 2005 (GVBl. S. 2).

Bayerisches Wassergesetz (BayWG) i. d. F. d. Bek. v. 19.07.1994 (GVBl. S. 822), zuletzt geänd. durch Gesetz am 24.07.2003 (GVBl. S. 482).

Bayerisches Landesplanungsgesetz (BayPlG) i. d. F. d. Bek. vom 16. September 1997 (GVBl. S. 500), zuletzt geänd. durch § 1 des Gesetzes vom 26. April 2000 (GVBl. S. 280).

Fischereigesetz für Bayern (BayFiG), zuletzt geänd. durch Gesetz vom 10. Juni 2008 (GVBl. S. 320).

Berlin

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege von Berlin (Berliner Naturschutzgesetz – NatSchGBln) i. d. F. v. 9. November 2006 (GVBl. S. 1074).

Berliner Wassergesetz (BWG) i. d. F. d. Bek. v. 17.06.2005 (GVBl. S. 357).

Vertrag über die Aufgaben und Trägerschaft sowie Grundlagen und Verfahren der gemeinsamen Landesplanung zwischen den Ländern Berlin und Brandenburg (Landesplanungsvertrag) vom 6. April 1995, Gesetze zum Vertrag v. 4. Juli 1995 (GVBl für Berlin 1995 S. 407) und v. 20. Juli 1995 (GVBl I S. 210), zuletzt geänd. durch den Zweiten Staatsvertrag über die Änderung des Landesplanungsvertrages v. 5. Januar 2001 (GVBl. I Brandenburg S. 42, 47).

Berliner Landesfischereigesetz - LFischG - v. 19. Juni 1995 (GVBl. S. 358; 4.3.2005 S. 125; 11.7.2006 S. 819).

Brandenburg

Gesetz über den Naturschutz und die Landschaftspflege im Land Brandenburg (Brandenburgisches Naturschutzgesetz - BbgNatSchG) i. d. F. d. Bek. vom 26. Mai 2004, S.350, geändert durch Artikel 7 des Gesetzes vom 28. Juni 2006 (GVBl. S.74, 79).

Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) i. d. F. d. Bek. v. 08.12.2004 (GVBl. I S. 50).

Vertrag über die Aufgaben und Trägerschaft sowie Grundlagen und Verfahren der gemeinsamen Landesplanung zwischen den Ländern Berlin und Brandenburg (Landesplanungsvertrag) vom 6. April 1995, Gesetze zum Vertrag vom 4. Juli 1995 (GVBl für Berlin 1995 S. 407) und vom 20. Juli 1995 (GVBl I S. 210), zuletzt geänd. durch den Zweiten Staatsvertrag über die Änderung des Landesplanungsvertrages vom 5. Januar 2001 (GVBl. I Brandenburg S. 42, 47).

Fischereigesetz für das Land Brandenburg (BbgFischG) v. 13. Mai 1993 (GVBl. I/93, [Nr. 12], S.178), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes v. 28. Juni 2006 (GVBl. I/06, [Nr. 07], S.74, 76).

Bremen

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bremisches Naturschutzgesetz - BremNatSchG) zuletzt geänd. 21. Nov. 2006 (GVBl. S. 467).

Bremisches Wassergesetz (BremWG) i. d. F. der Bek. vom 24.02.2004 (Brem. GBl. S. 45), zuletzt geänd. am 21.11.2006 (Brem. GBl. S. 467).

Ausführungsrichtlinien zur Förderung der Fischwirtschaft im Lande Bremen v. 29. Juni 2001 (Amtsblatt S. 289).

Hamburg

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Hamburgisches Naturschutzgesetz – Hmb-NatSchG) v. 9. Oktober 2007 (HmbGVBl. S. 355).

Hamburgisches Wassergesetz (HWaG) i. d. F. der Bek. v. 29.03.2005 (GVBl. S. 97), geänd. durch Art. 10 des Gesetzes v. 01.09.2005 (GVBl. S. 377).

Hessen

Hessisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Hessisches Naturschutzgesetz - HENatG) v. 4. Dezember 2006 (GVBl. I S.619).

Hessisches Wassergesetz (HWG) i. d. F. der Bek. v. 06.05.2005 (GVBl. I S. 305).

Hessisches Landesplanungsgesetz (HLPG) i. d. F. d. Bek. v. 06.09.2002 (GVBl. I S. 548).

Fischereigesetz für das Land Hessen (Hessisches Fischereigesetz - HFischG -) vom 19. Dezember 1990 (zuletzt geändert durch das Gesetz zur Änderung des Hessischen Fischereirechtes und weiterer Rechtsvorschriften v. 01. Oktober 2002, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Hessen, Teil I, S.614).

Mecklenburg-Vorpommern

Gesetz zum Schutz der Natur und der Landschaft im Lande Mecklenburg-Vorpommern (Landesnaturschutzgesetz - LNatG M-V) i. d. F. d. Bek. vom 22. Oktober 2002 (GVOBl. M-V 2003, S. 1), zuletzt geänd. 14. Juli 2006 (GVOBl. M-V S. 560).

Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG) v. 30.11.1992 (GOBl. M-V S.669), geänd. durch § 15 Nr. 3 v. 02.03.1993 (GVOBl. M-V S. 178).

Gesetz über die Raumordnung und Landesplanung des Landes Mecklenburg-Vorpommern – Landesplanungsgesetz (LPIG) – v. 31.3.1992 (GVOBl. M-V S.242) i. d. F. d. Bek. v. 05.05.1998 (GVOBl. M-V S. 503).

Fischereigesetz für das Land Mecklenburg-Vorpommern (Landesfischereigesetz - LFischG M-V) v. 13. April 2005 (GVOBl. M-V 2005, S. 153).

Niedersachsen

Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG) i. d. F. v. 11. April 1994 (Niedersachsen GVBl. 1994, S. 155).

Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) i. d. F. v. 25.7.2007 (GVBl. S. 345).

Niedersächsisches Gesetz über Raumordnung und Landesplanung (NROG) i. d. F. d. Neubek. v. 07.06.2007 (GVBl. S. 223).

Niedersächsisches Fischereigesetz (NdsFischG) vom 1. Februar 1978, Niedersachsen GVBl. S. 81, zuletzt geändert am 26. April 2007, Niedersachsen GVBl. S. 144.

Nordrhein-Westfalen

Gesetz zur Sicherung des Naturhaushalts und zur Entwicklung der Landschaft (Landschaftsgesetz - LG); i. d. F. d. Bek. v. 21. Juli 2000 (GV NW S. 568) zuletzt geändert am 19. Juni 2007 (GV NW S. 226), ber. 15. August 2007 (GV Bl. S. 316).

Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (LWG) i. d. F. d. Bek. v. 25.6.1995, GV NW S. 926 zul.geänd. 11.12.2007, GV.NW S.708.

Landesplanungsgesetz (LPIG) i. d. F. d. Bek. vom 3. Mai 2005 (GVBl. S. 430).

Fischereigesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (Landesfischereigesetz - LFischG) i. d. F. d. Bek. v. 22. Juni 1994 (GV.NW. S. 516 ber. S. 864) zuletzt geänd. am 11. Dezember 2007 (GVNRW S. 662).

Rheinland-Pfalz

Landesgesetz zur nachhaltigen Entwicklung von Natur und Landschaft (Landesnaturschutzgesetz - LNatSchG) v. 28. September 2005 (GVBl 2005, S. 387).

Wassergesetz für das Land Rheinland-Pfalz (LWG) i. d. F. d. Bek. v. 22.1.2004 (GVBl. S. 54), zuletzt geänd. durch Gesetz v. 05.4.2005 (GVBl 2005, S. 98).

Landesplanungsgesetz (LPIG) v. 10. April 2003 (GVBl. S. 41).

