

Strahlwirkungskonzeption Begasystem



im Auftrag des
Kreises Lippe

Januar 2012

Büro für Umweltplanung,
Gewässermanagement und Fischerei
Dr. Andreas Hoffmann



Piderits Bleiche 15
33689 Bielefeld

Büro Objekt und Landschaft,
Dipl. Biologe Stefan Schwengel



Engershauser Str. 14
32361 Pr. Oldendorf

Inhalt	Seite
1. Anlass und Ziel	1
2. Methodische Grundlagen zur Strahlwirkung	3
2.1 Kriterien für Strahlursprünge	4
2.2 Kriterien für Strahlziele	6
2.3 Restriktionsbereiche	7
2.3.1 Bebaute Bereiche	7
2.3.2 Rückstau	8
2.3.3 Sonstige Bereiche	8
3. Vorgehensweise zur Nutzung von Strahlwirkungseffekten	8
4. Ableitung des Referenzzustandes	9
4.1 Gewässertypologie im Planungsgebiet	9
4.2 Fischfauna	12
4.3 Makrozoobenthos	18
4.4 Makrophyten	18
5. Beschreibung des Plangebietes	20
5.1 Allgemeines	20
5.2 Gewässerstrukturgüte	20
5.3 Durchgängigkeit	23
5.4 Aktuelle Situation der Fischfauna	25
5.5 Aktuelle Situation Makrozoobenthos	30
5.6 Stand der Bewirtschaftungsplanung	31
6. Lokalisation von Strahlursprüngen	32
6.1 Potenzielle Strahlursprünge	32
6.2 Benötigte Strahlursprünge	33
7. Maßnahmenbedarf	35
7.1 Methodik der Maßnahmenplanung	35
7.2 Darstellung der Maßnahmenplanung	40
7.3 Beschreibung der Maßnahmen	42
7.3.1 Herstellung der Durchgängigkeit	42
7.3.2 Herstellung von Gewässerrandstreifen und Saumstreifen	46
7.3.3 Pflanzung von Initialen junger Erlen	47
7.3.4 Umwandlung von standortfremden Gehölzen in Laubwaldbestände gemäß „heutige potenziell natürliche Vegetation“	48
7.3.5 Einbau von Totholz	48
7.3.6 Entfernung von Uferverbau	49
7.3.7 Quellschutzmaßnahmen	49

7.4	Maßnahmenbedarf der Einzelgewässer	50
7.4.1	Bega	50
7.4.2	Eichelbach	51
7.4.3	Hillbach	52
7.4.4	Passade	53
7.4.5	Marpe	54
7.4.6	Linnebach	55
7.4.7	Ötternbach	56
7.4.8	Ilse	57
7.4.9	Niederluher Bach	57
7.4.10	Rhienbach	58
7.4.11	Salze	58
7.4.12	Glimke	59
7.5	Entwicklung von Auenstrukturen mittels Entwicklungskorridor	59
8.	Maßnahmenpriorisierung	62
9.	Zusammenfassende Bewertung und Strahlwirkungsprognose	66
10.	Kostenschätzung	68
11.	Literatur	70
12.	Anhang	
12.1	Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Gewässer	73
12.2	Kostenschätzungen der Einzelgewässer	77

Übersicht über die Abbildungen:	Seite
Abb. 1: Abfolge von Strahlursprüngen und Strahlzielen	4
Abb. 2: Kleiner Talauebach im Deckgebirge	10
Abb. 3: Großer Talauebach im Deckgebirge	11
Abb. 4: Laufentwicklung der Bega im Referenzzustand	12
Abb. 5: Naturnaher Laufabschnitt der Bega oberhalb von Lemgo mit Riffel-Pool-Struktur der Bega im Referenzzustand	12
Abb. 6: Kiesige Gewässersohle der Bega im Bereich eines flach überströmten Riffelabschnittes	17
Abb. 7: Gewässerstrukturgüte für den Kartenausschnitt Passademündung in die Bega	21
Abb. 8: Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Bega im Gemeindegebiet Lemgo	22
Abb. 9: Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Marpe	23
Abb. 10: Fischpass Hölsen im Juni 2010	24
Abb. 11: Geplanter Fischpass an der Mühle Lindner	25
Abb. 12: Stetigkeiten für die in der Bega in 5 Probestrecken festgestellten Fischarten im Jahr 2007	27
Abb. 13: Dominanzverteilung der in der Bega und ihren Nebengewässern vorkommenden Arten	28
Abb. 14: Entwicklung der Individuendichte von Bachforelle und Äsche in der Bega bis 2010	29
Abb. 15: Bewertung des Arten- und Gildeninventars der Probestellen im Gemeindegebiet Lemgo	30
Abb. 16: Übersicht des Standes der Bewirtschaftungsplanung 2009	31
Abb. 17: Potenzielle Strahlursprünge an der Ilse	32
Abb. 18: Anteile potenzieller Strahlursprünge am gesamten Gewässer	33
Abb. 19: Ablaufschema für den Hillbach	34
Abb. 20: Aufbau der Defizitanalysen für Strahlursprünge	36

Abb. 21:	Fehlender Uferbewuchs, hier am Beispiel des Oberlaufs der Bega	38
Abb. 22:	Exemplarische Darstellung eines Steckbriefs	41
Abb. 23:	Leitbild des kiesgeprägten Flusses im Deckgebirge	59
Abb. 24:	Beispiel - Querschnitt durch das Begatal mit Markierung der Talränder	60
Abb. 25:	Ausdehnung des Begatals im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens	61
Abb. 26:	Verteilung der Durchgängigkeitshindernisse im Begasystem auf verschiedene Typen von Wanderhindernissen	66
Abb. 27:	Handlungsbedarf Gewässerrandstreifen im Bezug auf Funktionselemente und Flächenverfügbarkeit, Anteil an der Gesamtgewässerstrecke (beidseitig) des Planungsgebiets	67

Übersicht über die Tabellen:	Seite
Tab. 1: Kriterien für Strahlursprünge in Abhängigkeit von Zielartengemeinschaft und Gewässergröße	6
Tab. 2: Kriterien für Strahlziele in Abhängigkeit von Zielartengemeinschaft und Gewässergröße	7
Tab. 3: Referenzfischfauna für den „Oberen Forellentyp Mittelgebirge“	14
Tab. 4: Referenzfischfauna für den „Unteren Forellentyp Mittelgebirge“	14
Tab. 5: Referenzfischfauna für den „Äschentyp Mittelgebirge“	16
Tab. 6: Übersicht der Gewässer des Begasystems	20
Tab. 7: Fischartenspektrum der Bega aus den Befischungen der Jahre 1999 - 2005	26
Tab. 8: Gesamtanzahl benötigter Strahlursprünge je Gewässer und Angabe „neuer“ Strahlursprünge	35
Tab. 9: Hydraulische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe im Hyporhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen	43
Tab. 10: Geometrische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe des Hyporhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen	44
Tab. 11: Hydraulische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe im Epi- und Metarhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen	45
Tab. 12: Geometrische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe des Epi- und Metarhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen	46
Tab. 13: Prioritäten, systembezogene Effektivität und Zeithorizont der Maßnahmenumsetzung	64
Tab. 14: Preistabelle zur Kostenschätzung	68

Übersicht über die Karten im Anhang:

Karte 1: Übersichtskarte Gewässernetz

Karte 2: Übersichtskarte Fischbewertung

Karte 3: Übersichtskarte potenzielle Strahlursprünge

Karte 4: Übersichtskarte benötigte Strahlursprünge

Karte 5.1: Planung Strahlursprünge Bega, Eichel- und Hillbach

Karte 5.2: Planung Strahlursprünge Passade und Marpe

Karte 5.3: Planung Strahlursprünge Mittellauf Bega

Karte 5.4: Planung Strahlursprünge Öttern- und Linnebach

Karte 5.5: Planung Strahlursprünge Ilse und Niederluher Bach

Karte 5.6: Planung Strahlursprünge Unterlauf Bega und Rhienbach

Karte 5.7: Planung Strahlursprünge Salze und Glimke

1. Anlass und Ziel

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Union ist am 22.12.2000 mit Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft (L 327/1) in Kraft getreten. Sie dient dem europaweiten Schutz von Oberflächengewässern, Küstengewässern und des Grundwassers. Ziele sind die Ressourcensicherung für die kommenden Generationen sowie das Erreichen eines guten Zustandes für alle Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015. Für erheblich veränderte Wasserkörper ist ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen bzw. zu erhalten.

Gewässer in einem guten ökologischen Zustand weichen nur geringfügig vom natürlichen Zustand ihres Gewässertyps ab und halten alle einschlägigen europäischen Normen zur Wasserqualität ein. Das bundesweite Ergebnis zur Bestandsaufnahme zeigt, dass dies nach dem derzeitigen Stand bei lediglich ca. 5 % der Gewässer erreicht wird. Für Nordrhein-Westfalen und hier speziell für den Geschäftsstellenbereich Weser (MUNLV 2004) zeigen die Ergebnisse der Bestandsaufnahme für 239 Wasserkörper, dass die Zielerreichung, also der gute ökologische Zustand, für 81 % ohne weitere Maßnahmen unwahrscheinlich ist. Für 10 % ist die Zielerreichung unklar und lediglich für 9 % der Wasserkörper ist die Zielerreichung wahrscheinlich. Bei den Ergebnissen zur Bestandsaufnahme handelt es sich um Abschätzungen hinsichtlich der Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes bis 2015. Einen wesentlichen Beitrag zur Bestimmung des Zustandes von Fließgewässern liefern die biologischen Qualitätskomponenten aquatische Flora, Wirbellosen- und Fischfauna.

In Bezug auf die Zustandsbewertung von Fließgewässern bzw. Wasserkörpern mittels der Qualitätskomponenten bestehen derzeit noch Unsicherheiten. Daraus resultiert, dass auch hinsichtlich der notwendigen Maßnahmen z. Z. noch offene Fragen vorhanden sind. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass bei den Anstrengungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes die Kosteneffizienz eine wesentliche Rolle spielt. Da es aufgrund vorhandener Restriktionen unterschiedlichster Art nicht möglich sein wird, Gewässer in ihrer gesamten Länge naturnah zu gestalten, wurden Grundlagen erarbeitet, um Maßnahmen zielgerichtet so durchzuführen, dass von ihnen positive Auswirkungen auf mehr oder weniger große Bereiche ober- oder unterhalb des Maßnahmenortes ausstrahlen (Strahlwirkung).

Bis vor kurzem existierte jedoch keine fachlich fundierte Grundlage zur Nutzung von Strahlwirkungseffekten. Von September 2007 bis Dezember 2008 wurde im Auftrag des Wasserverbandes Eifel-Rur durch das Planungsbüro Koenzen ein mit Landesmitteln gefördertes Forschungs- und Entwicklungsvorhaben durchgeführt (WASSERVERBAND EIFEL-RUR 2009). Im Folgenden wird das Projekt als Strahlwirkungskonzept Eifel-Rur bezeichnet. Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden die Thesen zur Strahlwirkung am Beispiel des Einzugsgebietes der Eifel-Rur verifiziert und dessen Mechanismen als Grundlage für die Maßnahmenplanung operationalisiert. Es wurden ferner Mindestanforderungen an Strahlursprünge und Strahlziele formuliert und eine regelbasierte Entscheidungshilfe zur Konkretisierung von Maßnahmen erstellt.

Mittels dieser Grundlage kann der zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ notwendige Gesamtmaßnahmenbedarf abgeleitet werden.

Im Spätsommer 2009 wurde das Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei in Zusammenarbeit mit dem Büro Objekt und Landschaft vom Kreis Lippe mit der Erstellung eines Maßnahmenplans zur Realisierung von Trittsteinen, Strahlwegen und Strahlursprüngen in der Bega und deren Nebengewässern beauftragt, wobei die Ergebnisse des Strahlwirkungsprojektes Eifel-Rur als Grundlage dienen sollen.

Die Bearbeitung ist in mehrere Arbeitsschritte unterteilt. Zunächst wurden Bereiche ermittelt, die aufgrund der vorhandenen Daten als potenzielle Strahlursprünge eingeschätzt werden können. Anschließend wurden die benötigten Strahlursprünge lokalisiert. Aus den strukturellen Anforderungen an solche Bereiche wurde der Maßnahmenbedarf ermittelt. Für Strahlziele wurde analog verfahren. Die Darstellung der Maßnahmen erfolgte dabei aus zweierlei Gründen flächenscharf. Zum einen konnte nur auf der Grundlage von Detailmaßnahmen eine verlässliche Kostenschätzung erstellt werden. Zum anderen kann eine frühzeitige Beteiligung der Betroffenen nur erfolgen, wenn diese ihre Betroffenheit aus den ihnen vorliegenden Planungen ablesen können. Eine Ausführungsplanung zur Umsetzung der Maßnahmen ist ausdrücklich nicht Bestandteil des Konzeptes.

Die Bearbeitung hinsichtlich der Kriterien für SU und SZ erfolgt auf der Basis des Wissensstandes im Frühjahr 2010 nach Projekt Eifel-Ruhr. Da das Verfahren zur Operationalisierung in Form einer Arbeitshilfe „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis“ noch nicht abgeschlossen ist, sind künftig noch Änderungen bei der Festlegung der zur Erfüllung der Ziele relevanten Qualitätskriterien möglich, insbesondere hinsichtlich der erforderlichen Mindestlänge von Strahlursprüngen bzw. Maximallängen von Stahlzielen.

2. Methodische Grundlagen zur Strahlwirkung

Strahlwirkung ist definiert als das „Ergebnis der aktiven oder passiven Migration von Tieren und Pflanzen mit überwiegend hoher (Dispersions-)Dynamik aus dauerhafter Besiedlung im Gewässer oder Gewässerumfeld“ (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2008). Die Definition basiert auf der Erkenntnis, dass gezielte Zustandsverbesserungen in Fließgewässern über den Ort der Maßnahme hinaus wirken.

Der theoretische Hintergrund stellt sich wie folgt dar:

Die Strahlwirkung fußt auf der Annahme, dass es im Gewässer und Gewässerauenbereich Mechanismen gibt, die dem Trittsteinkonzept zum Biotopverbund ähnlich sind. Bei der Entwicklung von Trittsteinbiotopen werden Vernetzungselemente bereitgestellt, die es Arten oder Artengemeinschaften erlauben, für sie günstige Lebensräume oder Teillebensräume zu erreichen, deren Besiedlung ohne entsprechende Zwischenbiotope (Trittsteine) nicht möglich wäre. Analog wird bei der Strahlwirkung davon ausgegangen, dass ausgehend von einem Strahlursprung, der einem entsprechend dem Gewässertyp optimalen Bereich entspricht, über eine gewisse Distanz minderer struktureller Qualität hinweg (Strahlziel) Individuen erklärter Zielarten in einer Mindestindividuumdichte vorhanden sind, so dass einzelne Individuen den sich an das Strahlziel anschließenden nächsten Strahlursprung erreichen können.

Hinweis: Die in der Fachliteratur vorkommenden Begriffe Strahlziel und Strahlweg werden häufig synonym benutzt. Im Rahmen des hier vorliegenden Projektes wird wie im Strahlwirkungskonzept Eifel-Rur der Begriff Strahlziel verwendet.

Zur Erreichung des guten Zustandes besitzt die Strahlwirkung folgende Bedeutung:

Um in einem Gewässer den guten ökologischen Zustand zu erreichen, müssen die biologischen Qualitätskomponenten (Fisch, Makrozoobenthos und Makrophyten) auf der gesamten Gewässerslänge bestimmten Anforderungen genügen. In den als Strahlursprünge bezeichneten Bereichen ist zu erwarten, dass die Qualitätskomponenten aufgrund der dort vor Ort vorhandenen strukturellen Voraussetzungen den guten ökologischen Zustand anzeigen. Die von Strahlursprüngen ausgehende Migration von Organismen führt aber auch dazu, dass der gute ökologische Zustand in den angrenzenden Strahlzielen erreicht wird. Für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes im Gesamtgewässer ist es nunmehr ausreichend, wenn das Gewässer aus einer steten Abfolge von Strahlursprüngen und Strahlzielen besteht, wie dies in Abb. 1 dargestellt ist.

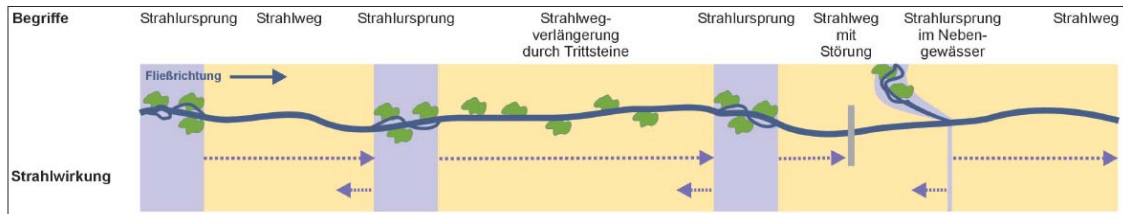


Abb. 1: Abfolge von Strahlursprüngen und Strahlwegen
(aus: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2008)

Die Abb. 1 zeigt auch die Möglichkeit der Verlängerung von Strahlzielen durch Trittsteine. Diese Möglichkeit wird vom Strahlwirkungskonzept Eifel-Rur nicht aufgegriffen, so dass sie für das weitere Vorgehen keine Rolle spielt. Ebenso dargestellt ist die Wirkung von Störungen, wie z. B. unpassierbaren Querbauwerken mit Rückstau. Die Migration der Organismen wird hier unterbunden, so dass der Strahlwirkungseffekt hier erlischt. Es muss daher direkt unterhalb des Querbauwerks ein Strahlursprung entwickelt werden, damit der gute ökologische Zustand im separierten Teileinzugsgebiet erreicht werden kann.

Um zu entscheiden, ob ein Gewässerabschnitt als Strahlursprung oder -ziel fungiert, wird mit dem Strahlwirkungskonzept Eifel-Rur eine regelbasierte Entscheidungshilfe bereitgestellt. Die Erarbeitung erfolgte mittels einer umfangreichen statistischen Kausalanalyse. Für diese Analyse konnte auf eine ausreichende Datengrundlage im Einzugsgebiet der Eifel-Rur zurückgegriffen werden. Mittels multivariater Statistik wurde festgestellt, welche Umweltvariablen eine hohe oder sehr hohe Erklärungskraft in Bezug auf die FIBS-Gesamtbewertung und die Bewertung des Makrozoobenthos (Modul „Allgemeine Degradation“) haben.

2.1 Kriterien für Strahlursprünge

Ein Ergebnis der Kausalanalyse im Strahlwirkungskonzept Eifel-Rur ist, dass Makrozoobenthos und Fischfauna unterschiedliche Ansprüche an die Zustandsvariablen in ihrem Gewässer stellen. Des Weiteren sind diese Ansprüche auch abhängig von der Größe der Gewässer, so dass zwischen kleinen und großen Gewässern differenziert werden muss.

Kriterien für einen Strahlursprung in großen Fließgewässern der Mittelgebirge für das Makrozoobenthos sind:

- es dürfen keine Durchgängigkeitshindernisse vorhanden sein,
- es darf kein Rückstau vorhanden sein,
- der Gewässerabschnitt muss eine Mindestlänge von 800 Metern aufweisen,
- die aggregierte Strukturgüteklasse (Mittelwert der sechs Hauptparameter) muss dem sehr guten oder guten ökologischen Zustand entsprechen (Strukturgüteklassen eins bis drei),

- die Hauptparameter Sohlenstruktur und Längsprofil sowie die funktionale Einheit Uferbewuchs müssen mindestens den guten ökologischen Zustand aufweisen,
- der Uferstreifen muss mindestens dem mäßigen ökologischen Zustand entsprechen,
- die Saprobie muss mindestens gut sein und
- das Wiederbesiedlungspotenzial muss mindestens gut sein (Bewertung mittels deutschem Faunaindex, 5-stufig).

Die Kriterien für Fische unterscheiden sich von denen für Makrozoobenthos in folgenden drei Punkten:

- der Gewässerabschnitt muss eine Mindestlänge von 800 Metern aufweisen,
- der Uferstreifen muss mindestens den guten ökologischen Zustand aufweisen und
- für die Bewertung des Wiederbesiedlungspotenzials ist die Bewertung des Arten- und Gildeninventars aus dem FIBS heranzuziehen; es muss hier mindestens der gute Zustand vorliegen.

Für die kleineren Fließgewässer des Mittelgebirges weichen die Kriterien wiederum in einigen Punkten von denen der großen Gewässer ab. Für das Makrozoobenthos gelten hier folgende Abweichungen:

- die funktionale Einheit Uferbewuchs muss den sehr guten ökologischen Zustand aufweisen und
- die Mindestlänge der Strahlursprünge beträgt 400 Meter.

In Bezug auf die Fische gibt es für die kleineren Gewässer schließlich noch folgende Abweichung:

- die funktionale Einheit Uferstreifen muss mindestens den mäßigen ökologischen Zustand aufweisen.

Tab. 1 zeigt alle Kriterien in der Zusammenfassung. Ferner gelten noch weitere Kriterien, die sich auf Umweltvariablen im Einzugsgebiet des Strahlursprungs beziehen. Auch diese sind in der Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Kriterien für Strahlursprünge in Abhängigkeit von Zielartengemeinschaft und Gewässergröße (Zusammenfassung aus: WASSERVERBAND EIFEL-RUR, 2009)

	Mindestanforderungen für:	Strahlursprung Fische		Strahlursprung Makrozoobenthos	
	Gewässergröße	klein	groß	klein	groß
Im Strahlursprung	Rückstau	keiner	keiner	keiner	keiner
	Durchgängigkeit	ja	ja	ja	ja
	Länge	800	800	400	700
	Gewässergüte	gut	gut	gut	gut
	GSGK-Klasse (gesamt)	3	3	3	3
	HP Sohlstruktur	3	3	3	3
	HP Längsprofil	3	3	3	3
	FE Uferbewuchs	3	3	2	3
	FE Uferstreifen	4	3	4	4
Im Einzugsgebiet des Strahlursprunges	GSGK 1/2	> 10 %	> 10 %	> 25 %	> 10 %
	GSGK 1-3	> 30 %	> 25 %	> 40 %	> 25 %
	GSGK 1-4	> 55 %	> 52,5 %		
	GSGK 6/7	< 20 %	< 30 %	< 20 %	< 35 %
	GSGK 7	< 5 %	< 15 %	< 5 %	< 15 %

GSGK = Gewässerstrukturgütekartierung, HP= Hauptparameter, FE = funktionelle Einheit

Anhand der vorgestellten Kriterien kann eine Unterscheidung von potenziellen und aktiven Strahlursprüngen erfolgen: Als potenzielle Strahlursprünge werden solche Gewässerabschnitte bezeichnet, in denen die aggregierte Strukturgütekategorie auf der jeweiligen Mindestlänge mindestens gut ist (in der Tabelle Note 3). Aktive Strahlursprünge sind hingegen solche Abschnitte, in denen auch alle anderen Kriterien erfüllt sind.