Landesfischereigesetz (LFischG) v. 9. Dezember 1974, GVBl. S.601, zuletzt geändert am 1. März 2001, GVBl. S.65; Änderungen zuletzt durch Gesetz v. 2.3.2004 (GVBl. S. 198).

Saarland

Gesetz zum Schutz der Natur und Heimat im Saarland (Saarländisches Naturschutzgesetz - SNG) vom 5. April 2006 (Amtsbl. S. 726).

Saarländisches Wassergesetz (SWG) v. 30.07.2004 (Amtsbl. S. 1994).

Saarländisches Landesplanungsgesetz (SLPG) v. 12. Juni 2002 (Amtsbl. S. 1506).

Landesverordnung über die Fischerei in den Grenzgewässern Mosel, Sauer und Our v. 18. November 1986 (GVBl. S. 359) zuletzt geänd. durch Artikel 1 Verordnung v. 10. Dezember 2001 (GVBl. S. 299).

Sachsen

Sächsisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Sächsisches Naturschutzgesetz – SächsNatSchG) i. d. F. d. Bek. v. 03.07.2007 (SächsGVBl. S. 321).

Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) i. d. F. d. Bek. v. 18.10.2004, SächsGVBl. S. 482, zuletzt geändert am 29.01.2008 (SächsGVBl. S. 138).

Gesetz zur Raumordnung und Landesplanung des Freistaates Sachsen (Landesplanungsgesetz – SächsLPIG) v. 14. Dezember 2001 (GVBl. S. 716) zuletzt geändert durch Art. 5 des Gesetzes v. 14. November 2002 (GVBl. S. 310).

Sächsisches Fischereigesetz - SächsFischG vom 9. Juli 2007 (GVBl. Nr. 9 v. 30. Juli 2007 S. 310; 29.01.2008 S. 138).

Sachsen-Anhalt

Naturschutzgesetz des Landes Sachsen-Anhalt (NatSchG LSA) v. 23. Juli 2004 (GVBl. S. 454).

Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) i. d. F. d. Bek. v. 21. April 1998 (GVBl. LSA S. 186), zuletzt geänd. am 12. April 2006 (GVBl. LSA S. 248).

Landesplanungsgesetz des Landes Sachsen-Anhalt (LPIG) vom 28. April 1998 (GVBl. LSA S. 255).

Fischereigesetz des Bundeslandes Sachsen-Anhalt (FischG) vom 31. August 1993 (GVBl. LSA S.464).

Schleswig-Holstein

Gesetz zum Schutz der Natur (Landesnaturschutzgesetz - LNatSchG) v. 6. März 2007, GVBl. Schl.-H. S. 136, geändert am 17 August 2007 (GVBl. Schl.-H. S. 426).

Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein (Landeswassergesetz - LWG -) i. d. F. d. Bek. v. 7. Januar 2004 (GVBl. Schl.-H. S. 8).

Gesetz über die Landesplanung (Landesplanungsgesetz) vom 13. April 1971 (GVOBl. Schl.-H. S. 152) i. d. F. d. Bek. v. 10. Februar 1996 (GVOBl. Schl.-H. S. 232).

Gesetz über Grundsätze zur Entwicklung des Landes (Landesentwicklungsgrundsatzgesetz) v. 31. Oktober 1995 (GVOBl. Schl.-H. S. 364).

Fischereigesetz für das Land Schleswig-Holstein (Landesfischereigesetz – LFischG) v. 10. Februar 1996, zuletzt geändert durch das Gesetz v. 12. Dezember 1997 (GVOBl. Schl.-H., S. 471).

Thüringen

Thüringer Gesetz für Natur und Landschaft (ThürNatG) i. d. F. d. Bek. v. 30. August 2006 (GVBl. S. 421), geändert durch Artikel 22 des Thüringer Haushaltsbegleitgesetzes 2008/2009 v. 20. Dezember 2007 (GVBl. S. 267 v. 28. Dezember 2007).

Thüringer Wassergesetz (ThürWG) i. d. F. d. Bek. v. 23. Februar 2004, GVBl. S. 244, zuletzt geänd. am 20. Dezember 2007 (GVBl. S. 267).

Thüringer Landesplanungsgesetz (ThürLPIG) vom 15. Mai 2007 (GVBl. S. 45).

Thüringer Fischereigesetz (ThürFischG) i. d. F. d. Bek. v. 28. Juni 2006 (GVBl. S. 331).

**Anhang 1:
Ergänzungen zu Kapitel 4:
Die Bedeutung der Strahlwirkung für
den Aufbau eines Biotopverbunds an
Fließgewässern: Untersuchung am
Beispiel des Makrozoobenthos**

Jochem Kail

zu 4.1 Einleitung

Im Kapitel 4 wurde der grundsätzliche Untersuchungsansatz sowie die wesentlichen Ergebnisse einer Untersuchung zur Strahlwirkung vorgestellt. Ergänzend hierzu werden im Folgenden die Methodik ausführlicher beschrieben und weitere Ergebnisse präsentiert. Der Anhang richtet sich an das interessierte Fachpublikum, setzt ein gewisses Basiswissen im Bereich der Statistik und des Bewertungsverfahrens PERLODES für das Makrozoobenthos voraus und sollte bei Interesse ergänzend zu Kapitel 4 gelesen werden. Eine zusammenhängende Darstellung der Untersuchung findet sich darüber hinaus in KAIL & HALLE (2009) sowie KAIL & HERING (2009).

zu 4.2 Untersuchungsansatz

Grundsätzlicher Untersuchungsansatz

Die in Abschnitt 4.1 genannten grundsätzlichen Überlegungen, auf denen das Konzept der Strahlwirkung basiert, stellen aus wissenschaftlicher Sicht Hypothesen dar. Durch die vorliegende Untersuchung sollen diese Hypothesen überprüft werden. Da keine flächendeckenden Daten zum ökologischen Zustand der Gewässer zur Verfügung stehen, wurde die Gewässerstruktur als Ersatzgröße zur Beschreibung der Naturnähe des Ober- und Unterlaufs der Probestellen herangezogen.

Dies ist bei der Interpretation der im Folgenden dargestellten Ergebnisse zu berücksichtigen: Mit Hilfe dieser Ersatzgröße lässt sich untersuchen, ob der Ober- bzw. Unterlauf einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand der Probestellen besitzt (erste Hypothese in Abschn. 4.1). Es ist im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht möglich eindeutig zu klären, ob der Einfluss des Ober- bzw. Unterlaufs auf einem abiotischen Effekt beruht oder tatsächlich auf die aktive und passive Migration von Individuen zurückzuführen ist, d. h. eine „biologische“ Strahlwirkung vorliegt (zweite Hypothese in Abschn. 4.1). Jedoch legen die Ergebnisse nahe, dass der im Folgenden nachgewiesene Einfluss des Oberlaufs zum überwiegenden Teil auf der

Migration von Individuen und damit einer Strahlwirkung beruht.

**Gewässerstruktur als Ersatzgröße zur
Beschreibung der Naturnähe des Ober-
und Unterlaufs**

Bei der Untersuchung der Beziehung zwischen der lokalen Gewässerstruktur und dem lokalen ökologischen Zustand des Makrozoobenthos an den Probestellen wurden nur Gewässerstruktur-Parameter berücksichtigt, die an den 104 Probestellen in unterschiedlichen Ausprägungen vorkommen (z. B. Laufkrümmung in den Ausprägungen mäandrierend bis geradlinig). Grund hierfür ist, dass sich ein statistischer Zusammenhang überhaupt nur dann nachweisen lässt, wenn die Werte für den Gewässerstruktur-Parameter im Datensatz variieren und dieser zumindest theoretisch einen Einfluss auf die Werte des ökologischen Zustands besitzen kann (z. B. nicht möglich, wenn der Parameter Laufkrümmung im Datensatz nur in den Ausprägungen geradlinig und gestreckt vorkommt). Vierzehn der 25 Gewässerstruktur-Parameter weisen einen solchen Gradienten im Datensatz auf.

Da es sich bei den Bewertungs-Ergebnissen der Gewässerstruktur-Kartierung um ordinalskalierte Daten handelt, wurden nicht-parametrische statistische Verfahren angewandt (Spearman Rang-Korrelation). Aus den so ermittelten, biozönotisch relevanten Parametern wurde ein gewichteter Mittelwert berechnet (Habitat Metric), d. h. die Struktur-Bewertung (Klasse 1-7) des Parameters Laufkrümmung geht am stärksten, die Bewertung des Parameters Breitenvarianz am schwächsten in den Mittelwert ein. Dieser Habitat Metric korreliert sehr viel besser mit dem ökologischen Zustand und ist damit ein besserer Indikator für die Habitatqualität als einzelne Gewässerstruktur-Parameter oder die Gesamtbewertung gemäß des LAWA Vor-Ort-Verfahrens. So erklärt der Habitat Metric (Spearman $R^2 = 0,20$) den ökologischen Zustand fast doppelt so gut wie der Zustand der Sohle ($R^2 = 0,13$) bzw. die Gesamtbewertung ($R^2 = 0,10$) gemäß des LAWA Vor-Ort-Verfahrens.

Der Habitat Metric soll im Folgenden nicht dazu verwendet werden, den ökologischen Zustand des Ober- bzw. Unterlaufs genau zu prognostizieren. Trotz des höheren Erklärungsanteils im Vergleich zu den Gewässerstruktur-Parametern eignet sich der Habitat Metric dazu nicht (vgl. unten genannter Pearson $r^2 = 0,24$). Dies ist auch nicht zu erwarten, da der ökologische Zustand, wie in Abschnitt 4.2 erläutert, neben

der lokalen Habitatqualität noch von einer Vielzahl weiterer Einflussfaktoren abhängt, unter anderem von der Strahlwirkung. Er dient vielmehr dazu, den Ober- bzw. Unterlauf grob zu klassifizieren in: naturnahe Gewässerabschnitte (sehr guter bis guter ökologischer Zustand), degradierte Gewässerabschnitte (mäßiger bis unbefriedigender ökologischer Zustand) und stark degradierte Gewässerabschnitte (schlechter ökologischer Zustand). Mit Hilfe des Habitat Metric lassen sich 73 % der Probestellen diesen drei Kategorien korrekt zuordnen. Die Probestellen mit einem sehr guten bis guten ökologischen Zustand werden mit Hilfe des Habitat Metric mit einer Wahrscheinlichkeit von 85 % auch als solche naturnahen Gewässerabschnitte erkannt.

Da es sich bei dem Habitat Metric im Gegensatz zu den Bewertungsergebnissen der Gewässerstruktur-Kartierung um eine metrisch skalierte Variable handelt, konnten im Weiteren auch parametrische statistische Verfahren angewandt werden (Pearson Korrelation, multiple lineare Regression).

**Berücksichtigung wichtiger
Einflussfaktoren**

Die wesentlichen der in Abschnitt 4.2 genannten Einflussfaktoren bzw. Belastungen auf Ebene des Einzugsgebiets wurden weitestgehend ausgeschlossen. Es wurden nur Probestellen berücksichtigt, die folgende Kriterien erfüllen:

- keine saprobielle Belastung (PERLODES Modul Saprobie mindestens mit „gut“ bewertet)
- nicht versauert (PERLODES Modul Versauerung mindestens mit „gut“ bewertet)
- keine hydraulische Belastung (Auswertung der Artenlisten der Probestellen mit dem CAUSA-LIM Verfahren des umweltbüro-essen)
- geringe Anzahl von Querbauwerken und Rückstauereichen im Hauptlauf und den mit berücksichtigten Nebengewässern
 - Gesamtlänge der Rückstauereiche bis 3 km im Oberlauf < 0,3 km;
 - Gesamtlänge der Rückstauereiche bis 5 km im Oberlauf < 0,5 km.

Als Indikator für andere Belastungen aus dem Einzugsgebiet wurde die Flächennutzung herangezogen (CORINE Landnutzungsdaten). Die Habitatqualität an den Probestellen wurde durch den Habitat Metric an den Probestellen beschrieben. Die Ergebnisse einer Voruntersuchung haben gezeigt, dass diese beiden Variablen stark co-korreliert

sind mit der Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs. Daher wurden diese als Co-Variablen in den im Folgenden beschriebenen multivariaten Analysen verwendet.

Mit Hilfe der hier verwendeten multivariaten statistischen Methoden (multiple lineare Regression) lässt sich bestimmen, welchen zusätzlichen Einfluss die Habitatqualität des Ober- und Unterlaufs auf den lokalen ökologischen Zustand besitzt (Schnittfläche „a“ in Abb. 50), indem der Einfluss der co-korrelierten Co-Variablen herausgerechnet wird (semi-partielle Korrelation). Das Maß für den Einfluss bzw. die Stärke der Beziehung ist der so genannte Erklärungsanteil r^2 , der zwischen 0 und 1 liegt. Er gibt an, zu welchem Anteil die Unterschiede des ökologischen Zustands an den Probestellen (Varianz im Datensatz) durch die Variablen (Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs und Co-Variablen) erklärt werden. Dabei wird unterschieden zwischen:

- den Erklärungsanteilen, die sich eindeutig und allein auf die Habitatqualität des Ober- und Unterlaufs bzw. der Co-Variablen zurückführen lassen (semi-partieller Determinationskoeffizient spr^2 , Schnittflächen „a“ und „b“ in Abb. 50) und
- dem Erklärungsanteil, der sich aufgrund der Co-Korrelationen keiner der Variablen eindeutig zuordnen lässt (gemeinsame Varianz, Schnittfläche „c“ in Abb. 50).

Die Strahlwirkung lässt sich nur dann nachweisen, wenn die Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs einen statistisch

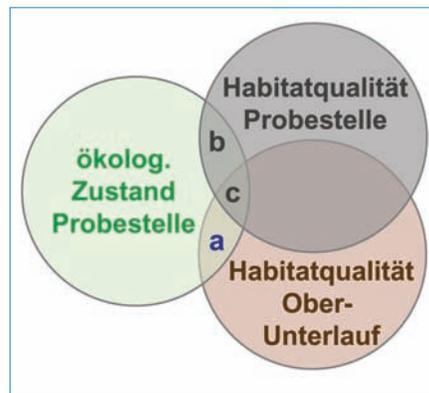


Abb. 50: Schematische Darstellung des Einflusses der Variablen „Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs“ und „Habitatqualität der Probestellen“ auf den ökologischen Zustand an den Probestellen. Dargestellt ist der Einfluss, der sich eindeutig auf eine der zwei Variablen zurückführen lässt (Schnittflächen a und b) bzw. der Erklärungsanteil, der aufgrund der Co-Korrelation keiner der zwei Variablen eindeutig zugeordnet werden kann (gemeinsame Varianz, Schnittfläche c).

signifikanten, zusätzlichen Erklärungsanteil besitzt (Schnittfläche „a“ in Abb. 50). Als Signifikanzniveaus wurden für die bivariaten Korrelationsanalysen $p < 0,01$ (99 % Wahrscheinlichkeit) und für multivariaten Analysen $p < 0,05$ (95 % Wahrscheinlichkeit) verwendet.

Voraussetzung für die Anwendung parametrischer statistischer Verfahren (Pearson Korrelation, multiple lineare Regression) ist die Normalverteilung der Daten. Die Daten zum ökologischen Zustand und die Flächennutzungsdaten wurden entsprechend transformiert um sie der Normalverteilung anzunähern. Die übrigen Variablen sind normal verteilt.