Die Identifikation von potenziellen Strahlursprüngen ist als methodisches Hilfsmittel zu verstehen, um Gewässerbereiche zu kennzeichnen, die durch vergleichsweise wenige Aufwertungsmaßnahmen zu aktiven Strahlursprüngen entwickelt werden können. Die Abweichungen des Zustandes potenzieller Strahlursprünge von den Mindestkriterien stellen demzufolge den Maßnahmenbedarf dar.

2.2 Kriterien für Strahlziele

Auch für die zwischen den Strahlursprüngen befindlichen Strahlziele wurden Mindestanforderungen erarbeitet, damit eine Migration und Besiedlung der Organismen dauerhaft und in ausreichendem Maße erfolgen kann (Tab. 2).

Tab. 2: Kriterien für Strahlziele in Abhängigkeit von Zielartengemeinschaft und Gewässergröße (aus: WASSERVERBAND EIFEL-RUR, 2009)

	Mindestanforderungen für:	Strahlziel Fische		Strahlziel Makrozoobenthos	
	Gewässergröße	klein	groß	klein	groß
Im Strahlziel	Rückstau	keiner	keiner	keiner	keiner
	Durchgängigkeit	ja	ja	ja	ja
	Länge	2500*	2500*	3500**	4000**
	Gewässergüte	gut	gut	gut	gut
	GSGK-Klasse (gesamt)	5	5		
	HP Sohlstruktur	4	4	6	5
	HP Längsprofil	5	5	5	6
	FE Uferbewuchs	4	4	4	5
	FE Uferstreifen	6	6	6	5

* Die Reichweite beträgt 1600 m aufwärts und 900 m abwärts

** Die Strahlwirkung erfolgt nur gewässerabwärts

GSGK = Gewässerstrukturgütekartierung, HP= Hauptparameter, FE = funktionelle Einheit

Der Vergleich der Kriterien für das Strahlziel mit denen der Strahlursprünge zeigt, dass erneut weder Rückstau noch Durchgängigkeitshindernisse den Mindestanforderungen entsprechen. Auch für die Gewässergüte gilt der gleiche Zielwert „gut“.

Weniger streng sind dagegen die Anforderungen an die Parameter der Gewässerstrukturgüte. Es zeigt sich, dass auch in Gewässerabschnitten, deren Strukturgüte in den Parametern Sohlstruktur, Längsprofil Uferbewuchs und Uferstreifen als deutlich verändert (Strukturgütekategorie 4), stark verändert (5) und sehr stark verändert (6) ausgewiesen ist, die Funktionalität eines Strahlzieles erreicht werden kann.

Als maximale Länge der Strahlziele wird für Fische ein Wert von 2500 Metern vorgegeben. Für Makrozoobenthos ist dieser Wert zwar größer, da aber mit Ausnahme der Quellbereiche von Bächen keine getrennten Strahlursprünge für Makrozoobenthos und Fische entwickelt werden, ist nur der (geringere) Wert für Fische planungswirksam.

2.3. Restriktionsbereiche

2.3.1 Bebaute Bereiche

In innerstädtischen und innerörtlichen Bereichen unterliegt die Gewässerentwicklung oft starken Restriktionen, z. B. durch bestehende Gebäude und Infrastruktur sowie Gewässerausbau unter technischen Gesichtspunkten. Die Kriterien für Strahlziele können deshalb mitunter nicht erfüllt werden. Um jedoch Fischen und Makrozoobenthos die Möglichkeit zu geben, diese Bereiche zu durchwandern, sind Mindestvoraussetzungen im Bereich der Gewässersohle zu schaffen. Dazu zählen eine Gewässersohle aus natürlichem Substrat und die Ermöglichung eines Geschiebetransports. Die Entwicklung eines differenzierten Maßnahmensets steht noch aus.

2.3.2 Rückstau

Die Anlage von Wehren und der Anstau von Gewässerabschnitten zur Nutzung der potenziellen Wasserenergie hat in der Bega eine lange Tradition. Im Stadtgebiet Lemgo ist die Bega auf einem Großteil ihrer Fließstrecke aufgestaut. Die Auswirkungen reichen bis weit über das Gewässer hinaus, da der Grundwasserspiegel in der Talaue durch den Rückstau angehoben wird. Viele Gebäude der Lemgoer Altstadt liegen in dieser Talaue und sind auf Pfählen gegründet. Ein Absenken des Grundwasserspiegels und Trockenfallen der Pfähle würde deren Zerfall bedeuten und damit die Standfestigkeit vieler Gebäude gefährden. Dort, wo derartige Restriktionen der Beseitigung von Rückstauen entgegenstehen, ist eine eingeschränkte Strahlwirkung zu erwarten.

Auch in den Nebengewässern sind zahlreiche Rückstaubereiche zumeist an ehemaligen Wasserkraftstandorten vorhanden. Der Rückbau der ursächlichen Querbauwerke ist zu prüfen. Nur wenn ein Rückbau nicht möglich ist, sind solche Bereiche als Restriktionsbereiche zu betrachten.

2.3.3 Sonstige Bereiche

Neben bebauten Bereichen und Rückstauen werden auch vorhandene Verkehrswege, Altablagerungen und Altlasten sowie Leitungen des Kanalnetzes als Restriktionen behandelt.

3. Vorgehensweise zur Nutzung von Strahlwirkungseffekten

Um Strahlwirkungseffekte zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes zu nutzen, ist es zunächst erforderlich, ein Konzept zur Planung der Lage von Strahlursprüngen zu erstellen. Aufgrund der angestrebten Kosteneffizienz ist deren Lage so auszuwählen, dass die vorhandenen Potenziale weitgehend genutzt werden, damit ein möglichst geringer Maßnahmenbedarf entsteht.

Zur Ermittlung der Lage von Strahlursprüngen wurde wie folgt verfahren: Zunächst wurden die Daten zum aktuellen Gewässerzustand so aufbereitet und ausgewertet, dass sie mit den Kriterien für Strahlursprünge verglichen werden konnten. Aus der Differenz des Ist-Zustandes und den Kriterien ergibt sich ein möglicher Aufwertungsbedarf, der als Schlüsselinformation in die Verortung der Strahlursprünge einfließt.

In Kap. 2 wurde bereits aufgezeigt, dass Durchgängigkeitsdefizite zu einer Unterbrechung der Strahlwirkung führen. Ein Kriterium für Strahlursprünge wie auch - ziele ist demzufolge die Durchgängigkeit der Gewässer (vgl. Tab. 1 u. 2). Für die weitere Planung der Lage von Strahlursprüngen wurde davon ausgegangen, dass die Durchgängigkeit an allen Querbauwerken hergestellt wird. Wäre nicht so verfahren worden, hätte nach jedem Durchgängigkeitshindernis neu mit der Strahlwirkungsplanung angesetzt werden müssen – mit der Folge einer deutlichen Erhöhung der Zahl zusätzlich benötigter

Strahlursprünge. Auch vor dem Hintergrund der Kosteneffizienz wurde dies als nicht zielführend angesehen.

4. Ableitung des Referenzzustandes

Grundlage für die Beurteilung von Fließgewässern anhand der biologischen Qualitätskomponenten ist die Erarbeitung von Leitbildern oder Referenzzuständen, die den sehr guten ökologischen Zustand darstellen und als Messlatte zur Einstufung des zu beurteilenden Gewässers dienen. Sie sind zudem unter Beachtung der planerischen Rahmenbedingungen Grundlage für die Ableitung von Entwicklungszielen.

Entsprechend den Vorgaben des Landesumweltamtes NRW (jetzt LANUV-Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Verbraucherschutz) sind für die nordrhein-westfälischen Fließgewässer Gewässertypen entwickelt worden (LUA 1999, 2001, 2002). Fließgewässertypen beschreiben Gewässer mit ähnlichen Eigenschaften im Hinblick auf Gewässerstruktur, Wasserbeschaffenheit und Lebensgemeinschaften. Entspricht ein Gewässer in allen Ausprägungen den Beschreibungen des Fließgewässertyps, so entspricht dies auch dem Leitbild.

Aufbauend auf die für NRW beschriebenen Fließgewässertypen wurden speziell an die Typologie gebundene Referenzen für die Fischfauna erarbeitet (MUNLV 2007). Die Fließgewässertypen und die dazugehörigen Fischreferenzen sind vergleichsweise großräumig abgegrenzt. Kleinräumige Unterschiede können bei einer landesweiten Betrachtung nicht immer berücksichtigt werden.

Für Makrozoobenthos erfolgt die Bewertung mit dem PERLODES-Verfahren, für Makrophyten kommt das PHYLIP-Verfahren zur Anwendung. Auch diese Verfahren beziehen sich auf an die Typologie gebundenen Referenzen.

4.1 Gewässertypologie im Planungsgebiet

Die Bega ist der Hauptfluss des nach ihr benannten Bega Einzugsgebietes. Sie ist 44 km lang und ein rechter Nebenfluss der Werre. Ausgehend von ihrem Quellgebiet nahe der Stadt Barntrop fließt sie durch das Lipper Bergland und passiert dabei die Gemeinde Dörentrup und die Alte Hansestadt Lemgo. Sie mündet schließlich in Bad Salzuflen in die Werre. Ihre größten Zuflüsse sind die Passade, der Ötternbach, die Ilse und die Salze. Von den kleineren Bächen im Begasystem sind weitere sieben berichtspflichtig im Sinne der WRRL. Es sind dies: Eichelbach, Hillbach, Marpe, Linnebach, Niederluher Bach, Rhienbach und Glimke.

Entsprechend der nordrhein-westfälischen Gewässertypologie wird die Bega mit Eintritt in das Stadtgebiet von Lemgo dem Fließgewässertyp „Großer Talauebach im Deckgebirge“ zugeordnet. Ab der Passademündung bis zum Verlassen des Stadtgebietes entspricht die Bega dem Fließgewässertyp „Kiesgeprägter Fluss des Deckgebirges“.

Die zufließenden Bäche entsprechen jeweils in den quellnahen Bereichen dem Fließgewässertyp „Kleiner Talauebach im Deckgebirge“ und in den Unterläufen dem Fließgewässertyp „Großer Talauebach im Deckgebirge“.

Nachfolgend sollen die 3 Fließgewässertypen kurz beschrieben werden:

Der „**Kleine Talauebach im Deckgebirge**“ zeichnet sich durch eine geringe Gewässergröße mit vergleichsweise hohen Fließgeschwindigkeiten aus. Er weist permanent niedrige Wassertemperaturen auf. Die Sohle besteht aus Schotter und Kies und in einigen Bereichen auch aus Tonmergel. Das Fließverhalten des Deckgebirgsbaches ist insgesamt ruhiger als in dem typähnlichen „Kleinen Talauebach im Grundgebirge“. Aus diesem Grund kommt es häufiger zu Feinsedimentanlandungen. Wesentlich für die Fischbesiedlung dieses Gewässertyps ist das Vorhandensein von kleinen Kolken in Bereichen, in denen z. B. Erlenwurzeln ins Wasser ragen. Darüber hinaus sind rasch fließende Abschnitte über kiesigen Substraten und Feinsedimentbereichen, z. B. vor Totholzansammlungen oder im Bereich von Wurzelflächen, charakteristisch für den „Kleinen Talauebach im Deckgebirge“.



Abb. 2: Kleiner Talauebach im Deckgebirge
(Foto aus: LUA 1999)

Der „**Große Talauebach im Deckgebirge**“ hat ein geringes bis mäßiges Gefälle und fließt in Mulden- oder Sohlentälern. Die Tiefenvarianz ist im Vergleich zum Großen Talauebach im Grundgebirge geringer. Rasch fließende, flach überströmte Abschnitte, die aus Kies oder Schotter bestehen und Auskolkungen im Bereich von Prallhängen oder im Bereich von ins Wasser ragenden Baumwurzeln aufweisen, sind charakteristisch für den geschwungenen oder leicht mäandrierenden Gewässerverlauf des Großen Talauebaches im Deckgebirge. In Gleithangabschnitten sind strömungsberuhigte Abschnitte mit feinen Substratauflandungen vorhanden. Ebenfalls typische Strukturelemente, die auch für die typspezifische Fischfauna von Bedeutung sind, sind Sturzbäume und Totholzverkläuerungen.



Abb. 3: Großer Talauebach im Deckgebirge
(Foto aus: LUA 1999)

Charakteristisch für den „**Kiesgeprägten Fluss des Deckgebirges**“ ist eine hohe Strömungsdiversität. Kennzeichnend ist ein steter Wechsel zwischen gestreckten und mäandrierenden Fließabschnitten. In den Abschnitten, in denen der Fluss mäandriert, wechseln flache, stellenweise turbulent fließende Abschnitte, s. g. Riffelbereiche, mit größeren Pools. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Riffel-Pool-Strukturen nicht sehr großräumig ausgeprägt sind. Das Substrat besteht aus Fein- und Mittelkiesen, wobei auch sandige Bereiche vergleichsweise häufig sind.

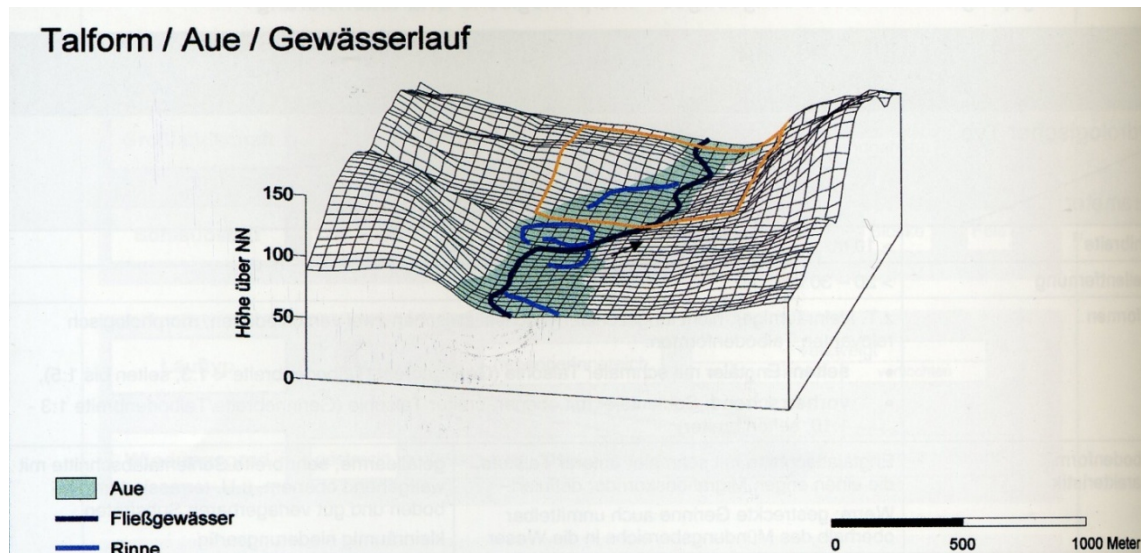


Abb. 4: Laufentwicklung der Bega im Referenzzustand (aus LUA 2001, 2002)
(Ausschnitt beispielhaft für einen Abschnitt bei Lieme)



Abb. 5: Naturnaher Laufabschnitt der Bega oberhalb von Lemgo mit Riffel-Pool-Struktur der Bega im Referenzzustand (aus LUA 2001, 2002)

4.2 Fischfauna

Die im Referenzzustand der Bega und der kleineren Bäche vorhandenen Fischfaunen wurden im Rahmen verschiedener Projekte ermittelt. Zum einen wurden im Auftrag des MUNLV zusammenfassende fischfaunistische Leitbilder für die nordrhein-westfälischen Fließgewässertypen erstellt (NZO-GMBH 2003, KLINGER et al. 2004). Zum anderen wurden speziell die an Fließgewässertypen gebundenen Leitbilder im Jahr 2007 an regionalspezifische Verhältnisse und an das z. Z. bundesweit gültige fischbasierte

Bewertungsverfahren (fibs) angepasst (MUNLV 2007). Das Ergebnis der letztgenannten Überarbeitung sind die Fischreferenzen, die in den nachfolgenden Tabellen dargestellt sind. Die Referenzen sind in vollem Umfang auf die Bega und die Zuflussbäche übertragbar, da die Fischgewässertypen nicht zuletzt auf der Grundlage von regional vorhandenen Daten erarbeitet wurden.

Die Referenzen sind Grundlage für das aktuell bundesweit gültige Bewertungsverfahren fibs (fischbasiertes Bewertungssystem). Das Verfahren fibs wurde im Rahmen des BMBF-Projektes „Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Flüssen anhand ihrer Fischbestände gemäß EG-WRRL“ entwickelt (DUSSLING et al. 2004). Es ermöglicht die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern im Sinne der WRRL anhand der Fischgemeinschaften. Das Bewertungssystem ist ausschließlich für Fließgewässer entwickelt worden und erlaubt keine Bewertung von Seen und Übergangsgewässern. Die Bewertung wird immer im Bereich repräsentativer Probestrecken durchgeführt und erfolgt grundsätzlich über den Vergleich der aktuellen Fischartenbesiedlung mit einer zu Grunde gelegten Referenz.

Die hier gültigen Referenzen sind den folgenden 3 Fischgewässertypen und den entsprechenden Fließgewässertypen zugeordnet:

- **Oberer Forellentyp Mittelgebirge**
(Kleiner Talauebach im Deckgebirge)
- **Unterer Forellentyp Mittelgebirge**
(Großer Talauebach im Deckgebirge)
- **Äschentyp Mittelgebirge**
(Kiesgeprägter Fluss im Deckgebirge)

Im Folgenden werden die jeweiligen Referenzen dargestellt und die wichtigsten fischökologischen Aspekte beschrieben (Tab 3 - 5).

Als **Leitarten** werden darin solche Arten bezeichnet, die im Referenzzustand in reproduktiven Populationen und mit vergleichsweise hohen Dominanzen anzutreffen sind. Bei den genannten Arten handelt es sich um strömungsliebende Arten der Mittelgebirgsoberrläufe, die vor allem an die Ausprägung von gewässertypischen Strukturen, wie sie im Referenzzustand zu erwarten sind, angepasst sind. Neben den Leitarten kommen auch s. g. **typspezifische Arten** vor. Sie besitzen wie die Leitarten einen hohen Zeigerwert hinsichtlich der Ausprägung des Gewässers, allerdings sind ihre Dominanzanteile deutlich geringer als die der Leitarten. Im Referenzzustand sind auch **Wanderfische** vorhanden. Dies sind u. a. Lachs, Meerforelle und Flussneunauge.

Tab. 3: Referenzfischfauna für den „Oberen Forellentyp Mittelgebirge“ (aus MUNLV 2007)

Art	Dominanzspannbreiten im Referenzzustand	fiBS	
		Artstatus technische Referenz	Dominanzen technische Referenz
Bachforelle	55 - 100	L	64,6
Koppe	20 - 45	L	29,9
Schmerle	1 - 5	tA	2,5
Elritze	1 - 2	tA	1,5
Bachneunauge	1 - 10	N	1,5

L = Leitart, tA = typspezifische Art, N = Neunauge

Das Fischartenspektrum des oberen Forellentyps Mittelgebirge umfasst nur wenige kalt-stenotherme und rheophile Arten. Die Leitart in diesem Fließgewässertyp, der in der klassischen Fließgewässerzonierung in die Obere Forellenregion fällt, ist die Bachforelle. Eine weitere Leitart ist die Koppe mit ebenfalls hohen Dominanzanteilen. Typspezifische Arten sind Schmerle und Elritze. Das Bachneunauge ist in der Referenz mit vergleichsweise geringen Dominanzanteilen verzeichnet.

Elritzen bilden mitunter in den Sommermonaten an aufgeweiteten und flacheren Gewässerabschnitten mit niedrigeren Fließgeschwindigkeiten hohe Populationsdichten. Die Bachneunaugen kommen in den Gewässerbereichen mit Feinsedimentablagerungen vor. Die Art ist hier insgesamt deutlich häufiger anzutreffen als im ähnlich ausgeprägten Gewässertypus des Grundgebirges.

Tab. 4: Referenzfischfauna für den „Unteren Forellentyp Mittelgebirge“ (aus MUNLV 2007)

Art	Dominanzspannbreiten im Referenzzustand	fiBS	
		Artstatus technische Referenz	Dominanzen technische Referenz
Bachforelle	35 - 85	L	50,9
Koppe	30 - 40	L	34,1
Schmerle	1 - 5	tA	4,5
Döbel	1 - 5	tA	2,5
Lachs	0	W	2,5
Elritze	1 - 5	tA	2
Äsche	1 - 5	tA	1,5
Hasel	1 - 5	tA	1
Bachneunauge	5 - 10	N	0,9
Meerforelle	0	W	0,1

L = Leitart, tA = typspezifische Art, W = Wanderfische, N = Neunauge

Im unteren Forellentyp Mittelgebirge sind ebenfalls Koppe und Bachforelle die Leitarten. Als typspezifischen Arten kommen gegenüber dem oberen Forellentyp Döbel, Äsche und Hasel hinzu. Neben dem Bachneunauge treten hier auch die Wanderfischarten Lachs und Meerforelle auf.

Das typspezifische Habitatmosaik der Forellenbäche wird von den Leitarten teilweise sehr unterschiedlich genutzt. Bachforellen sind auf Unterstandsmöglichkeiten angewiesen, die sich u. a. in Auskolkungen finden. Koppen besiedeln vorwiegend flach überströmte Abschnitte mit Hartsubstrat. Bachneunaugen dagegen benötigen weiche Substrate, um in den Untergrund eindringen zu können. Deshalb sind sie häufig im Bereich von Gleithängen mit Feinsubstratablagerungen anzutreffen. Elritzen, die zu den typspezifischen Arten gehören, stehen bevorzugt in teilweise besonnten Abschnitten mit geringerer Fließgeschwindigkeit.