Untersuchung des Einflusses der Nutzung im Einzugsgebiet und der lokalen Habitatqualität auf den lokalen ökologischen Zustand der Probestellen

In Abschnitt 4.2 (Absatz: Berücksichtigung wichtiger Einflussfaktoren) wurde erwähnt, dass die Nutzung im Einzugsgebiet und die lokale Habitatqualität die Besiedlung eines Gewässerabschnitts maßgeblich beeinflusst. Dieser Einfluss wurde bereits in anderen Studien untersucht und konnte auch in dem vorhandenen Datensatz nachgewiesen werden.

Einfluss der Nutzung im Einzugsgebiet

In den Teil-Einzugsgebieten im Oberlauf der Probestellen kommen 21 CORINE Landnutzungskategorien vor. Diese wurden in folgende vier Gruppen zusammengefasst und deren Flächenanteil im Teil-Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen berechnet: Gehölze, extensive Landwirtschaft, intensive Landwirtschaft und Siedlungsflächen.

Darüber hinaus wurden die Kategorien „intensive Landwirtschaft“ und „Siedlungsfläche“ zusammengefasst und als Indikator für den Landnutzungsdruck verwendet. Im Rahmen einer Voruntersuchung wurde die Beziehung zwischen dem Anteil dieser vier Landnutzungs-Kategorien im Teil-Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen und dem ökologischen Zustand des Makrozoobenthos an den Probestellen untersucht. Am besten korreliert der Indikator für den Landnutzungsdruck mit dem ökologischen Zustand ($p < 0,01$, $r = -0,49$, $n = 104$). Daher wurde der Anteil der intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen und Siedlungsflächen zur Beschreibung der Nutzung im Teil-Einzugsgebiet der Probestellen herangezogen.

Einfluss der lokalen Habitatqualität

Zur Beschreibung der lokalen Habitatqualität wurde der Habitat Metric der beprobten Gewässerabschnitte herangezogen. Dieser korreliert mit dem ökologischen Zustand an den Probestellen ($p < 0,01$, $r = 0,49$, $n = 104$).

Untersuchung der Co-Korrelationen

In Abschnitt 4.2 (Absatz Berücksichtigung wichtiger Einflussfaktoren) wurde erwähnt, dass die Nutzung im Einzugsgebiet und die lokale Habitatqualität nicht nur mit dem ökologischen Zustand an den Probestellen korreliert sind sondern auch mit der Habitatqualität des Ober- bzw. Unterlaufs co-korrelieren. Die lokale Habitatqualität korreliert mit der Habitatqualität der ersten vier Entfernungskategorien im Unterlauf und aller Entfernungskategorien im Oberlauf

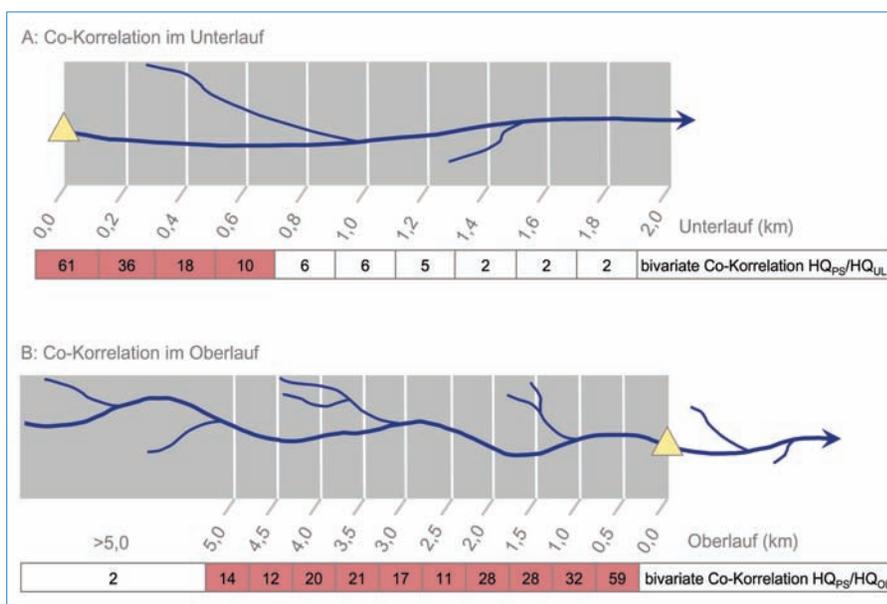


Abb. 51: Co-Korrelationen in den Entfernungskategorien im Unterlauf ($n = 70$) und Oberlauf ($n = 52$). Signifikante Korrelationen sind farblich unterlegt ($p < 0,01$). Angegeben sind die Erklärungsanteile (r^2 in %) für die Co-Korrelation lokale Habitatqualität an Probestelle (HQ_{PS}) mit Habitatqualität im Unterlauf (HQ_{UL}) bzw. Habitatqualität im Oberlauf (HQ_{OL}).

(Abb. 51). Daher ist es notwendig, die lokale Habitatqualität an den Probestellen sowohl bei der Untersuchung der Strahlwirkung des Oberlaufs- als auch des Unterlaufs als Co-Variable zu berücksichtigen.

Die Nutzung im Einzugsgebiet korreliert mit der Habitatqualität in der obersten Entfernungskategorie (4,5-5,0 km oberstrom, $p < 0,01$), jedoch nicht mit der Habitatqualität im Unterlauf. Daher ist es nur notwendig, die Nutzung als zusätzliche Co-Variable bei der Untersuchung der Strahlwirkung des Oberlaufs zu berücksichtigen.

zu 4.3 Ergebnisse zur Strahlwirkung

Nachweis der Strahlwirkung des Oberlaufs und Länge des Strahlwegs

Die Wahrscheinlichkeit eines Einflusses nimmt nach dem abrupten Rückgang 2,5 km oberhalb der Probestellen allmählich wieder zu. Der oberhalb der 10 Entfernungskategorien liegende Oberlauf hat fast einen statistisch signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen (Wahrscheinlichkeit eines Einflusses 93 %). Dieses räumliche Muster lässt sich am besten durch die Wirkung verschiedener Prozesse erklären: Der Einfluss der direkt oberhalb der Probestelle angrenzenden Gewässerabschnitte beruht zum größten Teil auf der Verdriftung von Organismen, d. h. auf einem biologischen Effekt des Oberlaufs. Diese Wirkung bricht nach ca. 2,5 km ab. In den weiter oberhalb gelegenen Entfernungskategorien nimmt die Wahrscheinlichkeit eines Einflusses wieder zu. Dies lässt sich dadurch erklären, dass in den oberen Entfernungskategorien eine zunehmende Zahl an Nebengewässern berücksichtigt wird, so dass die Entfernungskategorien immer mehr die generelle Habitatqualität im Teil-Einzugsgebiet widerspiegeln.

Die Nutzung im Einzugsgebiet wurde als Co-Variable verwendet. Daher ist der generelle morphologische Zustand des Einzugsgebiets offensichtlich ein Indikator für abiotischen Effekte, die nicht direkt mit der Nutzung im Einzugsgebiet in Verbindung stehen bzw. mit dieser korreliert sind. Da die hier verwendeten CORINE-Landnutzungs-Daten eine geringe räumliche Auflösung besitzen, werden kleinräumige Nutzungen entlang der Gewässer nicht erfasst. Der morphologische Zustand ist daher möglicherweise ein Indikator z. B. für das Vorhandensein bzw. Fehlen eines Gewässerrandstreifens, des damit verbundenen Eintrags von Feinsedimenten und Nährstoffen und der negativen

Wirkung auf den ökologischen Zustand an den Probestellen.

Die Frage auf welchen Prozessen der Einfluss der angrenzenden Gewässerabschnitte beruht, lässt sich im Rahmen dieser Untersuchung nicht abschließend klären. Aufgrund der obigen Überlegungen ist jedoch zu vermuten, dass es sich bei dem Einfluss des Oberlaufs bis ca. 2,5 km oberhalb der Probestellen zumindest größtenteils um einen biologischen Effekt, d. h. eine Strahlwirkung im Sinne der Definition des DRL (2008) handelt.

Bedeutung der Strahlwirkung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität

In einem multivariaten statistischen Modell (MLR Modell) wurde berechnet, welcher Einfluss sich allein durch die Habitatqualität des Oberlaufs bzw. die lokale Habitatqualität an der Probestelle erklären lässt (Schnittfläche a bzw. b in Abb. 50) sowie welcher Erklärungsanteil sich keinem der zwei Parameter eindeutig zuordnen lässt (gemeinsame Varianz, Schnittfläche c in Abb. 50). Selbst wenn die gesamte gemeinsame Varianz dem Parameter „Habitatqualität der Probestelle“ zugeordnet wird, hat die Habitatqualität des Oberlaufs (32%) eine zwar geringere, jedoch überraschend hohe Bedeutung im Vergleich zur lokalen Habitatqualität an der Probestelle (68 %) (oberste Säule in Abb. 52).

Für die obigen Auswertungen wurde zur Beschreibung der Habitatqualität im Oberlauf der mittlere Habitat Metric verwendet und damit der gesamte, positive und negative Einfluss des Oberlaufs betrachtet.

Um zu untersuchen, ob der Einfluss des Oberlaufs auf eine positive oder negative Strahlwirkung zurückzuführen ist, wurde der Anteil von Abschnitten im Oberlauf mit

einem Habitat Metric von 1-2, 3, 4, 5 und 6-7 berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl die naturnahen Abschnitte (Habitat Metric 1-2) einen signifikanten positiven als auch die stark degradierten Abschnitte (Habitat Metric 6-7) einen signifikanten negativen Einfluss auf den lokalen ökologischen Zustand an den Probestellen besitzen (Abb. 52). Die angrenzenden Abschnitte mit einer mittleren Habitatqualität besitzen keinen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand an den Probestellen.

Die Habitatqualität des Oberlaufs (0-2,5 km) korreliert mit der Nutzung im Einzugsgebiet ($p < 0,05$, $r = 0,28$, $n = 80$). Daher ist es möglich, dass die Bedeutung der Variable „Habitatqualität des Oberlaufs“ in dem Regressions-Modell zum Teil auf dieser Co-Korrelation beruht. Jedoch ist der Erklärungsanteil dieser Co-Korrelation vergleichsweise gering ($r^2 = 0,08$).

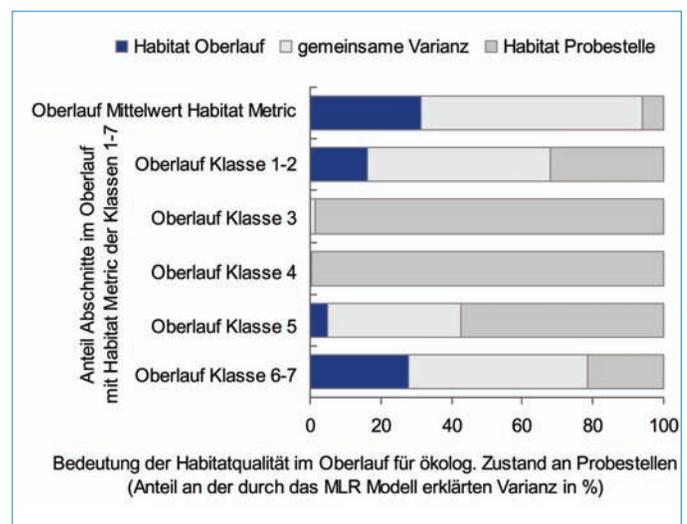
Anforderungen an Strahlursprünge

Mindestanforderungen an die Länge

Um die Mindestlänge der Strahlursprünge zu bestimmen wurden Probestellen ausgewählt, die einen – im Vergleich zur lokalen Habitatqualität – besseren ökologischen Zustand aufweisen (Abb. 53). Die Auswahl wurde auf Probestellen mit einer mittleren Habitatqualität beschränkt (Habitat Metric 3-5), die am stärksten von der Strahlwirkung beeinflusst werden (siehe folgende Untersuchung zu den Anforderungen an Strahlwege und Trittsteine).

An diesen Probestellen wurde die Länge der naturnahen Gewässerabschnitte (Habitat Metric 1-2) im Oberlauf bestimmt, die potenziell als Strahlursprünge wirken und damit die Mindestlänge für Strahlursprünge abgeschätzt. Bei diesem Ansatz

Abb. 52: Bedeutung der Habitatqualität im Oberlauf (bis 2,5 km oberhalb der Probestellen) im Vergleich zur lokalen Habitatqualität an den Probestellen ($n = 80$). Zur Beschreibung der Habitatqualität wurde die mittlere Habitatqualität, sowie der Anteil von Abschnitten mit Habitat Metric der Klasse 1-2, 3, 4, 5 und 6-7 im Oberlauf herangezogen).



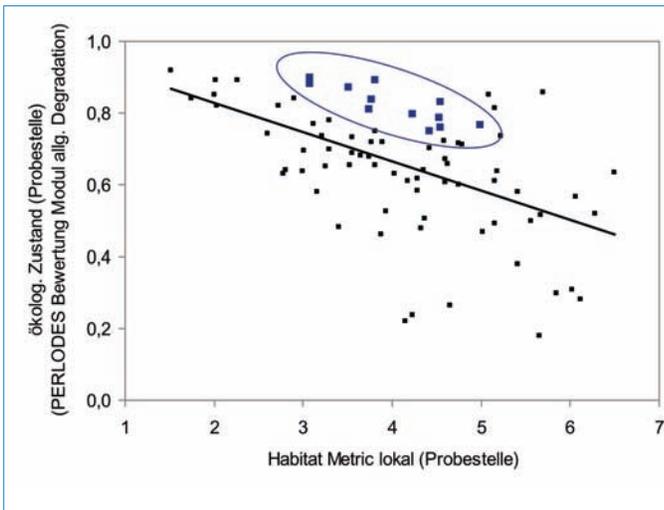


Abb. 53: Auswahl von Probestellen, die einen – im Vergleich zur lokalen Habitatqualität – besseren ökologischen Zustand aufweisen (12 blau markierte und eingekreiste Probestellen).

nach PODRAZA (2008) geht man davon aus, dass die Streuung in Abb. 53 vor allem durch die Strahlwirkung verursacht wird, d. h. eine positive Strahlwirkung zu einer Aufwertung führt und die Probestellen daher oberhalb der Regressionsgeraden liegen. Der ökologische Zustand hängt jedoch – neben der lokalen Habitatqualität und der Strahlwirkung – noch von weiteren Einflussfaktoren wie der Nutzung im Einzugsgebiet ab (Abschn. 4.2: Berücksichtigung wichtiger Einflussfaktoren).

Die Aufwertung der Probestellen kann daher auch durch eine naturnahe Nutzung im Einzugsgebiet verursacht sein. Aufgrund der Co-Korrelation lässt sich der Einfluss dieser beiden Faktoren nicht getrennt untersuchen und daher sollten diese und vergleichbare Auswertungen lediglich als eine erste Abschätzung der Mindestlänge für Strahlursprünge betrachtet werden.

Anforderungen an Strahlwege und Trittsteine

Es wurde untersucht, ob die Strahlwirkung von der lokalen Habitatqualität abhängt und auch die Strahlwege gewisse Mindestanforderungen erfüllen müssen. Hierfür wurden aus dem ursprünglichen Datensatz sukzessive Probestellen mit einer guten Habitatqualität ausgeschlossen, d. h. der Datensatz auf Probestellen mit einer lokalen Habitatqualität (Habitat Metric) von 3-7, 4-7 bzw. 5-7 beschränkt (Abb. 54).