Wanderfische sind in dem Fischgewässertyp unregelmäßig und mit geringer Individuenzahl anzutreffen. Da die vom Lachs bevorzugt genutzten Fortpflanzungshabitate nur sehr kleinräumig ausgeprägt sind, kommen immer nur sehr wenige fortpflanzungsfähige Lachse in den „Großen Talauebächen des Deckgebirges“ vor. Dies gilt auch für Meerforelle und Flussneunauge.

Tab. 5: Referenzfischfauna für den „Äschentyp Mittelgebirge“ (aus MUNLV 2007)

Art	Dominanzspannbreiten im Referenzzustand	fiBS	
		Artstatus technische Referenz	Dominanzen technische Referenz
Koppe	5 - 15	L	16
Elritze	5 - 15	L	13,5
Döbel	5 - 15	L	12,5
Bachforelle	5 - 15	L	11,5
Schmerle	1 - 10	L	10,5
Äsche	1 - 10	L	7,5
Hasel	1 - 5	tA	4,5
Gründling	1 - 2	tA	3,5
Dreistachliger Stichling	1 - 5	tA	2,8
Barbe	1 - 2	tA	2,7
Lachs	1 - 2	W	2,5
Nase	1 - 2	tA	2,2
Ukelei	1 - 2	tA	1,7
Rotauge	1 - 2	tA	1,7
Barsch	1 - 2	tA	1,7
Flussneunauge	1 - 2	N	1,5
Meerneunauge	1 - 2	N	1,5
Schneider	1 - 10	B	0,5
Bachneunauge	1 - 5	N	0,5
Quappe	1 - 2	Q	0,5
Kaulbarsch	< 1	B	0,5
Meerforelle	1 - 2	W	0,1
Aal	< 1	W	0,1

L = Leitart, tA = typspezifische Art, W = Wanderfische, N = Neunauge, B = Begleitart, Q = Quappe

Anhand der Tab. 5 wird deutlich, dass im Äschentyp Mittelgebirge die Arten Koppe, Elritze, Döbel, Bachforelle, Schmerle und Äsche Leitarten sind. Auch das Spektrum der typspezifischen Arten ist breiter. Im Vergleich zu den Forellenbächen treten hier Gründling, Dreistachliger Stichling, Nase, Ukelei, Rotauge und Barsch hinzu. Darüber hinaus treten die Begleitarten Schneider und Kaulbarsch auf. Zu den Wanderfischen kommen Aal und die Rundmäulerarten Fluss- und Meerneunauge hinzu.

Die Gewässerstrukturen des Fließgewässertyps werden von den einzelnen Spezies unterschiedlich genutzt. Dies soll anhand ausgewählter Referenzfischarten im Folgenden beispielhaft erläutert werden. Die Riffel-Pool-Abschnitte sind die Bereiche, in denen sich z. B. die Lachse fortpflanzen und die Junglachse heranwachsen. Während die Fortpflanzung in den Pools erfolgt,

werden die Riffelbereiche von den Junglachsen als Aufwuchshabitate genutzt. Das Flussneunauge nutzt vor allem die tieferen Gewässerabschnitte im Bereich von Gewässerverengungen, um über kiesigem Grund abzulaichen. In diesen Abschnitten halten sich bevorzugt auch Äschen- und Barbenschwärme auf.

Der kiesgeprägte Fluss des Deckgebirges hat eine geringe Einschnittstiefe. Die vorwiegend flachen Abschnitte sind u. a. gekennzeichnet durch Kiesbänke mit Sandanteilen, die zum Teil aus dem Wasser ragen und durch größere Kolke im ufernahen Bereich. Während die flachen Abschnitte von Elritzen, Schneidern, Schmerlen und Koppen besiedelt werden, sind in den Kolken Bachforellen anzutreffen. Die flach überströmten Abschnitte sind für viele Jungfische Aufwuchshabitate. Neben den schon erwähnten Lachsen kommen hier jahreszeitabhängig junge Äschen, Bachforellen und Barben vor. Die jungen Fluss- und Bachneunaugen, die Querder genannt werden, besiedeln strömungsarme Abschnitte mit Feinsedimentauflandungen.



Abb. 6: Kiesige Gewässersohle der Bega im Bereich eines flach überströmten Riffelabschnittes
(Ausschnitt beispielhaft für einen Abschnitt bei Ückermann)

Die Barbe kommt schwerpunktmäßig in den stärker mäandrierenden Gewässerabschnitten vor. Vor allem in Prallhangbereichen, wo das Wasser eine vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeit aufweist, sind die Schwärme der Leitart anzutreffen. In diesen Abschnitten halten sich auch bevorzugt Äschenschwärme auf. Die Gleithangabschnitte, die eine deutlich geringere Strömungsgeschwindigkeit aufweisen als die Prallhangabschnitte, werden u. a. von den Jungfischen verschiedener Arten als Aufwuchsbereiche genutzt. Der Untergrund der in der Regel seicht abfallenden Gleithänge besteht

zum überwiegenden Teil aus feinen Sanden. Hier sind die Querder von Fluss- und Meerneunauge zu finden.

Die vorab dargestellten Beschreibungen des Referenzzustandes dienen u. a. in dem Bewertungssystem „fibs“ als Messlatte für die Einstufung der Bega in eine ökologische Zustandskategorie. Beispielhafte Auswertungen, die u. a. im Rahmen des Projektes „Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna“ (MUNLV 2007) speziell für die Bega durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass für den Fluss noch Maßnahmenbedarf besteht. Das Ziel des guten ökologischen Zustandes wurde auf der Grundlage der damals vorliegenden Daten nicht erreicht. Die Maßnahmen, die notwendig sind, orientieren sich schwerpunktmäßig an den Referenzbeschreibungen für die Fließgewässertypen bzw. den Anspruchsprofilen der Qualitätskomponenten.

4.3 Makrozoobenthos

Wie die Fischfauna eignet sich das Makrozoobenthos in besonderem Maße für die Bewertung von Fließgewässern. Die Bewertungsebenen sind einerseits die Gewässergüte, da einige Arten Indikatoren für den Gehalt an organisch abbaubaren Inhaltsstoffen sind. Andererseits zeigen Makrozoobenthosorganismen strukturelle Defizite eines Gewässers bzw. eines Gewässerabschnitts an.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL erfolgt mit dem Bewertungssystem ASTERICS (European stream assessment program). In der deutschen Version heißt das Bewertungsverfahren PERLODES. Dieses gewässerspezifische Bewertungsverfahren ermittelt für jeweils einen Beprobungsbereich die „ökologische Zustandsklasse“. Diese setzt sich aus den Modulen „Organische Verschmutzung“ und „Allgemeine Degradation“ zusammen.

Im Stadtgebiet von Lemgo gibt es zurzeit noch Wehranlagen mit mehr oder weniger ausgeprägten Rückstaubereichen. Ferner sind auch noch zahlreiche kommunale Einleitungen vorhanden. Im Rahmen eines mehrjährigen Monitorings wird geprüft, welche Auswirkungen die Einleitungen und hier speziell die aus den Abschlagbauwerken der Stadt Lemgo haben (NZO-GMBH 2006, 2008 und 2009). Im Rahmen des Monitorings werden Bewertungen der Bega mittels des Bewertungsverfahrens PERLODES durchgeführt.

Die bislang gewonnenen Ergebnisse werden bei der Prognose von Strahlwirkungseffekten berücksichtigt. Darüber hinaus liegen einige Datensätze vor, die in verschiedenen kleineren Bächen erhoben wurden.

4.4 Makrophyten

Makrophyten gehören zusammen mit benthischen Diatomeen und Algen zu den benthischen Lebensgemeinschaften, wobei die Makrophyten als

Langzeitindikator gelten. Bundesweit anwendbar ist die Methode „Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern“ (MEILINGER 2003), kurz PHYLIP. Das Verfahren eignet sich zur Anzeige der Abweichungen der vorgefundenen benthischen Pflanzengesellschaft vom Referenzzustand, zur Bewertung von Trophie, Versauerung, Versalzung und struktureller Degradation.

In Nordrhein-Westfalen existiert parallel die Methode „Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen“ (VAN DE WEYER 2001). Hier werden, ebenfalls leitbildbezogen, NRW-weit den Gewässern typische Pflanzengemeinschaften zugeordnet, die sich ohne anthropogene Störeinflüsse einstellen. Mit diesen leitbildabhängigen Vegetationstypen werden die Vegetationsaufnahmen dann verglichen.

Beide Methoden dienen zur Ermittlung der „ökologischen Zustandsklasse“, eine vergleichende Untersuchung (KORTE et al. 2005) zeigte jedoch, dass – angewendet auf dieselben Untersuchungsabschnitte – ihre Bewertungen nur eine geringe positive Korrelation besitzen. Darüber hinaus sind sie unkonkret im Hinblick auf die Ableitung von Maßnahmen.

Aus den dargestellten Gründen wurde in diesem Projekt abgestimmt, Makrophyten nicht zu berücksichtigen. Gleichwohl ist durch die anderweitig abgeleiteten Maßnahmen eine Verbesserung auch dieser biologischen Qualitätskomponente zu erwarten.

5. Beschreibung des Plangebietes

5.1 Allgemeines

Das Einzugsgebiet des Begasystems hat eine Gesamtgröße von 377 km². Neben der Bega umfasst es elf weitere Gewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 km². Die Karte 1 zeigt die Gewässer und die Kommunengrenzen im Bearbeitungsgebiet. Eine Auflistung der Gewässer zeigt Tab. 6.

Tab. 6: Übersicht der Gewässer des Begasystems

Gewässer	Länge im Kreis Lippe in km	Gewässerkennzahl
Bega	43,9	462
Ötternbach	16,6	4626
Ilse	16,0	4624 +462414
Passade	15,1	4622
Marpe	10,7	46224
Salze	7,4	4628
Linnebach	7,4	46232
Glimke	6,2	46282
Niederluher Bach	6,1	46242
Hillbach	5,0	46214
Eichelbach	2,8	462112

Das Begasystem durchfließt und gliedert einen Teil des Lipper Berglandes, das dem Naturraum IV (Weserbergland, LÖBF 1999) zugeordnet wird. Es gehört zu den Ausläufern des Mittelgebirges und seine höchste Erhebung ist der Steinberg (390 m). Die Bega entspringt in einer Höhe von 240 mÜNN und mündet nach einer Fließstrecke von 41,3 km auf einer Höhe von 68 mÜNN in die Werre. Ein Großteil (58 %) des Einzugsgebietes wird landwirtschaftlich genutzt. Weitere Nutzungen sind Wald (19 %) und Siedlungsflächen (10 %).

5.2 Gewässerstrukturgüte

Für alle Gewässer des Plangebietes liegen Strukturgütedaten vor. Eine kartografische Darstellung der fünfbandrigen Ergebnisauswertung ist in den Gebietskarten 5.1 bis 5.7 enthalten. Die Abb. 7 zeigt den Ausschnitt „Bega im Bereich der Passademündung“.

Die beiden äußeren Bänder stellen die Bewertung des rechten terrestrischen Bereiches (links und rechts) dar. Es schließen sich die beiden Bänder für den amphibischen Bereich an, das zentrale Band stellt den aquatischen Bereich dar.

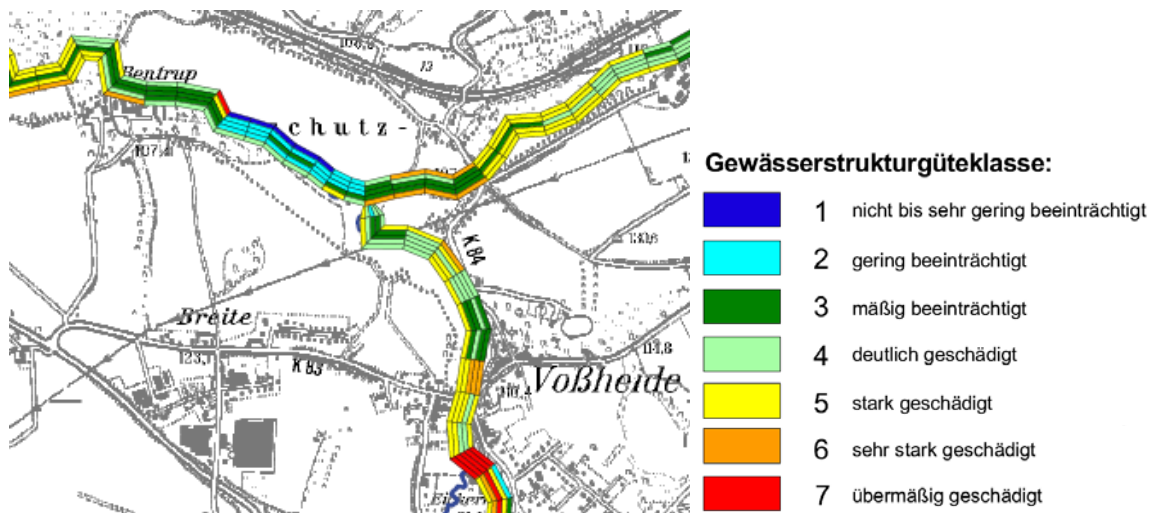


Abb. 7: Gewässerstrukturgüte für den Kartenausschnitt der Mündung der Passade in die Bega

In der Gesamtbetrachtung der Karte 1 wird deutlich, dass es im Gewässernetz des Begasystems sowohl sehr naturnahe Abschnitte gibt wie in der Bega unmittelbar abwärts der Passademündung als auch stark bis vollständig veränderte Abschnitte, die insbesondere im innerstädtischen Bereich, in Ortslagen und an Querbauwerken vorherrschen. Im terrestrischen Bereich kommen verbreitet schlechte Bewertungen vor, die meist durch ackerbauliche Nutzung bis nah an die Uferböschung bedingt sind.

Die Karte 1 belegt, dass es im Begasystem auf der einen Seite zahlreiche Bereiche mit guten bis sehr guten Entwicklungsmöglichkeiten hinsichtlich der Nutzung von Strahlwirkungseffekten gibt. Weniger gute Voraussetzungen bieten demgegenüber die kleinen Bäche Eichelbach, Hillbach und Rhienbach. Um einen Überblick zu bekommen, wie sich die Strukturgütebewertungen hinsichtlich der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereiche verteilen, wurden diese analysiert.

Die Ergebnisse zeigen die Abb. 8 für die Bega und die Abb. 9 für die Marpe. Die Ergebnisse aller anderen Gewässer befinden sich im Anhang.

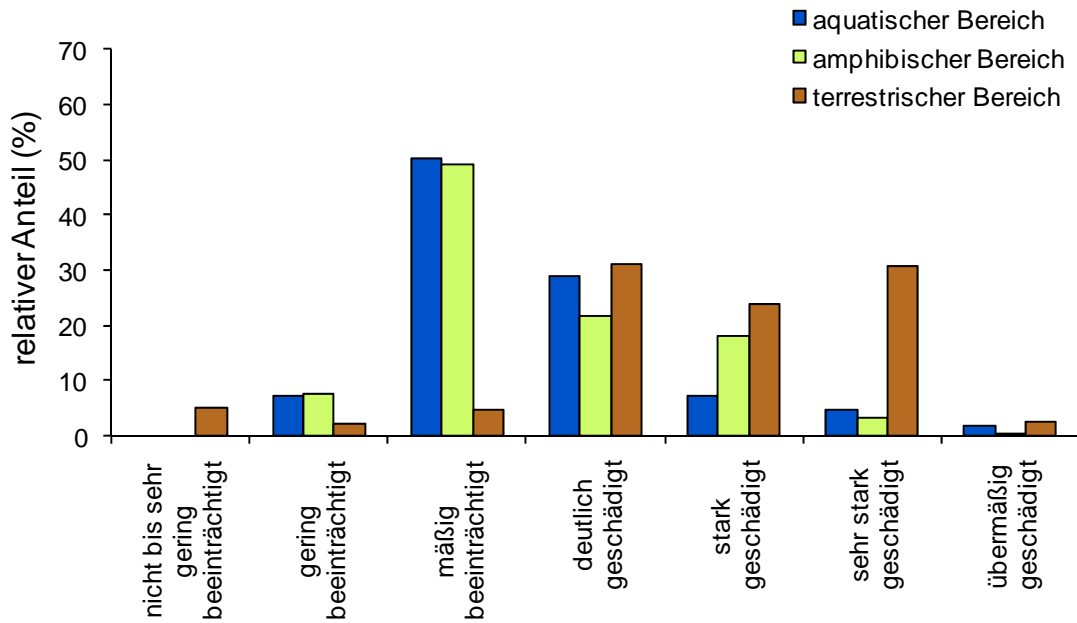


Abb. 8: Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Bega

Für die Bega zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Bewertungsbereichen. Während im aquatischen und amphibischen Bereich die Mehrzahl der Bewertungen eine geringe oder mäßige Beeinträchtigung ausweist, fallen im terrestrischen Bereich nur 12 % der Bewertungen in diese Bewertungsstufen. Insgesamt gesehen ist die Gewässerstrukturgüte der Bega im Vergleich zu ihren Zuflüssen vergleichsweise gut.

Eine deutliche schlechtere Bewertung erhalten die Gewässerstrukturen in der Marpe.

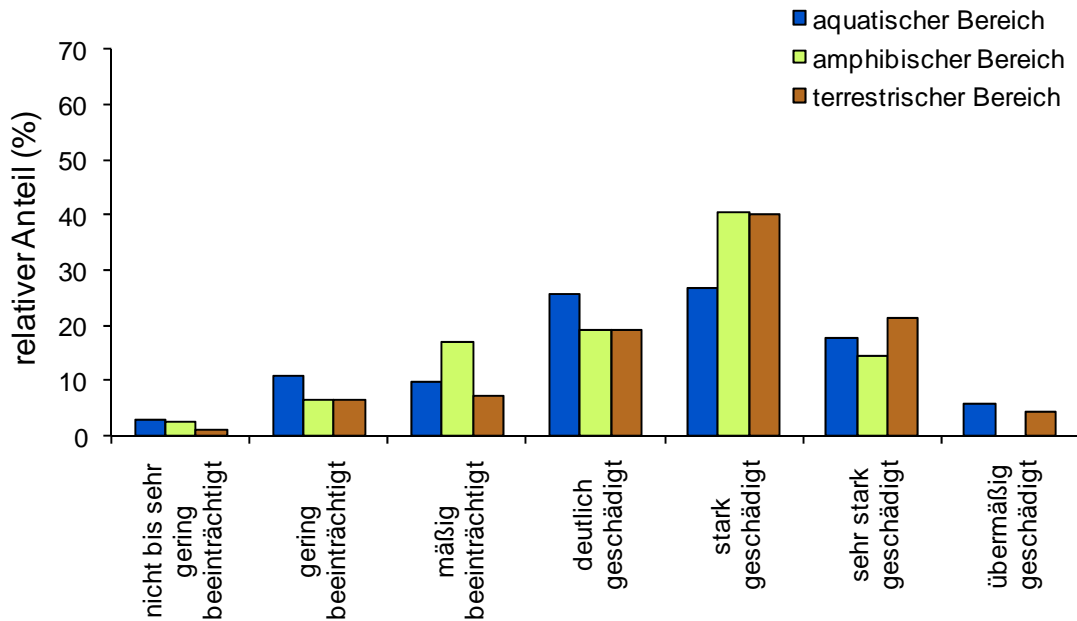


Abb. 9: Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Marpe

In allen drei Bereichen sind die stark geschädigten Gewässerabschnitte am häufigsten vertreten. Es gibt aber auch einige wenige Abschnitte, die nicht oder nur gering beeinträchtigt sind. Im Hinblick auf die Nutzung von Strahlwirkungseffekten lässt sich aus dieser Bewertung ein größerer Maßnahmenbedarf zur Aufwertung von Gewässerstrukturen in der Marpe ableiten.

Analysen der Strukturgütedaten aller anderen Gewässer des Begasystems befinden sich im Anhang dieses Berichtes. Von ihnen weisen Rhenbach und Eichelbach eine ähnlich schlechte Strukturgüte auf wie die Marpe. Auch die Strukturgütebewertung der Salze fällt schlecht aus, es gibt jedoch starke Hinweise darauf, dass diese Daten nicht mehr dem aktuellen Gewässerzustand entsprechen, der sich deutlich besser darstellt. Ähnlich gute Zustände der Strukturgüte wie in der Bega liegen noch im Ötternbach, in der Ilse und in der Passade vor. Die Bewertungen der anderen Gewässer zeigen sowohl strukturell degradierte als auch intakte Bereiche.

Insgesamt ist das Begasystem im ostwestfälischen Vergleich weit weniger strukturell geschädigt als viele andere Gewässer, wie z. B. die Werre. Die aus diesen Ergebnissen zahlreich resultierenden Potenziale zur Entwicklung von Strahlursprüngen werden im Kapitel 7 erläutert.

5.3 Durchgängigkeit

Die Situation der Wanderungshindernisse im Begasystem ist ebenfalls in den Gebietskarten 5.1 bis 5.7 dargestellt. Die Informationen entstammen zum einen den Konzepten zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer (KNEF), zum

anderen dem landesweiten Querbauwerke-Informationssystem (QUIS). Zudem erfolgten Aktualisierungen im Rahmen von eigenen Geländebegehungen, insbesondere an der Passade.

In einem ersten Schritt wurde der QUIS-Datenbestand durch die Städte und Gemeinden auf Aktualität überprüft. Dabei wurde deutlich, dass fast zwei Drittel der 73 dort verzeichneten Querbauwerke inzwischen entfernt oder durchgängig gestaltet wurden.

Bei der Auswertung der KNEF zeigte sich, dass diese eine Reihe von zusätzlichen Querbauwerken enthalten, die in den projekteigenen Datenbestand aufgenommen werden müssen. Durch die Hinzunahme dieser meist kleinen Wanderhindernisse steigt die Zahl verzeichneter Querbauwerke auf 116.

Im Hinblick auf die Aufstiegs- und Austauschmöglichkeiten von Fischen aus der Werre war das Begasystem bis 2009 nur bis zum Wehr Hölsen durchgängig. Im Sommer 2009 wurde dort aber die Durchgängigkeit durch den Bau eines Fischpasses hergestellt (Abb. 10).



Abb. 10: Fischpass Hölsen im Juni 2010

Seitdem ist die Bega bis zur Büllinghauser Mühle durchgängig. Damit wurde für einen Anschluss eines größeren Gewässersystems an potenzielle Laichhabitate in den Unterläufen von Ilse und v.a. Ötternbach gesorgt. Diese sind jetzt sogar für Wanderfische aus der Werre erreichbar.

Neben der Büllinghauser Mühle bestehen im Stadtgebiet Lemgo noch sechs weitere Hindernisse an Querbauwerken. Für fünf davon wird im Rahmen der Hochwasserschutzplanung der Stadt Lemgo bis 2016 die Fischdurchgängigkeit hergestellt. Primäres Ziel der Baumaßnahmen ist der Schutz der Innenstadt Lemgo und der Grevenmarsch vor einem 100-jährigen Hochwasser, an den Querbauwerken ist aber die Herstellung der Durchgängigkeit durch Sohlgleiten oder Raugerinne-Beckenpässe geplant.

Die Abb. 11 zeigt beispielhaft den geplanten Fischpass an der Mühle Lindner.

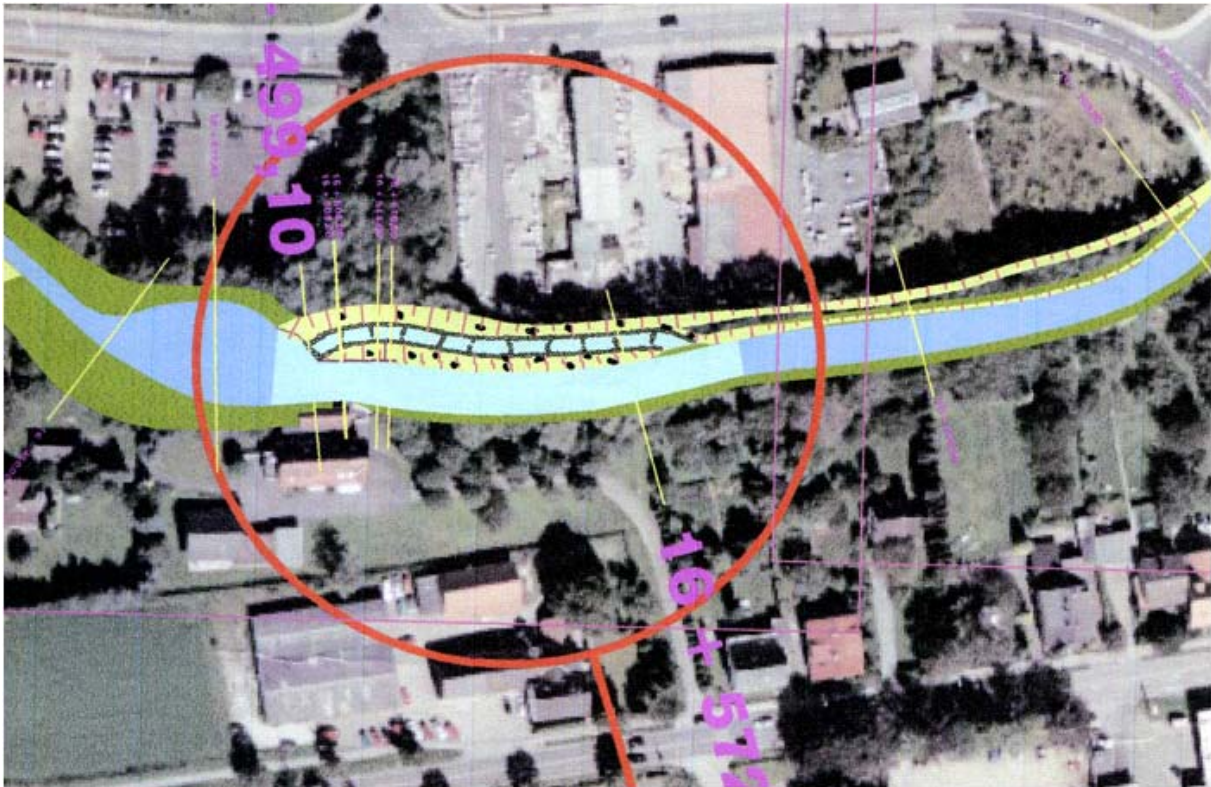


Abb. 11: Geplanter Fischpass an der Mühle Lindner
(aus: Alte Hansestadt Lemgo, Entwurfsplanung, Hochwasserschutzplanung Bega, Lageplan)

Der Fischpass wird ähnlich wie am Wehr Hölsen als Beckenpass gebaut. Der Gefälleabbau erfolgt gleichmäßig an den Querriegeln. Auch die anderen Querbauwerke werden in ähnlicher Form durchgängig gestaltet. Die geometrischen und hydraulischen Charakteristika sind nach Maßgabe des Handbuchs Querbauwerke auf die Fließgewässerzone Hypo-Rhithral (Äschenregion) ausgelegt und berücksichtigen damit die Fischfauna der Bega.

5.4 Aktuelle Situation der Fischfauna

Im Rahmen des hier zu bearbeitenden Projektes wurden keine Erhebungen zur aktuellen Zusammensetzung und Ausprägung der Fischfauna im Begasystem durchgeführt. Die Daten, die hier berücksichtigt werden, wurden zum einen im

Auftrag des Kreises Lippe und der Hegegemeinschaft Bega erhoben. Zum anderen wurden Daten vom LANUV NRW angefordert, die in der Landesdatenbank LAFKAT gespeichert sind.

Die vom Kreis Lippe bereitgestellten Daten stammen aus einer Untersuchung im Jahr 2007 und wurden im Zusammenhang mit der Beurteilung von Auswirkungen des Kanufahrens auf die Fischfauna erhoben (BUGEFI 2007). Die Datensätze der Hegegemeinschaft Bega wurden bei der Erstellung des Hegeplanes Bega gewonnen (NZO-GMBH 2001), die des LANUV beziehen sich auf Untersuchungen, die im Rahmen von Monitoringbefischungen zur Umsetzung der WRRL durchgeführt wurden. Es wurden generell keine Datensätze berücksichtigt, die älter als aus dem Jahr 1999 sind.

Für das hier vorliegende Gutachten wurden die Daten ausgewertet und sind hier im Folgenden dargestellt.

Die im Rahmen der Befischungen nachgewiesenen Fischarten finden sich in der Tab 7.

Tab. 7: Fischartenspektrum der Bega aus den Befischungen der Jahre 1999 - 2005

Art		GL IV	NRW-Gesamt
Aal	Anguilla anguilla	+	+
Äsche	Thymallus thymallus	3	V
Bachforelle	Salmo trutta trutta	+	3
Bachneunauge	Lampetra planeri	2	3
Bachsaibling	Salvelinus fontinalis	n	n
Barsch	Perca fluviatilis	+	+
Blaubandbärbling	Pseudorasbora parva	n	n
Brassen	Abramis brama	+	+
Döbel	Leuciscus cephalus	+	+
Dreistachliger Stichling	Gasterosteus aculeatus	+	+
Elritze	Phoxinus phoxinus	3	3
Gründling	Gobio gobio	+	+
Güster	Blicca bjoerkna	+	+
Hasel	Leuciscus leuciscus	+	+
Karassche	Carassius carassius	3	2
Karpfen	Cyprinus carpio	+	+
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua	+	+
Koppe	Cottus gobio	+	+
Lachs	Salmo salar	1	1
Moderlieschen	Leucaspius delineatus	3	3
Regenbogenforelle	Oncorhynchus mykiss	+	+
Rotauge	Rutilus rutilus	+	+
Schleie	Tinca tinca	V	V
Schmerle	Barbatula barbatula	+	+

Grün = Leitart (vgl.: Tab. 5), gelb = typspezifische Art (vgl.: Tab. 5)

1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste

+ = nicht gefährdet, n = nicht in Rote Liste aufgenommen

Bachneunauge: wird im Sinne einer Indikatorart mit zu den Leitarten gerechnet

GL IV = Großlandschaft Weserbergland

Anhand der Tab. 7 wird deutlich, dass in der Bega insgesamt 24 Fischarten nachgewiesen wurden. Von diesen Arten sind sechs in der nordrhein-westfälischen Roten Liste und ebenfalls sechs in der regionalisierten Roten Liste (LÖBF 1999) als gefährdet verzeichnet. Zwei weitere Arten wurden in die nordrhein-westfälische Vorwarnliste aufgenommen, eine in die Vorwarnliste der Großlandschaft IV.

Bei den grün hinterlegten Fischarten handelt es sich um solche, die im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie als Leitarten für die Bega festgelegt sind. Die gelb hinterlegten Spezies sind typspezifische Fischarten. Sowohl die Leitarten als auch die typspezifischen Arten haben einen hohen Zeigerwert für die Qualität der Bega. Das Ergebnis zeigt auf Artniveau, dass die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendigen Arten im Plangebiet vorhanden sind. In Bezug auf die fehlenden Wanderfischarten, die in der Referenz verzeichnet sind (Tab. 4 und 5), ist zu berücksichtigen, dass die Bega aufgrund der vorhandenen Stauhaltungen in der Werre aktuell für diese Spezies noch nicht erreichbar ist.

Die Abb. 12 zeigt die Stetigkeitsverteilung für die Untersuchungen, die im Jahr 2007 (BUGEFI 2007) durchgeführt wurden. Die Stetigkeit bezeichnet den prozentualen Anteil von Nachweisen einer Art in Bezug auf alle untersuchten Probestrecken und ist damit ein Maß für die Verteilung der jeweiligen Art im Gewässer.

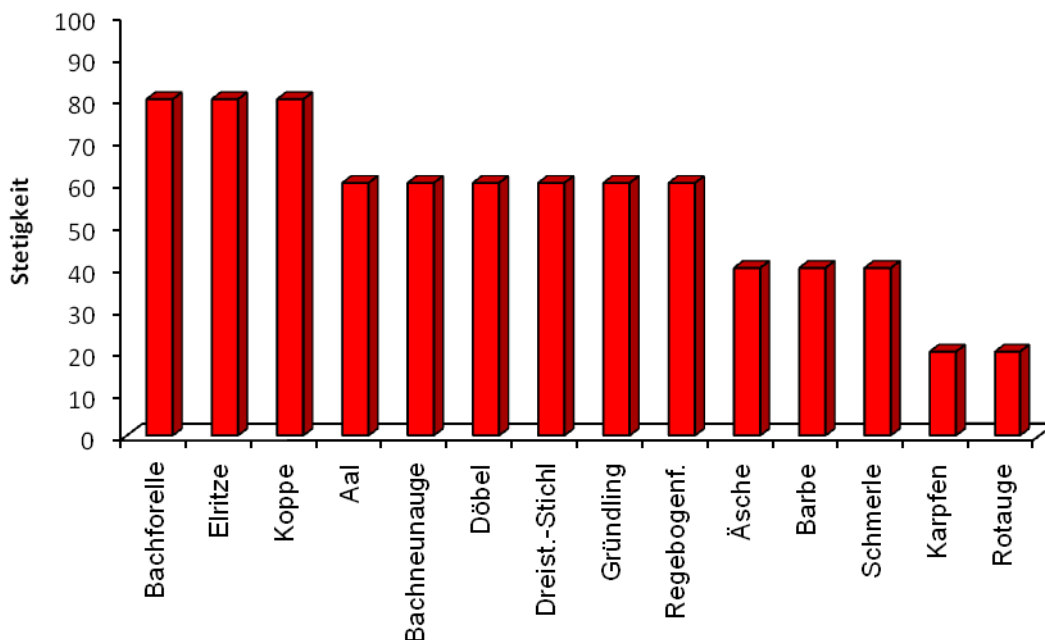


Abb. 12: Stetigkeiten für die in der Bega in 5 Probestrecken festgestellten Fischarten im Jahr 2007 (aus BUGEFI 2007)

Anhand der Abb. 12 wird deutlich, dass keine der Arten, die in der Bega nachgewiesen wurden, in allen Probestrecken angetroffen wurde. Fischarten,

die vergleichsweise häufig nachgewiesen wurden, also in 4 von 5 Probestrecken, sind wiederum die Leitarten Bachforelle, Elritze und Koppe. Neben der Betrachtung auf Artniveau gibt die Dominanz Aufschluss über den Aufbau der Fischartengemeinschaft. Als Dominanz wird der prozentuale Anteil der Individuen einer bestimmten Art an der Gesamtzahl der Individuen aller nachgewiesenen Spezies bezeichnet.

Abb. 13 zeigt die Dominanzverteilung der in der Bega und ihren Nebengewässern vorkommenden Arten. Die Darstellung der Dominanzverteilung zeigt die Arten in ihrer relativen Häufigkeit und damit den Gesamtaufbau der Fischartengemeinschaft.

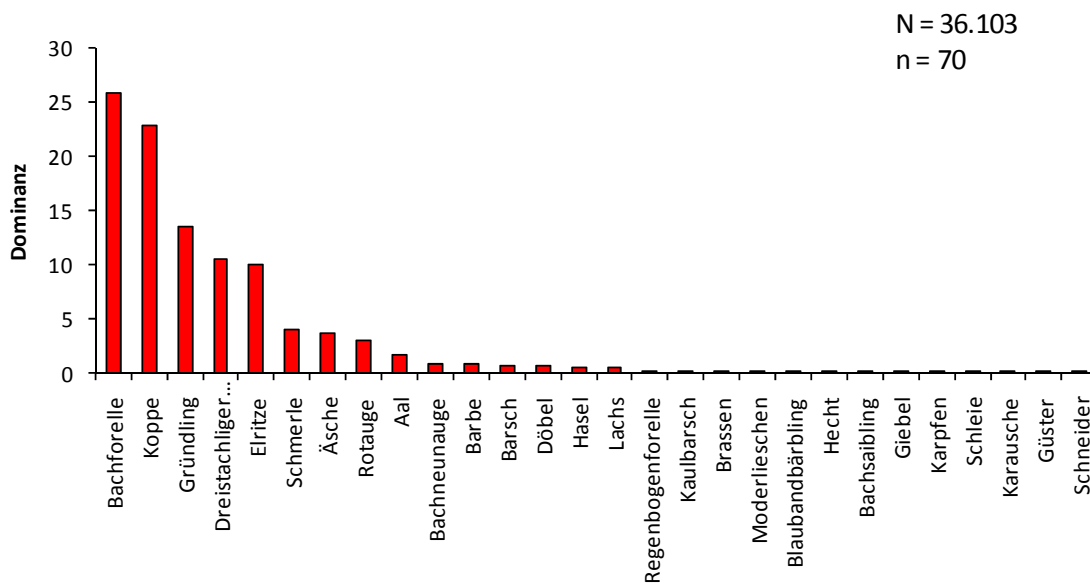


Abb. 13: Dominanzverteilung der in der Bega und ihren Nebengewässern vorkommenden Arten
(N = Anzahl nachgewiesener Individuen, n = Anzahl Probestrecken)

Die Abb. 13 zeigt die Dominanzverteilung der Fischarten in Bezug auf alle untersuchten Probestrecken. Dabei wird deutlich, dass mit Bachforelle und Koppe solche Arten in der Bega dominieren, die einen Leitartencharakter aufweisen. Auffällig ist der geringe Dominanzanteil der Äsche. Während die Bega Anfang der 90er Jahre noch eines der größten Äschenvorkommen in Ostwestfalen aufwies, ist die Art in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Belegt wird diese Entwicklung durch die Abb. 14, in der die Entwicklung von Bachforelle und Äsche in der Bega verglichen werden

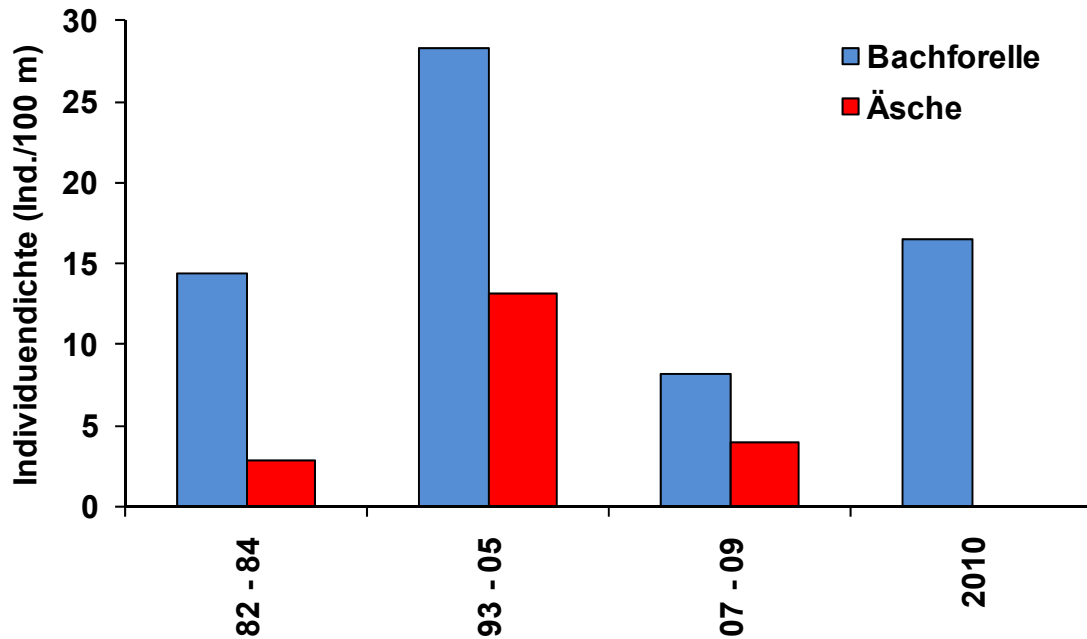


Abb. 14: Entwicklung der Individuendichte von Bachforelle und Äsche in der Bega bis 2010
(aus: BUGEFI 2010)

Während die Individuendichte der Äsche sich, ausgehend von einem niedrigen Niveau in den 1980er Jahren, zunächst gut entwickelt hatte, war seit dem Jahre 2005 ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Bei Riffeluntersuchungen im Spätfrühjahr 2008 konnten nur wenige Jungfische der Äsche nachgewiesen werden, obwohl es sich um für die Art gute bis sehr gute Jungfischhabitate handelte. Im Sommer 2010 konnten bei Elektrofischungen in der Bega keine Äschen mehr festgestellt werden, obwohl drei Strecken befischt wurden, in denen noch vor wenigen Jahren Äschen nachgewiesen wurden.

Die Ursachen für den starken Rückgang der Äsche in der Bega sind nicht bekannt, es liegen aber Hinweise vor, dass die Kolmation der Riffel die Fortpflanzungshabitate der Äsche stark beeinträchtigt.

Für alle Probestrecken wurde anhand des fischbasierten Bewertungssystems (FiBS) die Bewertung des Parameters Arten- und Gildeninventar ermittelt. Dieser Parameter gibt im Hinblick auf Strahlwirkungseffekte Auskunft über das Wiederbesiedlungspotenzial. Aus Karte 3 (Probestellen Fischfauna im Begasystem) wird ersichtlich, wo Probestrecken liegen und wie ihre Bewertung hinsichtlich des Wiederbesiedlungspotenzials ausfällt.

Es zeigt sich, dass einige Probestellen eine gute Bewertung aufweisen. Sie liegen zum einen in der Bega selbst, zum anderen weisen ihre Zuflüsse Passade, Ötternbach, Linnebach und Ilse in ihren Unterläufen gute Bewertungen auf.

Die Hälfte der mäßigen Bewertungen des Wiederbesiedlungspotenzials liegen in der Bega; allein sechs davon im Stadtgebiet Lemgo und weitere vier oberhalb

des Stadtgebietes. Da zwischen den mäßig bewerteten Probestrecken auch einige gute Bewertungen vorkommen, liegt es nahe, dass die dort noch vorhandenen Durchgängigkeitshindernisse und Rückstaubereiche und die damit verbundene Separation von Lebensräumen eine durchgehend gute Bewertung verhindern.

Desweiteren fällt anhand der Karte 3 auf, dass in den Oberläufen der kleineren Bäche zumeist nur ein unbefriedigendes Arten- und Gildeninventar vorhanden ist.

Die Verteilung der Bewertungen aller Probestrecken zeigt Abb. 15.

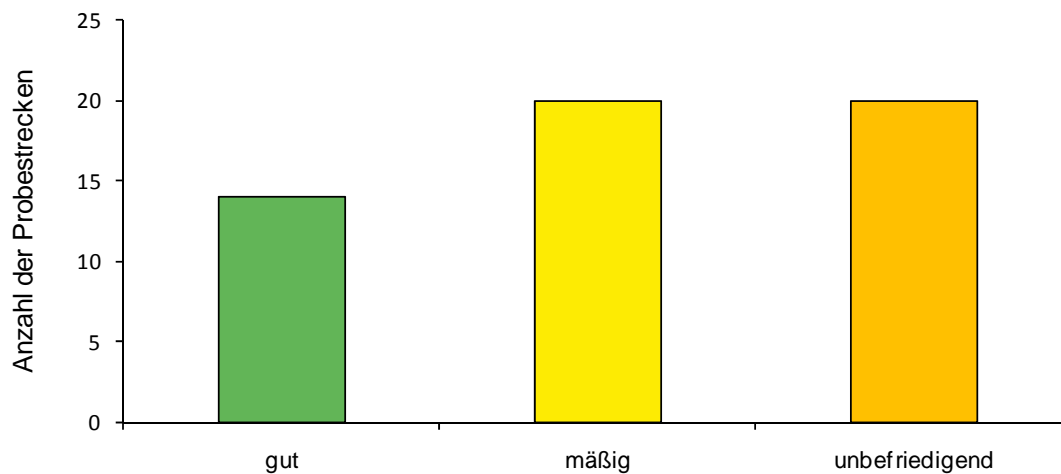


Abb. 15: Bewertung des Arten- und Gildeninventars der Probestrecken im Gemeindegebiet Lemgo

Von den 54 Probestrecken im Begasystem ist das Arten- und Gildeninventar in 14 Fällen gut und in jeweils 20 Fällen mäßig bzw. unbefriedigend bewertet.

Aus der Lage der Probestellen (vgl. Karte 3) mit guter Bewertung lässt sich aber das deutlich positive Ergebnis ableiten, dass eine Wiederbesiedlung über zumeist recht kurze Distanzen möglich wird, sobald die Durchgängigkeit hergestellt sein wird.