Wäre die Strahlwirkung unabhängig von der lokalen Habitatqualität, dürfte sich die Bedeutung des Oberlaufs in diesen Datensätzen nicht unterscheiden. Es zeigt sich jedoch, dass die Bedeutung des Oberlaufs am größten ist, wenn Probestellen mit einer sehr guten, guten und mäßigen Habitatqualität ausgeschlossen werden (Datensatz Klasse 4-7). In ähnlicher Weise wurden Probestellen mit

einer schlechten lokalen Habitatqualität ausgeschlossen und nur solche mit einem Habitat Metric von 1-5 betrachtet. Auch in diesem reduzierten Datensatz hat die Habitatqualität des Oberlaufs eine größere Bedeutung als im Gesamtdatensatz (Klasse 1-7).

Daraus lässt sich schließen, dass stark degradierte Strahlwege (Habitat Metric 6-7) und naturnahe Gewässerabschnitte (Habitat Metric 1-2) deutlich weniger vom Zustand des Oberlaufs beeinflusst werden, als Strahlwege mit einer mittleren Habitatqualität (Habitat Metric 3-5). In diesen Strahlwegen mit einer Mindest-Habitatausstattung besitzt der Zustand des Oberlaufs eine gleich große Bedeutung wie die lokale Habitatqualität (Abb. 54a). Der positive Einfluss naturnaher Abschnitte im Oberlauf – die eigentliche Strahlwirkung – ist in den Strahlwegen mit einer Mindest-Habitatausstattung ebenfalls von höherer Bedeutung als in stark degradierten oder naturnahen Strahlwegen (Abb. 54b).

zu 4.4 Schlussfolgerungen für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern

Fazit

Selbst wenn Daten zum biologischen Zustand des Oberlaufs zur Verfügung stehen, lässt sich diese Frage nach den Ursachen des Einflusses des Oberlaufs (Strahlwirkung) nicht mit Hilfe von Korrelationsanalysen beantworten, da der biologische Zustand ebenfalls ein (co-korrelierter) Indikator für den abiotischen Zustand des Oberlaufs ist.

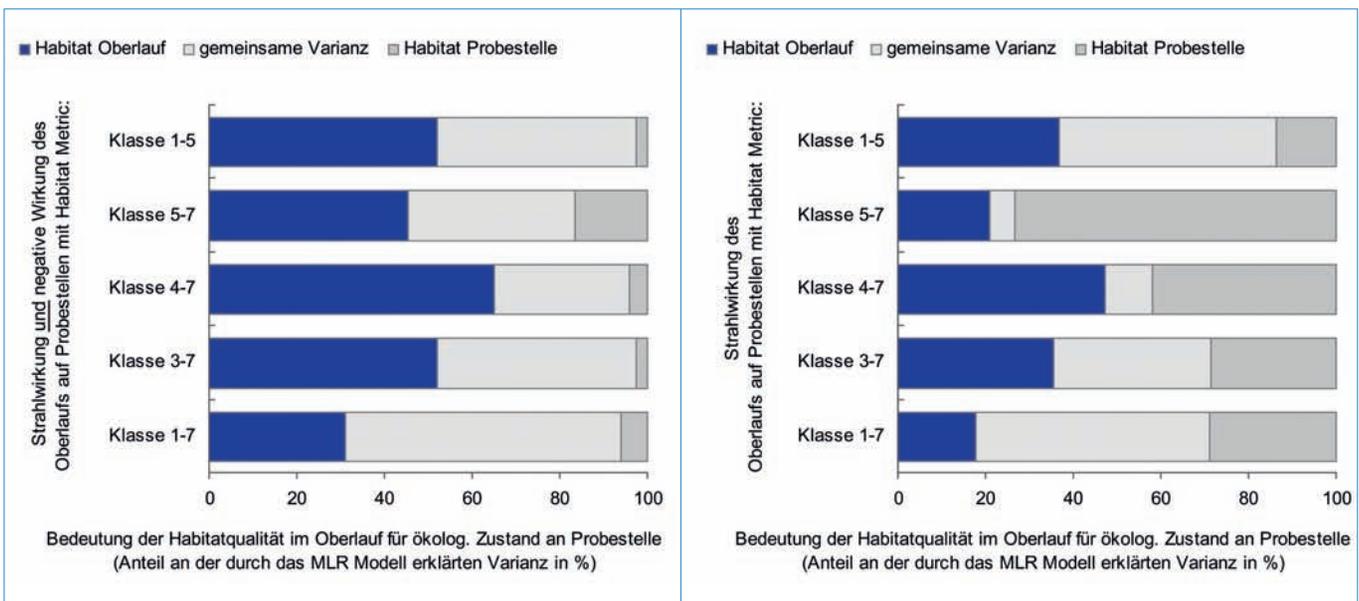


Abb. 54: Abhängigkeit der Bedeutung des Oberlaufs (Strahlwirkung) von der lokalen Habitatqualität der Probestellen (Strahlwege). Zur Beschreibung der Habitatqualität des Oberlaufs wurde im linken Diagramm (Abb. 54a) der mittlere Habitat Metric und im rechten Diagramm (Abb. 54b) der Anteil der naturnahen Abschnitte herangezogen, d. h. links sowohl die positive als auch die negative „Strahlwirkung“ und rechts nur die positive Strahlwirkung berücksichtigt.

Anhang 2: Biotoptypen eines Fließgewässer-Auen-Biotopverbunds

Erläuterungen und Abkürzungen zu Tab. 26 (verändert nach RIECKEN et al. 2006):

Code: Code des Biotoptyps.	
Biotoptyp: Bezeichnung des Biotoptyps.	
Gefährdung durch	FL = Flächenverlust; QU = Qualitative Veränderung; rG = regionale Gefährdung wird aus FL und QU ermittelt.
RL D: Gesamteinstufung der Gefährdung für Deutschland als Mittelwert der regionalen Gefährdung (rG).	1 = von vollständiger Vernichtung bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; * = derzeit keine Gefährdung erkennbar.
Tendenz: Prognose der aktuellen Bestandsentwicklung.	↓ = Bestandsentwicklung negativ, Flächenabnahme des Gesamtbestandes in den letzten 10 Jahren feststellbar, die sich vermutlich weiter fortsetzt; ↑ = Bestandsentwicklung positiv, Flächenzunahme des Gesamtbestandes in den letzten 10 Jahren, die weiter anhält; → = Bestandsentwicklung weitgehend stabil, Gesamtflächenbilanz in den letzten 10 Jahren ausgeglichen; ? = Entwicklungstendenz nicht abschätzbar.
RE: Regenerierbarkeit des Biotoptyps.	K = Kaum regenerierbar; Regeneration nur in historischen Zeiträumen (> 150 Jahre) möglich; S = Schwer regenerierbar, Regeneration nur in langen Zeiträumen (15-150 Jahre) wahrscheinlich; B = Bedingt regenerierbar, Regeneration in kurzen bis mittleren Zeiträumen (etwa bis 15 Jahre) wahrscheinlich. X = Keine Einstufung sinnvoll.
§ 30: Zuordnung zu den gemäß § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotopen.	
WRRL: Kennzeichnung der Grundwasserabhängigkeit im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.	1 = grundwasserabhängig; 1k = Oberflächengewässer; 1w = wechselnder Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser; 2 = je nach Ausprägung grundwasserabhängig.
FFH: Zuordnung des Biotoptyps zu den Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie.	* = Prioritäre Lebensraumtypen.