5.5 Aktuelle Situation Makrozoobenthos

Zur biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos liegen Daten für insgesamt 12 Probestellen vor, die in der Bega im Gemeindegebiet Lemgo zwischen Passademündung und Büllinghauser Mühle in den Jahren 2006 und 2007 erhoben wurden (NZO-GmbH 2006, 2008, 2009).

Durch die Datenanalyse mit dem „ASTERICS-European Stream Assessment Program“ wurden ökologische Zustandsklassen ermittelt. Die zumeist mäßigen

Ergebnisse hängen eng mit der rückstaubbedingt geringen Fließgeschwindigkeit zusammen und weisen hier auf einen Aufwertungsbedarf hin.

Für den Rest des Begasystems liegen keine Makrozoobenthosdaten vor. Um dennoch Informationen zum ökologischen Zustand darzustellen, wurde auf die Gewässergüte zurückgegriffen, die der Gewässergütekarte des Kreises Lippe mit Stand 2008 entnommen wurde.

5.6 Stand der Bewirtschaftungsplanung

Schon vor der Beauftragung dieses Strahlwirkungskonzeptes bestanden abgestimmte Vorstellungen zur Anlage von Strahlursprüngen und Trittsteinen in den Gewässern des Begasystems. Die in Abb. 16 dargestellten Angaben sind den Steckbriefen der Planungseinheiten Stand Dezember 2009 (MUNLV NRW 2009) entnommen.

Gewässername	Status	WKG	Bewirtschaftungsplanung	
			Anzahl Strahlursprünge (1,5 km)	Anzahl Trittsteine (0,5 km)
Bega	natürlich	WKG_WES_1601	1	6
Passade	natürlich			
Marpe	natürlich		2	
Eichelbach	HMWB			1
Linnebach	natürlich			1
Ilse	natürlich		2	
Niederluher Bach	natürlich			1
Ötternbach	natürlich			1
Glimke	natürlich			1
Salze	HMWB	WKG_WES_1602	1	2
Rhienbach	HMWB	WKG_WES_1603	1	
Hillbach	HMWB		1	
Summe			9	12

Abb. 16: Übersicht des Standes der Bewirtschaftungsplanung 2009

Nach dieser Maßgabe sind in den Gewässern des Begasystems neun Strahlursprünge und zwölf Trittsteine mit einer Gesamtlänge von 19,5 km geplant. Diese Zahlen sind jedoch für die Aufstellung dieses Strahlwirkungskonzeptes nicht bindend, so dass sie hier nur zum Zweck des Vergleichs dargestellt werden.

6. Lokalisation von Strahlursprüngen

6.1 Potenzielle Strahlursprünge

Strahlursprünge müssen nach gegenwärtigem Stand des Wissens für eine funktionierende Strahlwirkung im Mittelgebirge eine Mindestlänge von 800 Metern (vgl. Kap. 2.1) haben. Die Karte 4 (Potenzielle Strahlursprünge im Begasystem) zeigt die Lage und Ausdehnung der potenziellen Strahlursprünge. Es wurden zunächst solche Bereiche als potenzielle Strahlursprünge identifiziert, die länger als 700 Meter sind (blaue Kreise). Da aber kürzere Bereiche Hinweise auf einen geringeren Maßnahmenbedarf bei Ausbau zu einem Strahlursprung geben, sind auch sie dargestellt, wenn sie 500 - 700 Meter (grün) bzw. 300 - 400 Meter (gelb) lang sind. Bei dieser Analyse wurde unterstellt, dass ein Gewässerrandstreifen geschaffen wird, so dass negative Bewertungen des Gewässerumfeldes außer Acht gelassen werden konnten.

Anhand der Karte 4 können neben Anzahl und Lage der potenziellen Strahlursprünge auch die Abstände zwischen diesen Bereichen – also die Strahlziele – abgelesen werden. Für eine Entwicklung dieser Bereiche als Strahlziele gilt eine maximale Länge von 2500 Metern.

Es gibt im Begasystem 30 Gewässerabschnitte, die die Kriterien für potenzielle Strahlursprünge auf einer Länge von mindestens 700 Metern erfüllen. Hinzu kommen 17 Abschnitte, die mindestens 500 Meter und 26 Abschnitte, die 300 - 400 Meter lang sind. Darüber hinaus wird deutlich, dass die Abfolge von potenziellen Strahlursprüngen und den dazwischen liegenden Strahlzielen im Wesentlichen die Abfolge von Ortslagen bzw. städtischen Bereichen und der offenen Landschaft widerspiegelt. Ferner sind häufig Querbauwerke Zäsuren, die die potenziellen Strahlursprünge voneinander separieren. Dies wird am Beispiel der Ilse sehr deutlich (Abb. 17).

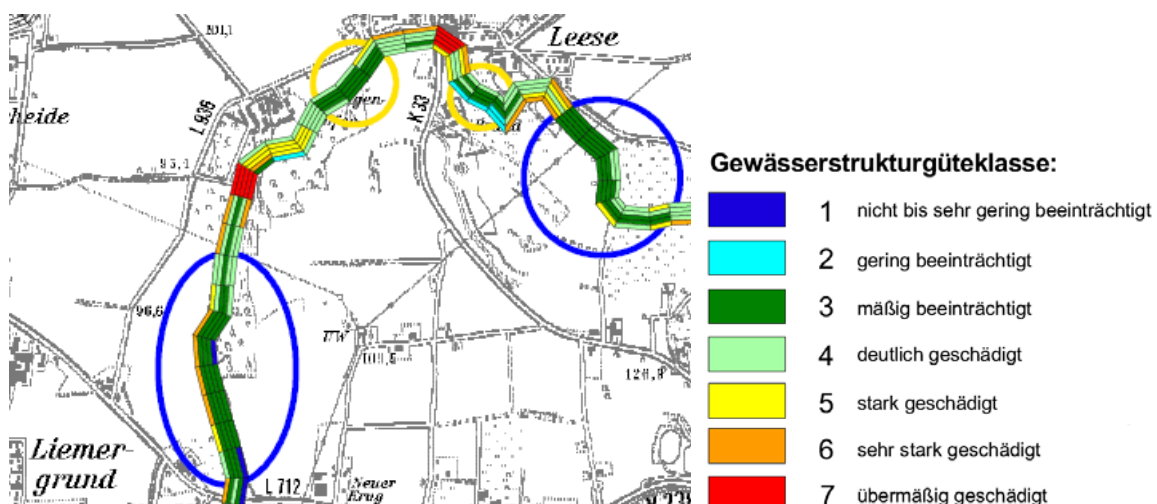


Abb. 17: Potenzielle Strahlursprünge an der Ilse
 (Ausschnitt aus Karte 4,
 blaue Markierungen = potenzielle Strahlursprünge ≥ 700 m lang,
 gelbe Markierungen = potenzielle Strahlursprünge 300 – 400 m lang)

Die in der Abb. 17 blau markierten potenziellen Strahlursprünge sowie die beiden gelb markierten, kürzeren Bereiche, die die Kriterien für potenzielle Strahlursprünge erfüllen, werden hier durch zwei nicht durchgängige Schütztafelwehre (erkennbar an der schlechten, rot dargestellten Gewässerstrukturgüte) und einen innerörtlichen Bereich voneinander getrennt.

Wenn man nicht die Anzahl potenzieller Strahlursprünge, sondern den Anteil deren Länge an der Gesamtlänge der Gewässer betrachtet, ergibt sich das in Abb. 18 dargestellte Bild. Dabei stellen die farbigen Bereiche jeweils jenen relativen Anteil der Gewässerlänge dar, der die Kriterien für potenzielle Strahlursprünge auf der jeweiligen Länge erfüllt.

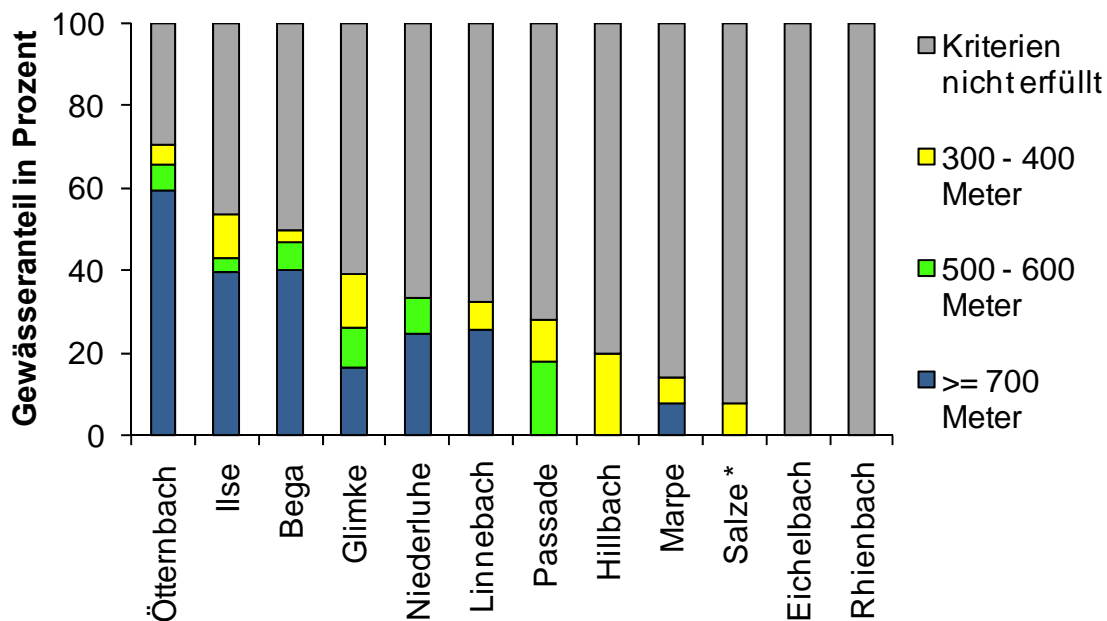


Abb. 18: Anteile potenzieller Strahlursprünge am gesamten Gewässer
* veraltete Datenbasis

Es zeigt sich, dass mit Ausnahme des Eichelbachs und des Rhienbachs alle Gewässer Bereiche aufweisen, die die Kriterien für potenzielle Strahlursprünge auf mindestens 300 Metern erfüllen. Besonders positiv ist die Situation im Ötternbach, in der Ilse und auch in der Bega.

Insgesamt führt die dargestellte Ausgangslage in der Planung der benötigten Strahlursprünge dazu, dass deren Lage sich weitgehend aus den Voraussetzungen der Gewässerstrukturgüte ergibt.

6.2 Benötigte Strahlursprünge

Die Planung benötigter Strahlursprünge ist darauf ausgelegt, im gesamten betrachteten Gewässersystem die Erreichung des guten ökologischen Zustandes mit einem hohen Sicherheitsgrad wahrscheinlich zu machen. Das heißt, es sind so viele Bereiche wie nötig auf die ökologische Qualität eines Strahlursprunges anzuheben. Nicht jeder potenzielle Strahlursprung muss

demnach zu einem aktiven Strahlursprung aufgewertet werden, solange die Mindestlängen für Strahlursprünge und -ziele nicht überschritten werden. Um die Einhaltung der Längenvorgaben darzustellen, sind in den Gebietskarten Ablaufschemata dargestellt.

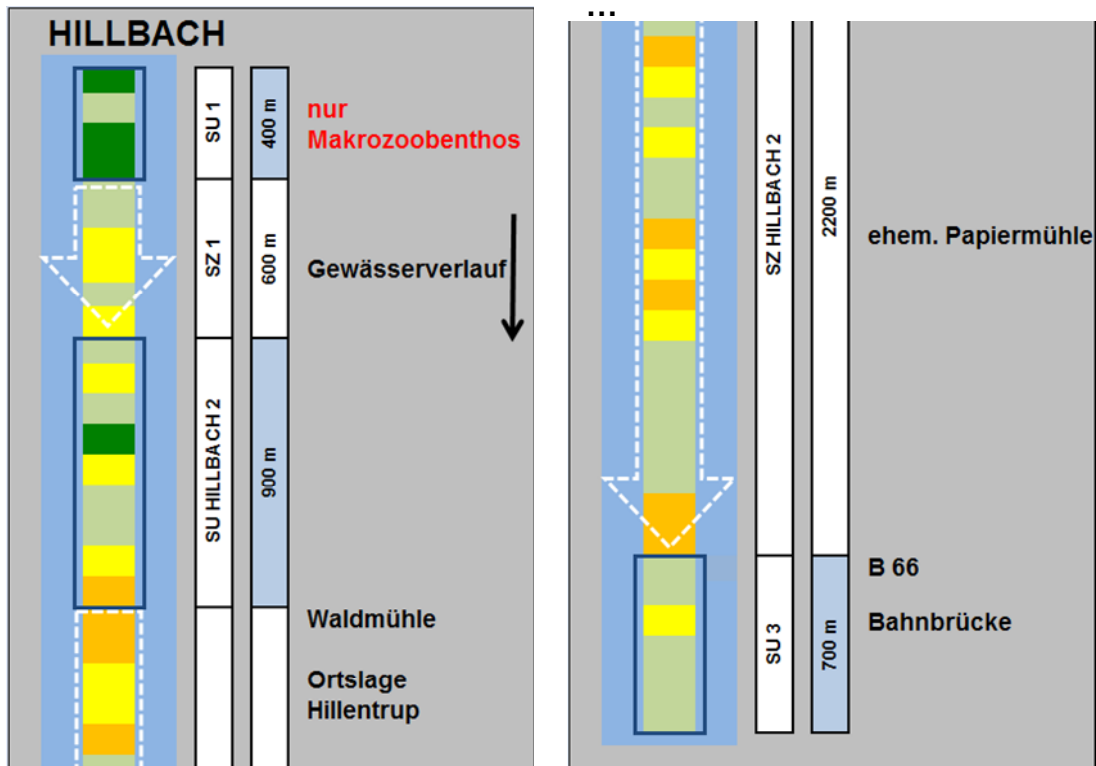


Abb. 19: Ablaufschema für den Hillbach

Aus diesen Abbildungen gehen die Lage und die Länge der Funktionselemente hervor. Die Wiedergabe von markanten Örtlichkeiten am Gewässer dient der besseren Orientierung.

In die Planung der Lage der benötigten Strahlursprünge wurden neben der Gewässerstrukturgüte und der Übersicht potenzieller Strahlursprünge noch weitere Informationen einbezogen. Dafür wurden die Naturschutzgebiete, die schutzwürdigen Biotop nach § 62 und die öffentlichen Flächen in die Darstellung im Geoinformationssystem (GIS) mit einbezogen und im Hinblick auf mögliche Synergien oder Konflikte analysiert.

Die Karte 5 (benötigte Strahlursprünge im Begasystem) zeigt eine Übersicht aller benötigter Strahlursprünge.

Die ermittelte Anzahl benötigter Strahlursprünge je Gewässer ist in Tab. 8 dargestellt. Ebenfalls dargestellt ist die Anzahl jener Strahlursprünge, die außerhalb bestehender potenzieller Strahlursprünge entwickelt werden müssen, was in der Regel mit einem größeren Maßnahmenbedarf verbunden ist.

Tab. 8: Gesamtanzahl benötigter Strahlursprünge je Gewässer und Angabe „neuer“ Strahlursprünge

Gewässer	Anzahl	davon neu
Bega	16	1
Passade	6	-
Ötternbach	6	-
Ilse	5	-
Marpe	4	2
Salze	1	-
Linne	3	1
Rhienbach	-	-
Glimke	3	1
Hillbach	3	2
Eichelbach	1	-
Niederluhe	2	-
Summe	50	7

Die Anzahl benötigter Strahlursprünge hängt naturgemäß stark von der Gesamtlänge der Gewässer ab. Allein in der Bega werden deshalb 16 Strahlursprünge benötigt. Es folgen die Passade und der Ötternbach mit jeweils sechs und die Ilse mit fünf Strahlursprüngen. Es können von diesen 27 Strahlursprüngen alle bis auf einen an potenzielle Strahlursprünge anknüpfen. Dies ist vor dem Hintergrund erfreulich, dass Aufwertungsmaßnahmen in größeren Gewässern in der Regel mit höheren Kosten verbunden sind als solche in kleinen Gewässern.

In den übrigen Gewässern des Begasystems sind 23 Strahlursprünge erforderlich, von denen sieben nicht auf potenziellen Strahlursprüngen aufbauen können (im Rhienbach ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes aufgrund von Restriktionen nicht möglich, vgl. Kap. 7.4). Im Eichelbach wird zusätzlich zu dem einen in Tab. 8 dargestellten Strahlursprung noch ein weiterer in einem Nebengewässer benötigt (vgl. Kap. 7.4.2).

Detailinformationen zur Lage der Strahlursprünge sind den Karten 5.1 bis 5.7 (Gebietskarten Planung Strahlursprünge) zu entnehmen.

7. Maßnahmenbedarf

7.1 Methodik der Maßnahmenplanung

Für die Ableitung der für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Maßnahmen wurden zweierlei Grundinformationen zusammengetragen und verarbeitet. Zum einen wurden für jeden Gewässerabschnitt (Strahlziel oder Strahlursprung) Defizitanalysen erstellt, die

im Sinne eines Soll-Ist Vergleichs aufzeigen, wo welche Kriterien nicht erfüllt sind. Die Abb. 20 gibt den Aufbau der Defizitanalysen für die Strahlursprünge wieder, die in den Gebietskarten dargestellt sind.

									Bedeutung:	Wertebereich:
									Stat. = Stationierung	
xxx									2 = Längsprofil	1 - 7
Stat.	2	3	5	6	F	M	D	R	3 = Sohlenstruktur	1 - 7
4400	4	4	3	6	2	2	n	j	5 = Uferbewuchs	1 - 7
4500	4	4	3	4	2	2	n	j	6 = Uferstreifen	1 - 7
4600	3	3	4	4	2	2	n	n	F = WBP Fische	1 - 5
4700	2	3	3	4	2	2	n	n	M = WBP Makrozoob.	1 - 5
4800	2	2	4	4	2	2	n	n	D = Durchgängigkeit	j / n
4900	3	2	4	4	2	2	n	n	R = Rückstau	j / n
5100	5	3	4	6	2	2	n	n	grün: Kriterium erfüllt	
									orange: Abweichung um 1	
Soll:	3	3	2	4	2	2	j	n	rot: Abweichung > 1	

Abb. 20: Aufbau der Defizitanalysen für Strahlursprünge

Vor dem Hintergrund der so dargestellten Defizite wurden dann die in den Gewässerentwicklungskonzepten (KNEF) vorhandenen Maßnahmenpläne gesichtet. Aus den dort aufgelisteten Maßnahmen wurden darauf aufbauend nur jene ausgewählt, die zu einer Beseitigung der Defizite unverzichtbar sind.

Maßnahmen der KNEF, die zu einer darüber hinaus gehenden Zustandsverbesserung führen, wurden nicht übernommen und werden auch nicht dargestellt. Im Hinblick auf die langfristige Stabilisierung der Gewässer ist die Umsetzung auch dieser Maßnahmen aber sinnvoll und anzustreben. Daher wird hier ausdrücklich auf die vollständige Maßnahmenplanung der vorhandenen KNEF verwiesen.

Weiterhin gehen die Planungen von dem allgemeinen Verschlechterungsverbot der Wasserrahmenrichtlinie aus. Maßnahmen zur Sicherung des Status quo sind nicht Bestandteil dieser Maßnahmenplanung.

Im Allgemeinen sind zur Erreichung der Entwicklungsziele eigendynamische Entwicklungen gegenüber der Durchführung von Baumaßnahmen vorzuziehen. Sie wirken langfristig, sind korrigierbar, kostengünstig und greifen kaum in vorhandene Strukturen ein (MUNLV NRW 2010).

Für die Maßnahmenplanung wurde eine Kostenschätzung erstellt. Das Vorgehen im Rahmen dieser Kostenschätzung ist in Kapitel 10 dargestellt.

Im Folgenden werden die Prinzipien der Maßnahmenableitung bezogen auf die einzelnen Defizite dargestellt.

Defizit Durchgängigkeit:

Aufgrund der elementaren Bedeutung der Durchgängigkeit für die Strahlwirkung wird für jedes Durchgängigkeitsdefizit eine Maßnahme zu seiner Beseitigung aufgeführt. Grundsätzlich ist der Rückbau von Querbauwerken anzustreben, es sei denn, es liegen Restriktionen vor, die den Erhalt des Bauwerkes erforderlich machen. In diesen Fällen ist ein gewässertyporientierter Umbau oder der Bau eines Fischpasses vorzunehmen (MUNLV NRW 2010). An Wasserkraftstandorten richtet sich die Maßnahme an die Betreiber; die Behörden informieren über den Zeitraum der Umsetzung.

Die Durchgängigkeit kann durch unterschiedliche Hindernisse gestört sein. Häufig vertreten sind Wehranlagen, Durchlässe, Sohlabstürze, Verrohrungen und Teiche im Hauptschluss. Bei Durchlässen wird in den Planungen darauf hingewiesen, dass sie auf Durchgängigkeit überprüft werden müssen. Aufgrund der umfangreichen Thematik wird die Herstellung der Durchgängigkeit im Kapitel 7.3.1 ausführlich beschrieben.

Defizit Rückstau:

Auch das Nichtvorhandensein von Rückstauen ist eine elementare Voraussetzung zur Nutzung von Strahlwirkungseffekten. Es bestehen aber häufig Restriktionen, die der Beseitigung von Rückstaubereichen entgegenstehen.

Die Lage der Strahlursprünge konnte so gewählt werden, dass keine Beeinträchtigungen durch Rückstau bestehen. Einige längere Rückstau insbesondere im Stadtgebiet Lemgo sind jedoch aufgrund von Restriktionen nicht zu beseitigen. Hier ist davon auszugehen, dass nur eine eingeschränkte Funktionalität dieser Strahlziele entstehen kann und der gute ökologische Zustand eventuell nicht erreicht wird.

Defizit Längsprofil und Sohlenstrukturen:

Defizite im Längsprofil und bei den vorhandenen Sohlenstrukturen treten häufig dort auf, wo Gewässer begradigt und ausgebaut wurden. Die Kriterien für Strahlursprünge sind hier nur zu erreichen, wenn mittel- und langfristig eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers ermöglicht wird. In diesen Fällen ist ein Gewässerrandstreifen anzulegen und die Eigendynamik ggf. durch das Einbringen von Totholz zu fördern. In Strahlursprüngen wird der Einbau von Totholz im Maßnahmenplan jeweils einzeln aufgeführt. In Strahlzielen sollten Totholzelemente ebenfalls nach den lokalen Möglichkeiten eingebracht werden. Dazu sind ca. zwei Totholzelemente pro Gewässerkilometer so einzubringen, dass der Wasserlauf bei Niedrigwasser im Gewässerbett ausgelenkt wird.

Falls ein begradigter Gewässerverlauf durch Lebendverbau (sehr enger Bestand von Ufergehölzen) oder Uferverbau geschützt wird, ist dieser partiell zu

entfernen. Ob im Unterlauf der Bega eine Entfernung von Uferverbau als unterstützende Maßnahme vorzunehmen ist, muss eine Fachplanung ergeben.

Defizit Uferbewuchs:

Defizite im Uferbewuchs können verschiedene Ursachen haben, weisen aber immer darauf hin, dass der standortgerechte Bewuchs einer Erlengalerie nicht vorhanden ist.



Abb. 21: Fehlender Uferbewuchs, hier am Beispiel des Oberlaufs der Bega

Defizite in einzelnen Abschnitten unterbinden nicht die Funktionsfähigkeit des gesamten Strahlursprunges oder Strahlzieles und deshalb werden Maßnahmen hier nur vorgesehen, wenn leichte Defizite auf mindestens 300 Meter langen Abschnitten auftreten oder wenn sie kürzer, aber erheblich sind.

In Strahlursprüngen gilt:

Führt das Gewässerentwicklungskonzept standortfremde Gehölze auf, so sind diese zu entfernen. Da oftmals keine Information zur Anzahl der zu entfernenden Bäume vorhanden ist, musste diese geschätzt werden. Zum Teil geben aber auch die Fotos der KNEF bewertbare Hinweise. Die Situation vor Ort ist in jedem Fall durch die lokal zuständigen Institutionen zu überprüfen.

Es kommt häufig vor, dass in Gewässerabschnitten ein Uferbewuchs mit Bäumen völlig fehlt oder nur Einzelbäume vorhanden sind. In diesen Fällen ist der Uferbewuchs durch Anpflanzungen junger Erlen zu ergänzen. Falls noch kein standortgerechter Uferbewuchs vorhanden ist, sind pro 100-Meter-Abschnitt und Gewässerseite jeweils 20 junge Erlen gruppiert zu pflanzen. In

Abschnitten mit Lücken im Uferbewuchs wird von einem Bedarf von zehn Erlen pro Abschnitt ausgegangen. Auch hierbei handelt es sich aber lediglich um Anhaltswerte, die lokal zu verifizieren sind.

Falls nur leichte Defizite im Uferbewuchs vorhanden sind, ist davon auszugehen, dass diese durch natürliche Sukzession beseitigt werden, falls ein Gewässerrandstreifen besteht oder eingerichtet wird.

Maßnahmen am Uferbewuchs sind auch durchzuführen, wenn ein gradliniger Gewässerverlauf von einem sogenannten Lebendverbau begleitet wird, da der Uferbewuchs in diesem Fall einer angestrebten eigendynamischen Entwicklung entgegensteht (MUNLV NRW 2010). Ohne die Entfernung des Lebendverbaus bleibt eine gewässertypische Entwicklung unterbunden, die geforderte Strukturvielfalt im Sohlbereich ist mittelfristig nicht zu erreichen oder zu erhalten.

In Strahlzielen gilt:

Ein ausreichend vorhandener Uferbewuchs mit standortgerechten Gehölzen bezogen auf das gesamte Strahlziel ist ausreichend. Nur Defizite auf längeren Abschnitten müssen durch die im KNEF beschriebenen Maßnahmen behoben werden. Wenn Pflanzungen nötig sind, ist dafür ein Saumstreifen von 3-5 Metern anzulegen, sofern sich keine anderen Möglichkeiten zur Anlage und Sicherung eines Ufergehölzstreifens ergeben.

Defizit Gewässerumfeld:

Wenn Defizite im Gewässerumfeld zu verzeichnen sind, so ist im Strahlursprung ein Gewässerrandstreifen auszuweisen. Die Breite des Gewässerrandstreifens richtet sich nach der mittleren Gewässerbreite. In der Bega ist unterhalb der Passademündung eine Breite von 20 m pro Uferseite nötig. In der unteren Forellenregion ist eine Breite von einseitig 10 m nötig, in den Oberläufen der Bäche sind z.T. 5 m Breite ausreichend. Bei diesen Angaben handelt es sich um Mindestwerte. Darüber hinaus wäre die Ausweisung eines Entwicklungskorridors sinnvoll (siehe auch weiter unten in diesem Kapitel).

Die Kriterien für Strahlziele sehen eine Aufwertung des Gewässerumfeldes auf eine Bewertung mit der Note 6 vor. Bei schlechteren Benotungen ist zumeist Bebauung der Grund. Diese wird in den Planungen als Restriktion angesehen.

Defizit Gewässergüte:

Eine ausreichende Gewässergüte ist eine Grundvoraussetzung für eine Besiedlung der Gewässerabschnitte mit der standorttypischen Fauna und damit auch für die Nutzung von Strahlwirkungseffekten. Kritische Belastungen (Güteklasse II-III) verletzen die Kriterien für Strahlursprünge wie auch für Strahlziele (vgl. Kapitel 2.2 und 2.3).

Maßnahmen zur Beseitigung von Defiziten der Gewässergüte sind kein Bestandteil dieses Strahlwirkungskonzeptes.

Weitere Maßnahmen:

Nur im Strahlursprung wird ein Rückbau von Uferbefestigung vorgesehen, falls im KNEF entsprechende Hinweise vorliegen. Im Strahlziel ist ein Rückbau von Uferbefestigung nicht erforderlich (aber dennoch wünschenswert). Die Entwicklung von Auenstrukturen wird in Kap. 7.5 beschrieben.

7.2 Darstellung der Maßnahmenplanung

Die Ergebnisse der Maßnahmenplanung werden in einzelnen Steckbriefen dargestellt, wobei ein Steckbrief sich immer auf ein Strahlziel oder einen Strahlursprung bezieht.

In einem Steckbrief werden folgende Informationen dargestellt:

- Lage des Strahlursprungs / -ziels, mit Gewässerkennzahl, Stationierung nach den Auflagen 2 und 3b, Länge des Strahlursprungs und der Gemeinde
- Bildausschnitt des Strahlursprungs / -ziels
- Auflistung der durchzuführenden Maßnahmen (Angabe der Stationierung 3b)
- Einschätzung der Entwicklungsmöglichkeiten, d.h. der Flächenverfügbarkeit und der bekannten Restriktionen
- Kostenschätzung mittels einer Kostenspanne
- Priorisierung

Die Abb. 22 zeigt exemplarisch einen Steckbrief.

Ötternbach

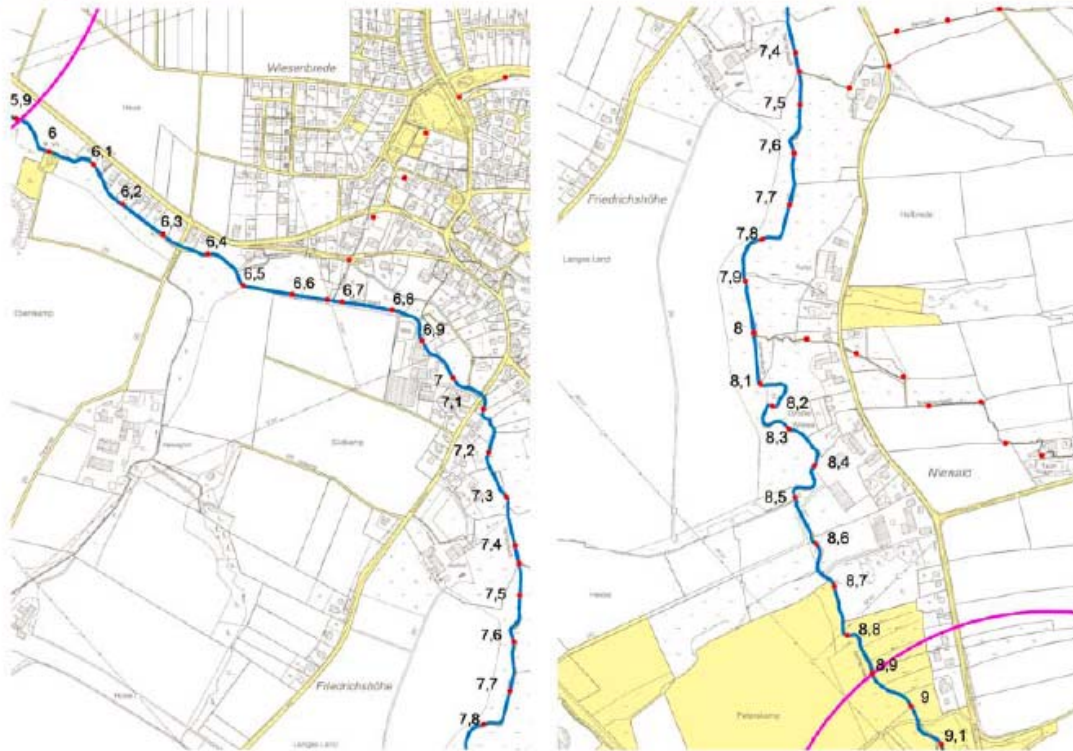
Strahlziel Nr. 4

Gewässerkennzahl: 4626
Kommune: Detmold/Lage

Stat. Aufl.3b: 5+900 - 8+900

Länge: 3.000 Meter

Lageübersicht



Maßnahmen und Priorisierung

Art	Priorität	Umsetzung bis	Maßnahmenträger
Entwicklung eines Saumstreifens (4 m breit) (6+050 - 6+400)	Hoch	2021 - 2027	Landwirtschaft
Pflanzung von Initialen junger Erlen (6+050 - 6+400)	Mittel	2018	Kommune
Durchgängigkeit mittels Sohlgleite herstellen (bei 7+820)	Hoch	2021 - 2027	Kommune
Erneuerung eines Durchlasses (bei 8+525)	Hoch	2021 - 2027	Kommune

Kommunaler Eigenanteil
(Bei 80%iger Förderung aus Landesmitteln)

1.000 bis 1.500 €

Entwicklungsmöglichkeiten

Flächenverfügbarkeit: keine

Restriktionen: keine

Abb. 22: Exemplarische Darstellung eines Steckbriefs

7.3 Beschreibung der Maßnahmen

7.3.1 Herstellung der Durchgängigkeit

Rahmenbedingungen für die Herstellung der Durchgängigkeit an Querbauwerken und Wasserkraftanlagen sind im Runderlass des MUNLV vom 26.01.2009 (MUNLV 2009b) dargestellt. Darin wird davon ausgegangen, dass „die fehlende Durchgängigkeit den ökologischen Zustand (...) regelmäßig beeinträchtigt“, womit eine „nachträgliche Anordnung über diese Anforderung (...) ohne Entschädigung möglich“ wird.

Maßnahmen zur Schaffung der Durchgängigkeit werden vom Land Nordrhein-Westfalen gefördert, wenn diese Förderung im öffentlichen Interesse liegt und die alleinige Finanzierung durch den Benutzer mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden wäre.

Für die Schaffung der Durchgängigkeit gelten die Regeln des DVWK-Merkblatts „Fischaufstiegsanlagen“ (232) (DVWK 1996) und die Kapitel 10.3 bis 10.6 des Handbuchs Querbauwerke (MUNLV 2005). Im Februar 2010 ist das Merkblatt DWA-M 509 „Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung“ (im Entwurf) hinzugekommen.

Bei der Planung von fischpassierbaren Bauwerken sollte darüber hinaus eine Qualitätssicherung durchgeführt werden, um die Einhaltung der Vorgaben sicherzustellen. Nur bei Einhaltung aller Vorgaben kann auf eine spätere Funktionskontrolle verzichtet werden.

Bei Querbauwerken ohne Wasserkraftnutzung ist zu beachten, dass ein Rückbau die Hydromorphologie wesentlich stärker verbessert als die alleinige Herstellung der Durchgängigkeit. Daher sind die Gründe für den Fortbestand eines Querbauwerks umfassend zu prüfen. Ein Rückbau kommt in Frage, wenn „keine Gründe für das Fortbestehen eines Querbauwerks vorliegen oder die Gründe für den Rückbau überwiegen“.

Im Bezug auf die Nutzung von Strahlwirkungen ist die Durchgängigkeit der Gewässer eine Grundvoraussetzung. Es ist von entscheidender Bedeutung, dass die Arten, die in der Referenz verzeichnet sind, die Möglichkeit haben, die vorhandenen Barrieren flussauf und -abwärts zu passieren. Nur so ist gewährleistet, dass lokale gewässerökologische Optimierungsmaßnahmen durch Fische und Makrozoobenthos ober- und unterhalb des Maßnahmenbereiches genutzt werden können.

Die im Folgenden dargestellten Eckpunkte zur Schaffung der Durchgängigkeit werden aus den Grundlagen der im Handbuch Querbauwerke (MUNLV 2005) dargestellten Rahmenbedingungen abgeleitet.

In den weiteren Betrachtungen werden die als jeweilige Referenzfischfauna in den Tab. 3, 4 und 5 dargestellten Artenspektren zu Grunde gelegt. Ferner muss die Bega von den kleineren Mündungsbächen unterschieden werden, da die

Bega als Flusstyp ein deutlich größeres Referenzartenspektrum aufweist als die Gewässer, die als Forellenbäche eingestuft werden.

Bega

Wesentliche Zielarten, die im Folgenden als Indikatorarten für die Gesamtartengesellschaft der Bega (FiGt 09) betrachtet werden, sind Koppe, Elritze, Döbel, Bachforelle, Schmerle, Äsche und die Neunaugenart Bachneunauge. Als Wanderfische werden Lachs, Meerforelle und die Neunaugenart Flussneunauge als Zielarten berücksichtigt.

Entsprechend ihrem aktuellen Zustand und auch unter Berücksichtigung der Referenzfischfauna ist die Bega der Fließgewässerzone Hyporhithral zuzuordnen. Für diese Fließgewässerzone sind die hydraulischen Grenzwerte in der Tab. 10.2 des Handbuches dargestellt. Bei den geometrischen Grenzwerten sind mit Ausnahme des Störs alle in der Tab. 10.3 dargestellten Grenzwerte zu berücksichtigen.

Tab. 9: Hydraulische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe im Hyporhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen (aus MUNLV 2005, Tab. 10.2)

Fließgewässerzone	Δh_{\max} Rechnerischer max. Absturz	v_B maximale mittlere Geschwindigkeit im Becken	v_{WK} maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor	Leitströmung bei MQ		max. Leistung pro Wasservolumen des Fischpasses (Becken, Wanderkorridor)		max. Leistung pro Wasservolumen des Ruhebeckens
				V_{\min}	V_{\max}	p bei Q_{30}	p bei Q_{330}	
	(m)	(m/s)	(m/s)	(m/s)	(m/s)	(W/m ³)	(W/m ³)	(W/m ³)
Hyporhithral	0,15	0,5	0,9	0,3	1,7	150	200	50

**Tab. 10: Geometrische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe des Hyporhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen
(aus MUNLV 2005, Tab. 10.3)**

	min. Wassertiefe unterhalb Trennwand	min. Schlitzhöhe	min. lichte Länge	min. lichte Breite	technische Bauweise	naturnahe Bauweise	technische Bauweise $Q_{FAA,min}$	naturnahe Bauweise $Q_{FAA,min}$
	h_u (m)	$t_{s,min}$ (m)	L (m)	b (m)	s (m)	s (m)	(m^3/s)	(m^3/s)
Äsche, Döbel, Plötze, Hasel	0,45	0,2	2,0	1,4	0,17 - 0,3	0,4 - 0,6	0,15 - 0,25	0,35
Barbe, Brasse, Zander, Hecht, Lachs, Meerforelle	0,5	0,3	2,8 - 4,0	1,8 - 3,0	0,3 - 0,6	0,6	0,4 - 1,0	0,5 - 0,55

Neben den in den Tab. 9 und 10 dargestellten Grenzwerten muss auch die Entwicklung von unterschiedlichen Strömungsbereichen innerhalb der Fischwanderhilfe gewährleistet sein. Dies ist notwendig, damit weniger schwimmstarke Arten innerhalb der Anlage Ruhepausen einlegen können. Ferner ist zu berücksichtigen, dass Strömungsschatten vorhanden sein müssen, damit Substratablagerungen stattfinden können. Letzteres ist von ausschlaggebender Bedeutung für die Querder der Neunaugenarten.

Bäche, die der Bega zufließen

Bei den kleineren Zuflüssen, die in die Bega münden, handelt es sich ausnahmslos um Forellenbäche, für die die Referenzen der Tab. 3 (oberer Forellentyp Mittelgebirge im Oberlauf) und der Tab. 4 (unterer Forellentyp Mittelgebirge im Mittel- und Unterlauf) Gültigkeit haben. Für den „Unteren Forellentyp Mittelgebirge“ sind die Wanderfischarten Lachs und Meerforelle zwar als Zielarten verzeichnet, es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Hauptfortpflanzungsbereiche dieser Fischarten in den Flussbereichen liegen. Die kleineren Bäche werden im Vergleich zur Bega eher selten als Fortpflanzungshabitat genutzt. Dies trifft für den Stadtbereich von Lemgo in besonderem Maße zu, da die Bega hier in einem sehr breiten Tal fließt. Aus diesem Grund weisen die Mündungsabschnitte sehr häufig Sohlzusammensetzungen mit sehr hohen Sandanteilen auf. Als Beispiel sei hier

der Ötternbach genannt. Diese Bereiche, die auch immer zum Fischgewässertyp „Unterer Forellentyp Mittelgebirge“ gehören, scheiden als Fortpflanzungshabitate weitgehend aus. Im Oberlauf dieser Bäche ist die Wasserführung schließlich so gering, dass diese Bereiche ebenfalls nur sehr bedingt als Fortpflanzungshabitate für Langdistanzwanderfische in Frage kommen.

Bei der Einstufung der Begazuläufe nach dem Handbuch Querbauwerke wird daher davon ausgegangen, dass die Wanderfischarten eine untergeordnete Rolle spielen. Unter Berücksichtigung der Referenzfischfauna werden die Begazuläufe den Fließgewässerzonen Epi-Rhithral (Oberer Forellentyp Mittelgebirge) und Meta-Rhithral (Unterer Forellentyp Mittelgebirge) zugeordnet. Die in den Tab. 11 und 12 dargestellten Eckpunkte sind einzuhalten.

Tab. 11: Hydraulische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe im Epi- und Metarhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen (aus MUNLV 2005, Tab. 10.2)

Fließgewässerzone	Δh_{\max} Rechnerischer max. Absturz	v_B maximale mittlere Geschwindigkeit im Becken	v_{WK} maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor	Leitströmung bei MQ		max. Leistung pro Wasservolumen des Fischpasses (Becken, Wanderkorridor)		max. Leistung pro Wasservolumen des Ruhebeckens
				V_{\min}	V_{\max}	p bei Q_{30}	p bei Q_{330}	
	(m)	(m/s)	(m/s)	(m/s)	(m/s)	(W/m ³)	(W/m ³)	(W/m ³)
Epi-Rhithral	0,20	0,5	1,0	0,3	2,0	200	200	50
Meta-Rhithral	0,18	0,5	1,0	0,3	1,9	180	200	50

Tab. 12: Geometrische Grenzwerte für beckenartige Fischpässe des Epi- und Metarhithral sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen (aus MUNLV 2005, Tab. 10.3)

	min. Wassertiefe unterhalb Trennwand	min. Schlitzhöhe	min. lichte Länge	min. lichte Breite	technische Bauweise	naturnahe Bauweise	technische Bauweise $Q_{FAA,min}$	naturnahe Bauweise $Q_{FAA,min}$
	h_u (m)	$t_{s,min}$ (m)	L (m)	b (m)	s (m)	s (m)	(m^3/s)	(m^3/s)
Bachforelle	0,4	0,2	1,5 - 1,9	1,0 - 1,2	0,15	0,2 - 0,4	0,1	0,2

7.3.2 Herstellung von Gewässerrandstreifen und Saumstreifen

Gewässerrandstreifen dienen der Beseitigung von Defiziten des Strukturgüteparameters Gewässerumfeld, während Saumstreifen dort verortet wurden, wo Defizite durch einen fehlenden oder lückenhaften Uferbewuchs auftreten. Dabei wurde davon ausgegangen, dass das Anlegen von Gehölzgalerien sich nicht ohne Bereitstellung eines zumindest schmalen Saumstreifens verwirklichen lässt. Nutzungskonflikte mit angrenzenden, in der Regel landwirtschaftlichen Nutzungen sollen so vermieden werden.

Über diese Ableitung ihrer Notwendigkeit hinaus sind beide Begriffe als identisch aufzufassen: als aus der Nutzung genommene Randstreifen, in dem sich Uferbewuchs und Gewässer frei entfalten können, wodurch sie für das Gewässer zahlreiche ökologische Funktionen erfüllen (im Folgenden als Gewässerrandstreifen bezeichnet).

Auf welche Art und Weise sichergestellt wird, dass diese Flächen – auch langfristig – als Gewässerrandstreifen zur Verfügung stehen, ist für die Entfaltung von Strahlwirkungseffekten nicht von Belang. Gemäß MUNLV NRW (2010) kann dies grundsätzlich geschehen durch z. B.

- Kauf, Pacht oder Überlassung von Flächen aus privater Hand
- Bereitstellung von Flächen aus öffentlicher Hand
- Duldung (z. B. mit Entschädigungsvereinbarungen)
- im Rahmen von Eingriffs- und Ausgleichsregelungen und -verfahren und
- im Rahmen von Bodenordnungsverfahren

In der vorliegenden Konzeption wurde so vorgegangen, dass in der Kostenschätzung für den Ankauf und die Herstellung von Gewässerrandstreifen ein Flächenerwerb vorgesehen ist. Dies schließt jedoch nicht aus, dass auch andere Modelle der Sicherung von Gewässerrandstreifen zum Einsatz kommen können.

7.3.3 Pflanzung von Initialen junger Erlen

Die Pflanzung von Initialen junger Erlen dient der Herstellung eines standortgerechten Uferbewuchses (Erlengalerie) dort, wo bislang ein Bewuchs fehlt oder wo nicht standortgerechte Gehölze entfernt werden müssen.