Tab. 26. Auszug aus der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RIECKEN et al. 2006)

Code	Biotoptyp	NW-Tiefland			NO-Tiefland			W-Mittellgeb.			Ö-Mittellgeb.			SW-MG Geb./Stu.			Alpen			RL D	Ter-denz	RE	§ 30	WRRL	FFH
		FL	QU	rG	FL	QU	rG	FL	QU	rG	FL	QU	rG	FL	QU	rG	FL	QU	rG						
23.	FLIESENDE GEWÄSSER																								
23.01	natürliche und naturnahe Fließgewässer	1	1	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	2-3	2	1-2	K	§	1k	§	3230 3240 3260
23.01.01	natürliches und naturnahes Rhitral	1-2	1-2	2	2	1-2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2-3	2	2	K	§	1k	§	3230 3240 3260
23.01.02	natürliches und naturnahes Potamal	1	1	1-2	1-2	1-2	1	1	1-2	1-2	1-2	1	1	1	1	1	1	-	1	1	K	§	1k	§	3260
23.02	anthropogen mäßig beeinträchtigte Fließgewässer	2	2	2	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2-3	S		1k	§	3230 3240 3260
23.02.01	anthropogen mäßig beeinträchtigt Rhitral	2	2	2	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2-3	S		1k	§	3260
23.02.02	anthropogen mäßig beeinträchtigt Potamal	2-3	2	2	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	-	2-3	S		1k	§	3260
23.07	Sonderformen im Fließgewässerverlauf																						1k	§	*1340 3260
23.07.02	Altarm	1	1-2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1-2	1	1-2	1	2-3	3	3	S	§	1k	§	3260
23.08	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwas-	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2-3	2-3	2	S	§	1k	§	3220 3230 3240 3270
23.08.01	zeitweilig trockenfallende F eisfläche an fließenden Gewässern																						1k	§	
23.08.02	zeitweilig trockenfallende Geröllfläche an fließenden Gewässern	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	3220 3230 3240
23.08.03	zeitweilig trockenfallende Kiesfläche an fließenden Gewässern	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	3220 3230 3240
23.08.04	zeitweilig trockenfallende Sandfläche an fließenden Gewässern	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	
23.08.05	zeitweilig trockenfallende Schlammfläche an fließenden Gewässern	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	3270
24.	STEHENDE GEWÄSSER																								
24.01	dystrophe stehende Gewässer / Moorgewässer	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	K	§	1k	§	3160 7150
24.01.02	sich selbst überlassenes, dystrophes Abbaugewässer	*	3	3	*	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	X	§	1k	§	3160
24.01.03	dystropher Tümpel	1	1	1	2	2	2	1-2	1-2	1	2	1	1-2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	7150
24.02	oligotrophe stehende Gewässer	2	1-2	1-2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	3110 3130 3140
24.02.03	oligotrophe, sich selbst überlassene Abbaugewässer	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	X	§	1k	§	3110 3130 3140
24.02.04	oligotrophe Tümpel	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B	§	1k	§	3110 3130 3140
24.03	mesotrophe stehende Gewässer	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B	§	1k	§	3130 3140 3180
24.03.02	mesotrophe Altwasser	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	S	§	1k	§	3130
24.03.04	mesotrophe, sich selbst überlassene Abbaugewässer	3	2-3	2-3	V	2-3	2-3	3	2-3	2-3	V	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	X	§	1k	§	
24.03.05	mesotrophe Tümpel	2-3	2	2	2-3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B	§	1k	§	
24.04	eutrophe stehende Gewässer	2-3	2-3	3	2-3	2-3	3	2-3	2-3	3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	B	§	1k	§	3150
24.04.02	eutropes Altwasser	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§	1k	§	3150
24.04.04	eutropes, sich selbst überlassenes Abbaugewässer (naturnah)	*	3	3	*	3	3	3	3	3	*	3	3	3	3	3	3	3	3	3	X	§	1k	§	3150
24.04.05	eutropher Tümpel	2	2	2	3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	B	§	1k	§	3150
24.07	stehende Gewässer anthropogenen Ursprungs				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	X		1k		
24.07.04	Gräben mit sehr langsam fließendem bis stehendem Wasser	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	X		1k		
24.07.04.01	Gräben mit sehr langsam fließendem bis stehendem Wasser mit extensiver Gewässerunterhaltung	3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	X	§	1k	§	
24.07.04.02	Gräben mit sehr langsam fließendem bis stehendem Wasser ohne Gewässerunterhaltung	3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	X	§	1k	§	
32.	FELSEN, BLOCK- UND SCHUTTHALDEN, GERÖLFFELDER, OF-FENE BEREICHE MIT SANDIGEM ODER BINDIGEM SUBSTRAT																								
32.06	Sandwand	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2	3	2	2-3	3	2-3	2	2	2-3	2	2	2	2	2	B				
32.07	Lehm- und Lösswände	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	S	§			
32.07.02	Geschleibemergel- und sonstige Lehmwand	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B	§			
32.08	vegetationsarme Kies- und Schotterfläche	2	2-3	2	2	2-3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B				
32.09	vegetationsarme Sandfläche	2	3	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	B				
32.10	vegetationsarme Fläche mit bindigem Substrat	2-3	3	2-3	2-3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	B				

Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege (DRL)

- Gesamtverzeichnis -

Heft 1	September 1964	Straßenplanung und Rheinuferlandschaft im Rheingau	
Heft 2	Oktober 1964	Landespflege und Braunkohlentagebau	- vergriffen -
Heft 3	März 1965	Bodenseelandschaft und Hochrheinschifffahrt	
Heft 4	Juli 1965	Landespflege und Hoher Meißner	- vergriffen -
Heft 5	Dezember 1965	Landespflege und Gewässer	- vergriffen -
Heft 6	Juni 1966	Naturschutzgebiet Nord-Sylt	
Heft 7	Dezember 1966	Landschaft und Moselausbau	
Heft 8	Juni 1967	Rechtsfragen der Landespflege	- vergriffen -
Heft 9	März 1968	Landschaftspflege an Verkehrsstraßen	
Heft 10	Oktober 1968	Landespflege am Oberrhein	
Heft 11	März 1969	Landschaft und Erholung	- vergriffen -
Heft 12	September 1969	Landespflege an der Ostseeküste	- vergriffen -
Heft 13	Juli 1970	Probleme der Abfallbehandlung	- vergriffen -
Heft 14	Oktober 1970	Landespflege an der Nordseeküste	
Heft 15	Mai 1971	Organisation der Landespflege	- vergriffen -
Heft 16	September 1971	Landespflege im Alpenvorland	
Heft 17	Dezember 1971	Recht der Landespflege	- vergriffen -
Heft 18	Juli 1972	Landespflege am Bodensee	- vergriffen -
Heft 19	Oktober 1972	Landespflege im Ruhrgebiet	- vergriffen -
Heft 20	April 1973	Landespflege im Raum Hamburg	
Heft 21	November 1973	Gesteinsabbau im Mittelrheinischen Becken	- vergriffen -
Heft 22	Mai 1974	Landschaft und Verkehr	- vergriffen -
Heft 23	Oktober 1974	Landespflege im Mittleren Neckarraum	
Heft 24	März 1975	Natur- und Umweltschutz in Schweden	
Heft 25	April 1976	Landespflege an der Unterelbe	- vergriffen -
Heft 26	August 1976	Landespflege in England	
Heft 27	Juni 1977	Wald und Wild	
Heft 28	Dezember 1977	Entwicklung Großraum Bonn	
Heft 29	August 1978	Industrie und Umwelt	
Heft 30	Oktober 1978	Verdichtungsgebiete und ihr Umland	- vergriffen -
Heft 31	Oktober 1978	Zur Ökologie des Landbaus	- vergriffen -
Heft 32	März 1979	Landespflege in der Schweiz	
Heft 33	August 1979	Landschaft und Fließgewässer	- vergriffen -
Heft 34	April 1980	20 Jahre Grüne Charta	
Heft 35	Oktober 1980	Wohnen in gesunder Umwelt	
Heft 36	Januar 1981	Neues Naturschutzrecht	- vergriffen -
Heft 37	Mai 1981	Umweltprobleme im Rhein-Neckar-Raum	
Heft 38	Juni 1981	Naturparke in Nordrhein-Westfalen	- vergriffen -
Heft 39	September 1982	Naturpark Südeifel	
Heft 40	Dezember 1982	Waldwirtschaft und Naturhaushalt	- vergriffen -
Heft 41	März 1983	Integrierter Gebietsschutz	- vergriffen -
Heft 42	Dezember 1983	Landespflege und Landwirtschaft	- vergriffen -
Heft 43	November 1984	Talsperren und Landespflege	
Heft 44	November 1984	Landespflege in Frankreich	
Heft 45	Dezember 1984	Landschaftsplanung	- vergriffen -
Heft 46	August 1985	Warum Artenschutz?	- vergriffen -
Heft 47	Oktober 1985	Flächensparendes Planen und Bauen	- vergriffen -