Ufergehölze erfüllen verschiedene technische und ökologische Aufgaben: Sie stabilisieren mit ihrem Wurzelwerk die Ufer gegen Erosion und Bisamschäden. Sie beschatten den Wasserlauf und verhindern damit übermäßige Erwärmung sowie die Entwicklung massenhafter Wasser- und Sumpfpflanzen. Sie bewirken eine Verbesserung der Wasserqualität und bieten den hier natürlich vorkommenden Pflanzen und Tieren Lebensraum. Dazu leisten sie als lineare Strukturelemente in der Kulturlandschaft einen wichtigen Beitrag zum Biotopverbund, insbesondere in der Verbindung mit naturnahen Uferstreifen. Zudem fördern sie an den richtigen Standorten die Ausbildung naturnaher Uferstrukturen und tragen zu einer dynamischen Laufentwicklung des Gewässers bei. Daher sollten standortgerechte Gehölzgruppen oder -reihen (i.d.R. aus Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), z.T. auch Baumweiden (*Salix alba*, *Salix fragilis*)) in unregelmäßigen Abständen gepflanzt bzw. entwickelt werden, so dass die Uferlinie nur punktuell fixiert wird und das Gewässer die Möglichkeit hat, sich zwischen diesen Fixpunkten ausreichend zu entwickeln. Nicht gewünscht ist ein linearer „Lebendverbau“ mit Gehölzpflanzungen, wie er früher bei „Renaturierungsmaßnahmen“ beobachtet werden konnte.

An einigen Gewässern im Begasystem ist der Erlenbestand massiv durch den Phytophthora-Pilz (Verursacher der Wurzelhalsfäule) beeinträchtigt. Da der Befall mit diesem Pilz zum Absterben der betroffenen Erlen führt, ist in diesen Bereichen von einer Pflanzung von Erlensetzlingen abzusehen. Alternativ ist eine Bepflanzung mit Eschen oder Weiden vorzunehmen.

In Gewässerabschnitten, in denen kein Befall mit Phytophthora bekannt ist, sollten weiterhin Erlensetzlinge verwendet werden. Auf Setzlinge aus Baumschulen ist dabei zu verzichten, da diese in der Vergangenheit unerkannten Pilzbefall aufwiesen und somit zum Einschleppen der Erkrankung in bislang nicht betroffene Gebiete beigetragen haben. Alternativ sind Setzlinge aus Wildvermehrung in bislang nicht von der Wurzelhalsfäule betroffenen Gebieten einzusetzen.

Die Entwicklung von Uferbewuchs wird stellenweise dort nicht durchgeführt werden können, wo Drainagen die angrenzenden Flächen entwässern. Ein Gehölzbestand würde durch seine Wurzeln zu Schäden an den Drainagen führen.

Bereiche, in denen sich Neophyten ausgebreitet haben, wobei insbesondere der Riesenbärenklau/Herkulesstaude zu nennen ist, stehen der Entwicklung eines standortheimischen Bewuchses entgegen. Hier sind Maßnahmen zu ihrer Beseitigung vorzusehen. Bestände nah am Gewässer sind dabei von besonderer Wichtigkeit, da die Gewässer Ausbreitungsachsen für diese Pflanzen darstellen und ihre Bekämpfung andernorts sonst erschwert wird.

7.3.4 Umwandlung von standortfremden Gehölzen in Laubwaldbestände gemäß „heutige potenziell natürliche Vegetation“

In der Gewässerstrukturgütedarstellung ist die Bewertung des Gewässerumfeldes in erheblichem Maße vom Vorhandensein entweder eines ausreichend breiten Gewässerrandstreifens, anderen Brachflächen mit andauernder Sukzession oder aber standortheimischem Gehölzbestände abhängig. Standortfremde Wälder oder Feldgehölze wie Fichten- oder Pappelwälder (insbesondere solche auf potenziellen Auenstandorten) erhalten eine Bewertung, die im Bereich von benötigten Strahlursprüngen nicht den Kriterien für den guten Zustand des Umfeldes entspricht. Schadwirkungen gehen vor allem von solchen Fremdgehölzen aus, die bis unmittelbar an das Gewässer heranreichen. Die zahlreichen negativen Wirkungen von bis an die Ufer heran reichenden Nadelholzforsten auf die Gewässerflora und -fauna sowie auf die strukturellen Eigenschaften sind hinlänglich bekannt. Daher sollten standortfremde Gehölze auf einer Breite von mindestens 20 m vom Gewässerufer abgerückt werden, damit Nadelstreu, Versauerung, übermäßige Beschattung und weitere negative Effekte ihren Einfluss auf das Gewässer verlieren.

Die Umstellung der forstwirtschaftlichen Nutzung ist in der Regel nicht in Form von Kahlschlägen durchzuführen, sondern vielmehr in Form einer schleichenden Entwicklung, indem die standortfremden Gehölze nach und nach auf kleiner Fläche entnommen werden. Eine Bestandsentwicklung durch Naturverjüngung ist der Anpflanzung vorzuziehen.

Die hier vorgenommenen Maßnahmevorschläge wurden in der Regel aus den vorliegenden KNEF übernommen. Sie sind aus forstwirtschaftlicher Sicht zu prüfen und mittelfristig umzusetzen.

7.3.5 Einbau von Totholz

Laut Blauer Richtlinie (MUNLV NRW 2010) hat Totholz in naturnahen Gewässern vielfältige Funktionen. Es stabilisiert die Sohle, initiiert eigendynamische laterale Verlagerungen und bildet eigene Habitate. Totholzstrukturen sind prägend für die morphologische Ausbildung insbesondere kleiner bis mittelgroßer Gewässer.

Große Totholzelemente führen zu vielfältigen Gerinnebettmustern mit hoher Strömungs- und Substratdiversität. Totholzbarrieren bieten zudem Akkumulationsräume für Substrat, da sie zu einer Strömungsdifferenzierung führen, ohne die Durchgängigkeit einzuschränken. Zudem verbessern Totholzstrukturen die Sauerstoffversorgung im Gewässer. Kleine wie große Totholzelemente sind zudem direkte Nahrungsquellen für Organismen.

Neben der Entwicklung erst langfristig wirksamer Totholzquellen – natürliche Sukzession, naturnahe Waldbewirtschaftung, Anlage von Gehölzsäumen – bietet sich insbesondere an Gewässerabschnitten mit ausgeprägter Sohlerosion

und anthropogenen Laufverkürzungen das gezielte Einbringen von Totholz an, da dies zu einer schnellen strukturellen Verbesserung führt. In gehölzreichen Gewässerabschnitten bietet sich das Belassen von Totholz an. Hierdurch können bereits vorhandene naturnahe strukturelle Verhältnisse weiter bestehen und sich entwickeln. In weniger naturnahen Gewässerabschnitten kann durch das Belassen eine positive Veränderung initiiert werden.

In solchen Gewässerabschnitten kann durch geeignete Maßnahmen das eigendynamische „Entstehen“ von Totholz gefördert werden, z.B. durch das Entfernen der Ufersicherung. Des Weiteren kann durch das Unterlassen regelmäßiger Gehölzpflege ein Eintrag von Totholz unterstützt werden. Auch die Auen liefern Totholz bei Hochwasser in Gewässer. Der Erhalt von natürlichen Totholzquellen sollte sich deshalb nicht nur auf die Uferbereiche, sondern auch auf die Uferstreifen und die Aue beziehen.

Große Totholzelemente müssen ggf. gesichert werden. Die Eignung der unterschiedlichen Sicherungsmethoden ist auf die örtlichen Gegebenheiten abzustimmen. Eine Sicherung kann z.B. durch Anleinen mit Stahlseilen an Felsblöcke oder stabile Uferbäume sowie durch teilweises Eingraben des Totholzes in den Uferbereich erfolgen. Ideal ist die Verwendung vor Ort gewachsener, schlagreifer Gehölze, deren Wurzelteller nach dem gezielten „Stürzen“ zusätzlichen Halt bieten.

7.3.6 Entfernung von Uferverbau

Die Entfernung von vorhandenem Uferverbau stellt eine der wichtigsten Maßnahmen bei einer gewünschten eigendynamischen Gewässerentwicklung dar. Bei entsprechender Bereitstellung von Entwicklungsmöglichkeiten im Bereich eines Gewässerrandstreifens sollen daher Uferverbau und Böschungssicherungen soweit möglich entfernt werden. Im Untersuchungsgebiet ist massiver Uferverbau teils nur auf kurzen Gewässerstrecken, aber auch über längere Abschnitte hinweg festzustellen. Stellenweise findet sich wilder Verbau oder eine Ufersicherung in Form von Bauschuttalagerungen. Ist das Umfeld unmittelbar durch eine weitere Seitenerosion bzw. Uferabbrüche gefährdet, sollte in solchen Bereichen nach Möglichkeit eine Verlegung des Gewässers ins Auge gefasst oder aber nach alternativen ingenieurbioologischen Bauweisen gesucht werden.

Für den Fall, dass in Bereichen benötigter Strahlursprünge nicht alle Abschnitte mit massivem Uferverbau festgestellt werden konnten, sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass generell Uferverbau dort zu entfernen ist, wo keine angrenzenden Restriktionen wie Straßen, Gebäude o.ä. Bauwerke mit hohem Schadenspotenzial dies verhindern.

7.3.7 Quellschutzmaßnahmen

Während viele natürliche Quellen des Gewässersystems verbaut oder gar nicht mehr auszumachen sind, existieren bei einigen kleineren Nebenbächen noch

relativ naturnahe Quellbereiche, die bei der Betrachtung der Vielfalt an Biotoptypen im Gesamtsystem eine bedeutende Rolle spielen. Naturnahe Quellzonen beherbergen speziell an dauerhaft gleich bleibend kalte Wasserverhältnisse angepasste Spezialistengemeinschaften von Pflanzen und Tieren, die durch jahrzehntelange Verschüttung oder Verbauung heute recht selten geworden sind. Gerne werden Quellbereiche im Wald auch als Müllabladeplätze genutzt. Die Biozönose von Quellbereichen, insbesondere die Limnofauna kann je nach Lage der Quelle von entscheidender Bedeutung für die Besiedlung des gesamten Bachoberlaufes sein und ist damit relevant für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos.

Als Quellschutzmaßnahmen eignen sich je nach Belastung beispielsweise die folgenden Maßnahmen:

- Entfernung von Quellfassungen aus Beton
- Entfernung und naturverträgliche Umgestaltung von Verrohrungen an Quellen und Quellbächen
- Entfernung von Müll und Sperrgut
- Freilegen verrohrter und verfüllter Quellbereiche
- Entfernung von Aufstauungen und Renaturierung von Fischteichanlagen
- Schutz von Quellen und Quellbächen vor starkem Viehtritt

7.4 Maßnahmenbedarf der Einzelgewässer

7.4.1 Bega

Als Hauptgewässer des Begasystems kommt der Bega eine zentrale Bedeutung für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes zu, weil sie die Vernetzung ihrer Zuläufe herstellt. Vor diesem Hintergrund ist insbesondere erfreulich, dass im Bezug auf die Herstellung der Durchgängigkeit schon in den vergangenen Jahren deutliche Anstrengungen unternommen worden sind, sei es durch die bauliche Umsetzung von Maßnahmen oder durch umfangreiche Planungsprozesse wie die Hochwasserschutzplanung Lemgo.

Von ihrer Mündung in die Werre ist die Bega schon heute bis zum Wehr Büllinghausen durchgängig. Bei Umsetzung der Hochwasserschutzplanung Lemgo wird die Durchgängigkeit dann schon bis zur ehemaligen Walkenmühle erreicht.

Der Kostenanteil für die Herstellung der Durchgängigkeit der Bega ist im Vergleich zu ihren Zuflüssen damit eher gering, wobei allerdings die Kosten der Maßnahmen im Rahmen der Hochwasserschutzplanung nicht betrachtet wurden.

Größter Kostenfaktor ist mit knapp 500.000 Euro die Bereitstellung von Gewässerrand- und Saumstreifen, auch wenn die benötigten Flächen zum Teil schon in öffentlicher Hand sind. In ihrem Unterlauf benötigt die Bega aufgrund ihrer Breite beidseitig 20 Meter Gewässerrandstreifen, um eine Beseitigung der Defizite von Gewässerumfeld und Sohlenstrukturen zu erreichen.

Neben den Kosten für die Erreichung der Durchgängigkeit und die Herstellung von Uferstrandstreifen sind nur drei weitere Einzelmaßnahmen mit geschätzten Kosten von über 30.000 Euro verbunden: der naturnahe Ausbau der Bega im Strahlursprung 16 im Stadtgebiet von Bad Salzuflen, der Rückbau des bestehenden Teiches bei km 43+200 sowie die Umwandlung von Fichtenwald in heutige potenziell natürliche Vegetation im Quellbereich der Bega.

Darüber hinaus ist an zahlreichen Stellen ein standortgerechter Uferbewuchs herzustellen oder zu ergänzen.

7.4.2 Eichelbach

Beim Eichelbach handelt es sich um ein ca. 2,8 km langes Nebengewässer des Begaoberlaufes. Er befindet sich vollständig im Bereich und damit in der Unterhaltungspflicht der Stadt Bartrup.

Aus gewässerökologischer und struktureller Sicht muss der Eichelbach überwiegend als stark bis sehr stark beeinträchtigt angesehen werden. In der Bewirtschaftungsplanung gem. EG-WRRL (MUNLV 2009) ist das Gewässer daher als „erheblich verändert“ (HMWB) ausgewiesen worden.

Der gemäß GSG 3b amtlich stationierte Verlauf des Eichelbaches beginnt mit einer Einleitung von Oberflächenwasser unklarer Herkunft unmittelbar unterhalb der Bahnlinie der Museumseisenbahn in Bartrup. Der weitere Verlauf ist auf einer Strecke von rund 1,8 km ausgesprochen urban geprägt. Die Lage innerhalb bzw. am Rande der Ortslage von Bartrup führt zu einer starken Inanspruchnahme des Gewässers durch Siedlung und Verkehr. Sowohl durch die streckenweise dichte Bebauung als auch durch die Lage von entwässerungstechnischen Einrichtungen wie Mischwasserkanäle etc. bleiben dem Eichelbach im Ober- und Mittellauf kaum Möglichkeiten einer eigendynamischen, typgerechten Laufentwicklung.

Erst unterhalb von Stat. 0+900 bis zur Mündung in die Bega eröffnen sich dem Gewässer zunehmend Entwicklungsmöglichkeiten. Unterhalb von Stat. 0+600 liegt der Eichelbach im Bereich des NSG „Begatal“, der engere Gewässerbereich mit Randstreifen ist hier zudem Teil des Natura 2000-Gebietes 3919-302 „Begatal“. Auch hier ist der strukturelle Zustand noch stark beeinträchtigt, jedoch zeigen sich bereits Anzeichen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung mit Ansätzen einer naturnahen Entwicklung.

Für die Maßnahmenplanung ist daher insbesondere der Unterlauf als einziger Abschnitt mit Entwicklungspotenzial von Bedeutung und deshalb als einziger Strahlursprung zu nennen (Strahlursprung 1). Im Rahmen des laufenden Planfeststellungsverfahrens zum Neubau der B 66 n sind unterhalb der Bahnlinie Kompensationsmaßnahmen unmittelbar am Eichelbach vorgesehen. Das Maßnahmenkonzept des KNEF Eichelbach bezieht diese Planungen mit ein. Schwerpunkte der Planungen sind die Herstellung der Durchgängigkeit im Bereich eines Durchlasses unmittelbar vor der Mündung in die Bega sowie die Bereitstellung eines ausreichenden Gewässerrandstreifens von mindestens

10 - 15 m Breite. Zur Beschleunigung der eigendynamischen Entwicklung ist hier auch der Einbau von Totholz oder anderen strukturbildenden Elementen vorzusehen. Hinzu kommen ggf. lockere Initialbepflanzungen mit Ufergehölzen. Im Bereich des dargestellten Strahlursprungs sind zudem auf kurzer Strecke die Entfernung einer Uferverwallung sowie die Entfernung einer Pappelreihe entlang des Baches vorgesehen.

Trotz der im Sinne des Strahlwirkungsprinzips unzureichenden funktionalen Entwicklungsfähigkeit des amtlich stationierten Eichelbaches gemäß GSK 3b oberhalb von Stat. 1+100 existieren am Gewässer Möglichkeiten zur Anbindung eines relativ naturnahen Oberlaufes inkl. Quellbereich. Ökologisch-funktional kann hierzu ein bei Stat. 1+080 einmündender Nebenbach (GewKZ 4621122) genutzt werden, der hinsichtlich seiner Wasserführung als nahezu gleichwertig angesehen werden kann. Durch nur wenige Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit im Bereich von vorhandenen Durchlässen kann es gelingen, den Oberlauf so herzurichten, dass ein naturnaher, hochwertiger Ersatzoberlauf seine Wirkung im Sinne des Strahlwirkungsprinzips erfüllt. Nähere Hinweise hierzu sind dem KNEF Eichelbach zu entnehmen.

Da im Oberlauf des Eichelbaches kein Strahlursprung entwickelt werden kann, fällt der Eichelbach oberhalb der Stat. 1+100 aus der Maßnahmenplanung zur Nutzung von Strahlwirkungseffekten heraus und ist im Sinne des Strahlwirkungskonzeptes als Degradationsstrecke anzusprechen. Die laut KNEF erforderlichen Maßnahmen sind in der Gebietskarte 5.1 in Form von Piktogrammen aufgeführt. Nähere Hinweise sind auch hierzu dem KNEF Eichelbach zu entnehmen.

7.4.3 Hillbach

Im Hillbach ist die Anlage von drei Strahlursprüngen erforderlich, wovon der Strahlursprung 1 im Quellbereich nur für Makrozoobenthos wirksam sein muss. An den Quellbereich schließt sich ein kurzes Strahlziel an, bevor nördlich des Ortskerns Hillentrup der Strahlursprung 2 entwickelt werden muss. Dieser Abschnitt weist zurzeit deutliche Defizite auf, so dass umfangreiche Maßnahmen durchgeführt werden müssen. Hohe Kosten sind dabei insbesondere für die Renaturierung eines ca. 230 Meter langen Abschnitts sowie für die Herstellung der Durchgängigkeit bei km 3+210 und das Entfernen mehrerer Teiche zu erwarten.

Im Strahlziel 2, das weitgehend im innerörtlichen Bereich liegt, sind zahlreiche kleinere Durchgängigkeitshindernisse zu beseitigen. Uferbewuchs und Gewässerumfeld können aufgrund der vorhandenen Bebauung (Restriktion) nicht so hergestellt werden, dass die Kriterien eines Strahlzieles zu erreichen sind.

Der Strahlursprung 3 beginnt südlich der B 66 und endet mit der Mündung des Hillbaches in die Bega. Der Hillbach ist in diesem Bereich begradigt und z. T. unter technischen Gesichtspunkten ausgebaut. Um hier einen Strahlursprung

zu entwickeln, ist u. a. der Gewässerverbau zu entfernen und ein Gewässerrandstreifen einzurichten.

Für die am Hillbach durchzuführenden Maßnahmen stehen so gut wie keine Flächen in öffentlicher Hand zur Verfügung.

7.4.4 Passade

Die Maßnahmenplanung der Passade wurde im Unterschied zu allen anderen Gewässern des Begasystems durch Gewässerbegehungen verifiziert, weil für den Oberlauf der Passade bis zur Quelle kein KNEF existiert und das KNEF des Unterlaufs (unterhalb der Ortmühle) aus dem Jahr 1994 bezüglich der Maßnahmenplanung nur eingeschränkt verwendbar ist.

In der Passade sind sechs Strahlursprünge nötig. Insgesamt ist der Maßnahmenbedarf als vergleichsweise gering einzuschätzen.

Der Oberlauf der Passade (nach Stationierung 3b) liegt in einem engen Kerbtal und ist z. T. in unverändertem Zustand. Bei km 14+570 befindet sich ein hoher Sohlabsturz und direkt unterhalb dieses Absturzes mündet ein nicht stationiertes Nebengewässer ein, das zur Zeit der Begehung deutlich mehr Wasser führte als der als Passade kartierte Verlauf.

Im Strahlziel 1 befindet sich ein Teich im Hauptschluss, der durch ein Stauwehr in dem dort vorhandenen Kerbtal angestaut wurde. Hier ist die gewässerökologische Durchgängigkeit wieder herzustellen.

Die sich anschließenden Strahlursprünge und -ziele 2 und 3 sind mit einem geringen Maßnahmenbedarf verbunden. Die Strahlursprünge 4 und 5 erfordern fast flächendeckend die Anlage von Gewässerrandstreifen, da verbreitet die Weiden- bzw. Wiesennutzung bis dicht an das Ufer heranreicht.

Während auch die Strahlziele 3 bis 5 nur wenige kostengünstige Maßnahmen erfordern, tritt der auf die Passade bezogen größte Maßnahmenbedarf im Unterlauf auf. Der Strahlursprung 6 wird von einem zurzeit noch fehlenden Gewässerrandstreifen beeinträchtigt. Außerdem steht an seinem linken Ufer ein dort nicht standortgerechtes Fichtenwäldchen.

Im Strahlziel 6 bei km 2+150 befindet sich mit dem Stauwehr der Eickenmühle das einzige Querbauwerk im Unterlauf, das die Durchgängigkeit in Aufwärtsrichtung massiv einschränkt. Der Rückstau reichte zum Zeitpunkt der Gewässerbegehung ca. bis km 2+450. Am Wehr befindet sich eine Sohlgleite, die jedoch als nicht aufwärtspassierbar einzuschätzen ist. Der Rückbau dieses Querbauwerks bzw. die Herstellung der Durchgängigkeit an diesem Wehr ist die bedeutendste Einzelmaßnahme an der Passade.

7.4.5 Marpe

Aus gewässerökologischer Sicht weist die Marpe in unterschiedlichem Maße strukturell beeinträchtigte Abschnitte auf. Der Unterlauf zwischen der Ortschaft Kleinenmarpe und der Mündung in die Passade kann mit seiner geschwungenen Laufentwicklung und streckenweise recht zahlreichen besonderen Sohl- und Uferstrukturen insgesamt als relativ naturnah angesehen werden. Aufgrund der Bedeutung des grünlandgeprägten Talauenbereiches der Marpe erfolgte mit dem Landschaftsplan Blomberg im Jahr 2005 eine Unterschutzstellung als Naturschutzgebiet von der Mündung bis ca. Stat. 6+000 bei Großenmarpe.