Heft 48	Dezember 1985	Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	- vergriffen -
Heft 49	März 1986	Gefährdung des Bergwaldes	- vergriffen -
Heft 50	Juli 1986	Landschaften nationaler Bedeutung	
Heft 51	Dezember 1986	Bodenschutz	- vergriffen -
Heft 52	Juli 1987	Natur- und Umweltschutz in Österreich	
Heft 53	Dezember 1987	25 Jahre Deutscher Rat für Landespflege	
Heft 54	April 1988	Zur Entwicklung des ländlichen Raumes	- vergriffen -
Heft 55	September 1988	Eingriffe in Natur und Landschaft	- vergriffen -
Heft 56	Dezember 1988	Zur Umweltverträglichkeitsprüfung	- vergriffen -
Heft 57	November 1989	Erholung/Freizeit und Landespflege	- vergriffen -
Heft 58	Dezember 1989	Wege zu naturnahen Fließgewässern	- vergriffen -
Heft 59	April 1991	Naturschutz und Landschaftspflege in den neuen Bundesländern	
Heft 60	Dezember 1991	Natur- und Umweltschutz in Italien	
Heft 61	April 1992	Natur in der Stadt	
Heft 62	Juni 1993	Truppenübungsplätze und Naturschutz	- vergriffen -
Heft 63	Oktober 1993	Wege zur umweltverträglichen Landnutzung in den neuen Bundesländern	-vergriffen -
Heft 64	November 1994	Konflikte beim Ausbau von Elbe, Saale und Havel	
Heft 65	Dezember 1994	Ökologische Umstellungen in der industriellen Produktion	
Heft 66	Dezember 1995	Pflege und Entwicklung der Potsdamer Kulturlandschaft	
Heft 67	April 1997	Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“	
Heft 68	Oktober 1997	Betrachtungen zur „Grünen Charta von der Mainau“ im Jahre 1997	
Heft 69	November 1998	Wege zur umwelt- und raumverträglichen Auto-Mobilität	
Heft 70	November 1999	Landschaften des Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohlentagebaus	
Heft 71	Juli 2000	Honorierung von Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege	
Heft 72	Oktober 2001	Die Integration Polens in die EU: Herausforderungen für den Naturschutz – eine Annäherung	
Heft 73	Juni 2002	Gebietsschutz in Deutschland: Erreichtes – Effektivität – Fortentwicklung	
Heft 74	Dezember 2002	Die verschleppte Nachhaltigkeit: frühe Forderungen – aktuelle Akzeptanz	
Heft 75	Dezember 2003	Naturschutz in Deutschland – eine Erfolgsstory?	
Heft 76	Mai 2004	Der Beitrag der Waldwirtschaft zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbundes	
Sonderheft	Oktober 2004	Leitfaden für die Erarbeitung verbandlicher Stellungnahmen	
Heft 77	Mai 2005	Landschaft und Heimat	
Heft 78	Februar 2006	Freiraumqualitäten in der zukünftigen Stadtentwicklung	
Heft 79	September 2006	Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft	- als CD -
Heft 80	Januar 2007	30 Jahre Eingriffsregelung - Bilanz und Ausblick	
Heft 81	Januar 2008	Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung	
Heft 82	Mai 2009	Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen	

Bestellungen von *lieferbaren* Heften unserer Schriftenreihe zum Preis von 5,50 Euro pro Exemplar zzgl. Mwst. und Versandkosten richten Sie bitte an das

Druckcenter Meckenheim

Werner-von-Siemens-Str. 13, 53340 Meckenheim

Telefon 02225 / 88 93-550

Telefax 02225 / 88 93-558

E-Mail: zentrale@druckcenter.de

Vergriffene Veröffentlichungen können bei der Geschäftsstelle entliehen werden.

Deutscher Rat für Landespflege

Schirmherr:	Bundespräsident Prof. Dr. Horst KÖHLER
Ehrenmitglied:	Professor em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang HABER, München Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Technischen Universität München -Weihenstephan
Vorstand:	Professor Dr. Werner KONOLD, Freiburg – Sprecher Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg Professor Dr. Konrad OTT, Greifswald – Stellvertretender Sprecher Professur für Umweltethik, Fachrichtung Landschaftsökologie, Botanisches Institut und Botanischer Garten, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald Dr.-Ing. Thomas GRÜNEBAUM, Essen – Geschäftsführer Ruhrverband
Ordentliche Mitglieder:	Professor Dr. Josef BLAB, Bonn Bundesamt für Naturschutz Professor Dr.-Ing. Klaus BORCHARD, Bonn Akademie für Raumforschung und Landesplanung Professor Dr. Thomas EIKMANN, Gießen Institut für Hygiene und Umweltmedizin der Justus-Liebig-Universität Gießen Professor Dr. Günther FRIEDRICH, Krefeld Professor Adrian HOPPENSTEDT, Hannover HHP Hage + Hoppenstedt Partner Professor Dr. Ulrich KÖPKE, Bonn Professur Organischer Landbau an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Professor Dr. Hans Walter LOUIS LL.M., Hannover Professor Dr. Helmut MEUSER, Osnabrück Fachhochschule Osnabrück Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur (A&L) Dipl.-Volksw. Ulrich PETSCHOW, Berlin Institut für ökologische Wirtschaftsforschung Dipl.-Forstwirt Olaf SCHMIDT, Freising Präsident der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Dir. und Professor Dr. h. c. Johann SCHREINER, Schneverdingen Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) Professor Dr. Uta STEINHARDT, Eberswalde Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz der Fachhochschule Eberswalde Professor em. Dr. Dr. h. c. Herbert SUKOPP, Berlin Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin
Korrespondierende Mitglieder:	Professor em. Dr. Dr. h. c. Ulrich AMMER, München Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz der Technischen Universität München Professor em. Dr. Wilhelm HENRICHSMEYER, Bonn Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn Professor Dr. Herwig HULPKE, Wuppertal Forstdirektor a. D. Volkmar Th. LEUTENEGGER, Konstanz STellvertretender Vorsitzender der Lennart-Bernadotte-Stiftung Universitätsprofessor em. Wolfram PFLUG, Bispingen Professor em. Dr. Manfred RENGER, Berlin Institut für Ökologie - FB 7 der TU Berlin Professor em. Dr. Dr. h. c. Lore STEUBING, Gießen Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen Professor Dr. Eberhard WEISE, Monheim
Geschäftsstelle:	Konstantinstr. 73 • 53179 Bonn Telefon: 0228/ 33 10 97 • Telefax: 0228/ 33 47 27 • E-Mail: DRL-Bonn@t-online.de Internet: http://www.landespflege.de