Wo intensivere menschliche Nutzungen an das Gewässer heranrücken, machen sich strukturelle Beeinträchtigungen stärker bemerkbar. Besonders deutlich wird dieses im Bereich der Ortslagen von Großenmarpe und Kleinenmarpe. Somit bestehen über längere Strecken Defizite in der strukturellen Ausstattung und damit auch in der Habitatqualität für die biologischen Qualitätskomponenten.

Im Strahlursprung 1 (Oberlauf mit Quellbereich) liegt der Schwerpunkt der Maßnahmenplanung auf der Renaturierung des Quellbereiches und der Herstellung der Durchgängigkeit, insbesondere aufgrund des Vorhandenseins eines großen Teiches im Hauptschluss des Gewässers zwischen Station 10+500 und 10+600. Zur Aufwertung des Gewässerumfeldes ist mittelfristig eine Umstellung der forstwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen. Im Strahlziel 1 ist in erster Linie die Herstellung der Durchgängigkeit an mehreren Durchlassbauwerken sowie im Bereich einer Teichnutzung (Stat. 9+400) zu berücksichtigen.

Strahlursprung 2 bietet einen hohen Anteil öffentlicher Flächen im Umfeld, um über die Entwicklung von Gewässerrandstreifen und die Förderung der Eigendynamik (z. B. Einbau von Totholz) mittelfristig gute Habitatqualitäten zu erreichen. Auch hier sind punktuelle Wanderungshindernisse zu beseitigen (z. B. Sohlabsturz hinter Durchlass, Stat. 7+600). Im Strahlziel 2 sind mehrere kleine Abstürze zu entfernen und die Uferstrukturen streckenweise durch Initialbepflanzungen und die Entfernung von Fremdgehölzen aufzuwerten.

Ein massives Wanderungshindernis stellt der sehr hohe Absturz bei Stat. 4+000 dar. Die Marpe verläuft hier aufgrund einer ehemaligen Mühlennutzung als „Mühlengraben“ in Hochlage und weist oberhalb deutliche Rückstauerscheinungen auf. Als unbedingte Maßnahme ist in diesem Strahlursprung 3 die Rückverlegung und naturnahe Gestaltung im Bereich des Taltiefst vorzusehen. Der Aufwand hierfür ist vergleichsweise hoch, aber aufgrund der essenziellen Bedeutung der Maßnahme für das gesamte Gewässer zu rechtfertigen. In weiteren Bereichen des Strahlursprungs sind ausreichend breite Gewässerrandstreifen für eine typkonforme Laufentwicklung anzulegen.

Im weiteren Verlauf unterhalb von Kleinenmarpe sind lediglich kleinere Sohlabstürze zu beseitigen bzw. Sohlgleiten auf ihre vollständige

Durchgängigkeit zu überprüfen. Abschnittsweise sollten fehlende Ufergehölze ergänzt werden.

Im Strahlursprung 4 (Mündungsbereich zur Passade) weist die Marpe eine recht naturnahe Laufentwicklung auf. Zur weiteren Verbesserung der Situation ist insbesondere beidseitig ein Gewässerrandstreifen vorzusehen und vorhandener Uferverbau zu entfernen. Abschnittsweise fehlen auch hier Ufergehölze, die durch lockere Initialbepflanzungen zu ergänzen sind.

7.4.6 Linnebach

Der Linnebach ist ein Gewässer mit Licht und Schatten. Der Gewässerabschnitt nordwestlich von Trophagen ist in einem besonders naturnahen Zustand und erfüllt die Kriterien für einen Strahlursprung zum großen Teil schon heute. Die geringen Defizite im Gewässerumfeld erfordern nur wenige Maßnahmen. In Trophagen und gewässeraufwärts ist der Bach dagegen strukturell stark verändert und es sind zahlreiche Querbauwerke vorhanden. Der gute ökologische Zustand kann hier nur durch eine Vielzahl von Maßnahmen erreicht werden.

Die Herstellung eines guten, naturnahen Zustandes (Strukturgüteklassen 1 – 3) im Strahlursprung 1 im Bereich der Ortschaft Loßbruch (Stadt Detmold) ist aufgrund vielfältiger Restriktionen durch in der Vergangenheit erfolgte Bebauungen, Verrohrungen, Sohlabstürze etc. äußerst schwierig zu verwirklichen, wenn nicht gar unmöglich. Trotzdem sollte der Versuch unternommen werden, den Oberlauf in diesem Abschnitt gemäß der Maßnahmenplanung im KNEF so naturnah wie möglich herzurichten, zumal es Teil des konzeptionellen Ansatzes des Strahlwirkungsprinzips ist, die Gewässer von der Quelle bis zur Mündung zu betrachten und gerade die Oberläufe bzw. Quellbereiche aufgrund ihrer Bedeutung für das Makrozoobenthos nicht außer Acht zu lassen.

Im sich anschließenden Strahlziel sind insbesondere einige Sohlabstürze zu beseitigen sowie Durchlässe durchgängig zu gestalten. Gleiches gilt dann auch für das Strahlziel 2. Im Strahlursprung 2 ist u. a. ein Gewässerrandstreifen mit einer Breite von jeweils 10 m zu entwickeln und eine eigendynamische Entwicklung des Bachbetts durch die Einbringung von Totholz zu initiieren.

Abwärts des schon heute sehr naturnahen Strahlursprungs 3 liegt das Strahlziel 3 mit der Ortslage Hörstmar. Die hier notwendigen Maßnahmen beziehen sich auf die Durchgängigkeit und den Uferbewuchs. Damit der Strahlursprung 3 möglichst zeitnah an das Begasystem angeschlossen werden kann, handelt es sich hierbei um einen prioritären Maßnahmenbereich.

7.4.7 Ötternbach

Der Ötternbach ist mit knapp 17 km nach der Bega das längste Gewässer im Begasystem. Aufgrund dieser Länge sieht das Konzept die Herstellung von sechs Strahlursprüngen vor.

Die Auswertung der Gewässerstrukturgütedaten des Ötternbachs hat gezeigt, dass die Voraussetzungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands hier im gesamten Begasystem am günstigsten sind. Weite Teile des aquatischen und amphibischen Bereichs sind nur als gering oder mäßig verändert kartiert und entsprechen damit schon weitgehend den Kriterien für Strahlursprünge.

Besonders günstig ist der Gewässerzustand im Bereich des Naturschutzgebietes Hardisser Moor. Dort befindet sich der Strahlursprung 6 und dieser entspricht als einziger Strahlursprung im gesamten Begasystem schon heute vollständig den Kriterien für einen aktiven Strahlursprung. Durch das Strahlziel 6, das ebenfalls keinen Maßnahmenbereich aufweist, besteht bereits der Anschluss an die Bega und es verwundert nicht, dass dort, an der Mündung des Ötternbaches in die Bega, bereits der gute ökologische Zustand für die Qualitätskomponente Fischfauna nachgewiesen wurde.

Gewässeraufwärts schließt sich das Strahlziel 5 an. Bei km 3+750 befindet sich ein Wehr, bei dem die Durchgängigkeit vorzugsweise durch die Anlage einer Sohlgleite herzustellen ist. Im Strahlursprung 5 ist v. a. ein Gewässerrandstreifen herzustellen. Außerdem ist an zwei Stellen der nicht bodenständige Wald in standortgerechten Wald umzuwandeln.

Strahlursprung und -ziel Nummer 4 weisen jeweils einen geringen Maßnahmenbedarf auf. Gleiches gilt für Strahlursprung und -ziel 3.

Im Strahlziel 2 befinden sich bei km 14+200 ein Teich im Hauptschluss und ein hoher Absturz (14+290). Beide stellen für die Fischfauna des Ötternbachs ein unüberwindliches Hindernis dar. Der Teich ist entweder aufzulassen und zu renaturieren oder es muss eine Umflut errichtet werden. Gleiches gilt für den kleineren Teich bei km 15+070.

Oberhalb dieses Teiches schließt sich der Strahlursprung 2 an, der die Herstellung eines beidseitig 5 Meter breiten Gewässerrandstreifens erfordert. Der Ötternteich am Gut Röhrentrup ist aufgrund seiner Funktion als Feuerlöschteich, seiner historischen Bedeutung und seiner quellenahen Lage als Restriktion aufzufassen. Da Strahlwirkungseffekte hier abbrechen, ist der Gewässerabschnitt oberhalb dieses Teiches ebenfalls als Strahlursprung zu entwickeln. Ein Strahlziel 2 existiert nicht. Im Strahlursprung 1 steht insbesondere der nicht bodenständige Wald im Quellbereich der Erreichung des guten ökologischen Zustands entgegen. Er ist durch standortgerechte Gehölze zu ersetzen.

7.4.8 Ilse

Die Betrachtung der Ilse setzt im Oberlauf bei km 1,9 (GKZ: 462414) ein. Weiter oberhalb sind keine ausreichenden Möglichkeiten zur Entwicklung eines Strahlursprungs vorhanden. Eine Gewässerstrukturgütekartierung für diesen Gewässerabschnitt liegt nicht vor. Aufgrund der Aussagen des KNEF konnten für den Strahlursprung 1 trotzdem Maßnahmen abgeleitet werden. Zur Zielerreichung ist dabei auch eine Verlegung des Gewässers ins Taltief von km 1+230 bis km 1+500 nötig – eine Renaturierung von erheblichem Umfang (Kostenschätzung: ca. 100.000 Euro).

Im sich anschließenden Strahlziel 1 liegt eine Verrohrung (bei km 0+150) unter einem bebauten Grundstück. Wenn eine Offenlegung des Gewässers hier nicht möglich ist, ist die Möglichkeit einer Gewässerverlegung zu prüfen.

Die Strahlursprünge 2 und 3 sowie das kurze, dazwischenliegende Strahlziel 2 weisen einen nur geringen Maßnahmenbedarf auf.

In Entrup beginnt ein querbauwerksreicher Abschnitt der Ilse, der bis unterhalb von Leese reicht und relativ kostenintensive Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit an insgesamt sieben Standorten erforderlich macht.

Das Strahlziel 5 im Unterlauf der Ilse weist keinen Maßnahmenbedarf auf. Defizite im Gewässerumfeld des Mündungsbereichs in die Bega können aufgrund der Bebauung nicht behoben werden.

7.4.9 Niederluher Bach

Der Quellbereich des Niederluher Bachs liegt in einem Waldgebiet und befindet sich weitgehend in einem unveränderten Zustand. Zur Herstellung des Strahlursprungs 1 ist lediglich ein Durchlass zu erneuern.

Auch im Strahlziel 1 ist ein Durchlass zu erneuern (km 5+000), allerdings ist aufgrund der baulichen Situation mit bedeutenden Kosten zu rechnen (Kostenschätzung: 20.000 Euro). Auf einem längeren Abschnitt ist der Uferbewuchs in einem defizitären Zustand, so dass die Anlage eines Saumstreifens und eine Bepflanzung mit jungen Erlen nötig ist. Ein ehemals verrohrter Abschnitt in Lüerdissen wurde hier bereits renaturiert.

Hinter Lüerdissen sind Maßnahmen zur Herstellung des Strahlursprungs 2 erforderlich, allen voran ist der starke Lebendverbau bei km 3+200 zu entfernen, damit das Gewässer durch Seitenerosion zu einer größeren Strukturvielfalt kommen kann.

Der weitere Verlauf des Niederluher Bachs kann komplett als Strahlziel entwickelt werden, weil seine Einmündung in die Bega im Bereich eines Strahlursprungs der Bega liegt. Insbesondere die Herstellung der Durchgängigkeit des Wehres bei km 1+400 ist dabei mit höheren Kosten verbunden.

7.4.10 Rhienbach

Der Rhienbach mündet südlich der Stadt Bad Salzuflen in den Sudbach, der daraufhin in den Unterlauf der Bega mündet.

Die Gewässerstruktur des Rhienbach ist insbesondere im terrestrischen Bereich häufig sehr stark geschädigt, entweder durch intensive landwirtschaftliche Nutzung bis fast unmittelbar an die Gewässeroberkante heran oder durch angrenzende Bebauung. In seinem Oberlauf hat der Rhienbach den Charakter eines Entwässerungsgrabens. Der Längsverlauf ist häufig gestreckt, Sohl- oder Uferstrukturen sind kaum vorhanden. Auch im Abschnitt innerhalb der Ortschaften ist der Rhienbach gestreckt. Sein Profil ist schmal und eingetieft. Eine angemessene Laufentwicklung ist aufgrund der angrenzenden bebauten Grundstücke nicht möglich. Bei km 1+400 befindet sich zudem eine größere Altlastenfläche direkt neben einem verrohrten Abschnitt (STADT BAD SALZUFLEN 2002).

Aufgrund des schlechten strukturellen Zustands des Rhienbachs und den vielen Restriktionen, die einer Renaturierung entgegenstehen, erscheint es derzeit nicht möglich, das Prinzip der Strahlwirkung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands anzuwenden. Es bietet sich kein ausreichend langer Abschnitt, in dem sich ein Strahlursprung entwickeln lässt.

Der Rhienbach wird demnach als Degradationsstrecke behandelt. Um seinen ökologischen Zustand dennoch zu verbessern, sollten die im KNEF beschriebenen Maßnahmen umgesetzt werden. Diese sind in der Karte 5.6 in Form von Maßnahmenpiktogrammen aufgeführt (ohne Ortsbezug).

7.4.11 Salze

Die Salze weist in ihrem Verlauf vor Eintritt in das Stadtgebiet von Bad Salzuflen einige naturnahe Bereiche auf. Der Strahlursprung der Salze erfordert deshalb auch nur kleinere Maßnahmen. Die Flächen zur Ausweisung eines Gewässerrandstreifens sind hier bereits im Eigentum des Kreises Lippe bzw. der Stadt Bad Salzuflen.

Der Gewässerabschnitt oberhalb dieses Strahlursprungs ist als Strahlziel 1 bezeichnet. Damit hier Strahlwirkungseffekte wirksam werden können, ist die Herstellung eines Strahlursprungs im Oberlauf der Salze nahe der Mündung der Glimke im Kreisgebiet Herford erforderlich.

Im Stadtgebiet Bad Salzuflen können Uferbewuchs und Gewässerumfeld aufgrund der angrenzenden Bebauung nicht aufgewertet werden. Umso wichtiger ist die Herstellung der Durchgängigkeit der Salze, die an zwei Abstürzen (Dammstraße und bei km 1+450) mit erheblichen Kosten (Kostenschätzung: jeweils 40.000 Euro) verbunden ist.

7.4.12 Glimke

Die zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes in der Glimke nötigen Maßnahmen sind im Vergleich zu anderen Gewässern des Begasystems kostengünstig umzusetzen.

Im Strahlursprung 1 sind einige Durchlässe zu erneuern und bei km 5+350 ist eine Sohlgleite zu erreichen. Die Herstellung von Saum- bzw. Gewässerrandsteifen in Strahlursprung und -ziel 2 ist überwiegend auf öffentlichen Flächen durchzuführen.

Im Strahlursprung 3 sind rechtsseitig jedoch keine öffentlichen Flächen verfügbar, so dass hier 1,2 ha angekauft oder anderweitig langfristig für die Gewässerentwicklung bereitgestellt werden müssen. Außerdem liegt hier ein Pappelforst direkt am Gewässer, der in einen standortgerechten Wald umgewandelt werden muss.

7.5 Entwicklung von Auenstrukturen mittels Entwicklungskorridor

Natürlicherweise ist die Bega ein mäandrierendes Gewässer, in dem sich der Gewässerverlauf innerhalb der Talaue verlagert und dabei neue Mäander bildet und alte Mäanderbögen abschneidet. Für eine leitbildkonforme Entwicklung der Fischfauna im Begasystem werden demnach Auengewässer unterschiedlicher Altersstadien benötigt. Einige Referenzarten (Barbe, Nase, Quappe) sind z. B. zur Fortpflanzung oder als Teillebensraum auf Altarme und Auengewässer mit temporärer Anbindung an das Hauptgewässer angewiesen. Die Abb. 23 zeigt das Leitbild der Bega als kiesgeprägter Fluss im Deckgebirge.

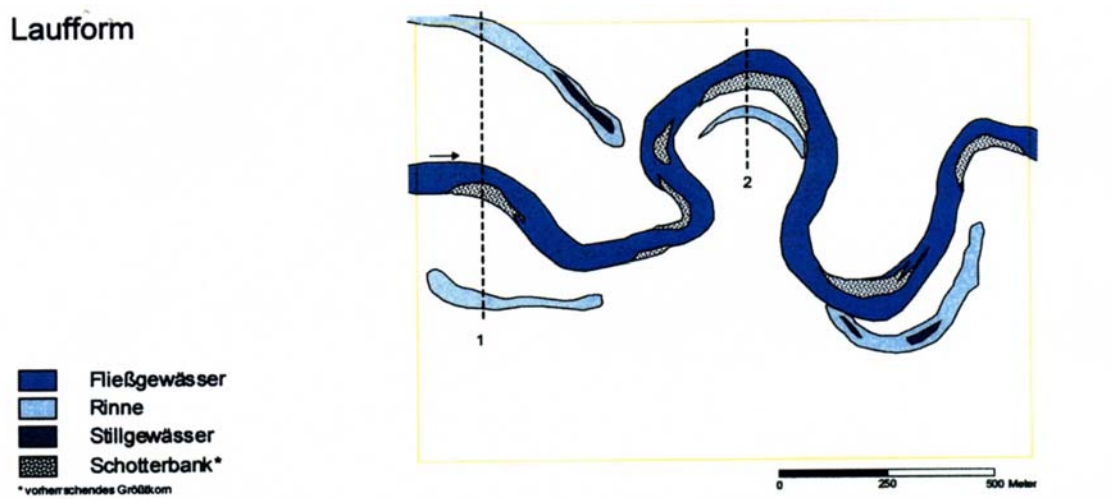


Abb. 23: Leitbild des kiesgeprägten Flusses im Deckgebirge
(aus: LUA 2001)

Die Entwicklung der in Abb. 23 dargestellten Auenstrukturen wie Stillgewässer (abgeschnittene Altarme), Hochflutrinnen und Schotterbänke vollzieht sich nur dann auf natürlichem Weg, wenn dem Gewässer ausreichend Raum zur

eigendynamischen Entwicklung und zur Ausbildung voller Mäanderschleifen gelassen wird. Dieser Raum wird als Entwicklungskorridor bezeichnet (MUNLV NRW 2010). Innerhalb dieses Raumes wird eine eigendynamische Verlagerung des Gewässerverlaufes zugelassen. Für eine typkonforme Entwicklung des Gewässers ist es dabei nicht erforderlich, die gesamte Talbreite als Entwicklungskorridor auszuweisen. In der Blauen Richtlinie (MUNLV NRW 2010) wird ein pragmatischer Ansatz vorgestellt, um die erforderliche Breite des Entwicklungskorridors in Abhängigkeit von der Gewässermorphometrie zu ermitteln.

Diesem Ansatz folgend wurde für die Bega die erforderliche Breite eines Entwicklungskorridors im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens ermittelt und mit der natürlichen Talbreite der Bega in diesem Bereich abgeglichen. Für den kiesgeprägten Fluss des Tieflandes beträgt die potenziell natürliche Gewässerbreite das Dreifache der Ausbaubreite, die in diesem Bereich bei ca. 12 m liegt. Aufgrund des gewundenen bis mäandrierenden Verlaufs der Bega ist die potenziell natürliche Gewässerbreite von 36 m zur Ermittlung der Korridorbreite mit einem Faktor von 3 bis 10 zu multiplizieren. Es ergibt sich eine erforderliche Breite des Entwicklungskorridors von 108 bis 360 m, wobei der geringere Wert als typkonforme Untergrenze für kurze Gewässerabschnitte oder Engtalsituationen zu verstehen ist.

Um weitere Informationen über eine angemessene Breite des Entwicklungskorridors zu bekommen, wurde die Breite des Begatal abgemessen. Dazu wurde die Höhenprofilfunktion der Topografischen Karte Nordrhein Westfalens 1:10.000 verwendet. In Abb. 24 ist ein Querschnitt durch das Begatal dargestellt. Die roten Pfeile markieren den Talrand, auf der x-Achse kann die Talbreite abgelesen werden.

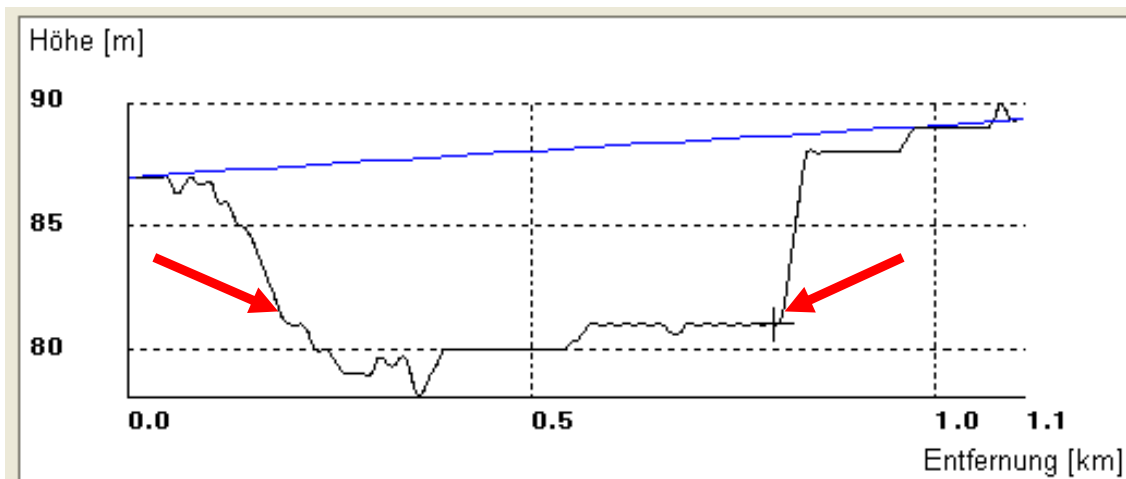


Abb. 24: Beispiel-Querschnitt durch das Begatal mit Markierung der Talränder

In diesem Beispiel ergibt sich aus der Lagedifferenz der Talränder eine Talbreite von ca. 600 m. Aus insgesamt acht Querprofilen wurde die

Ausdehnung des Begatals im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens ermittelt (Abb. 25).

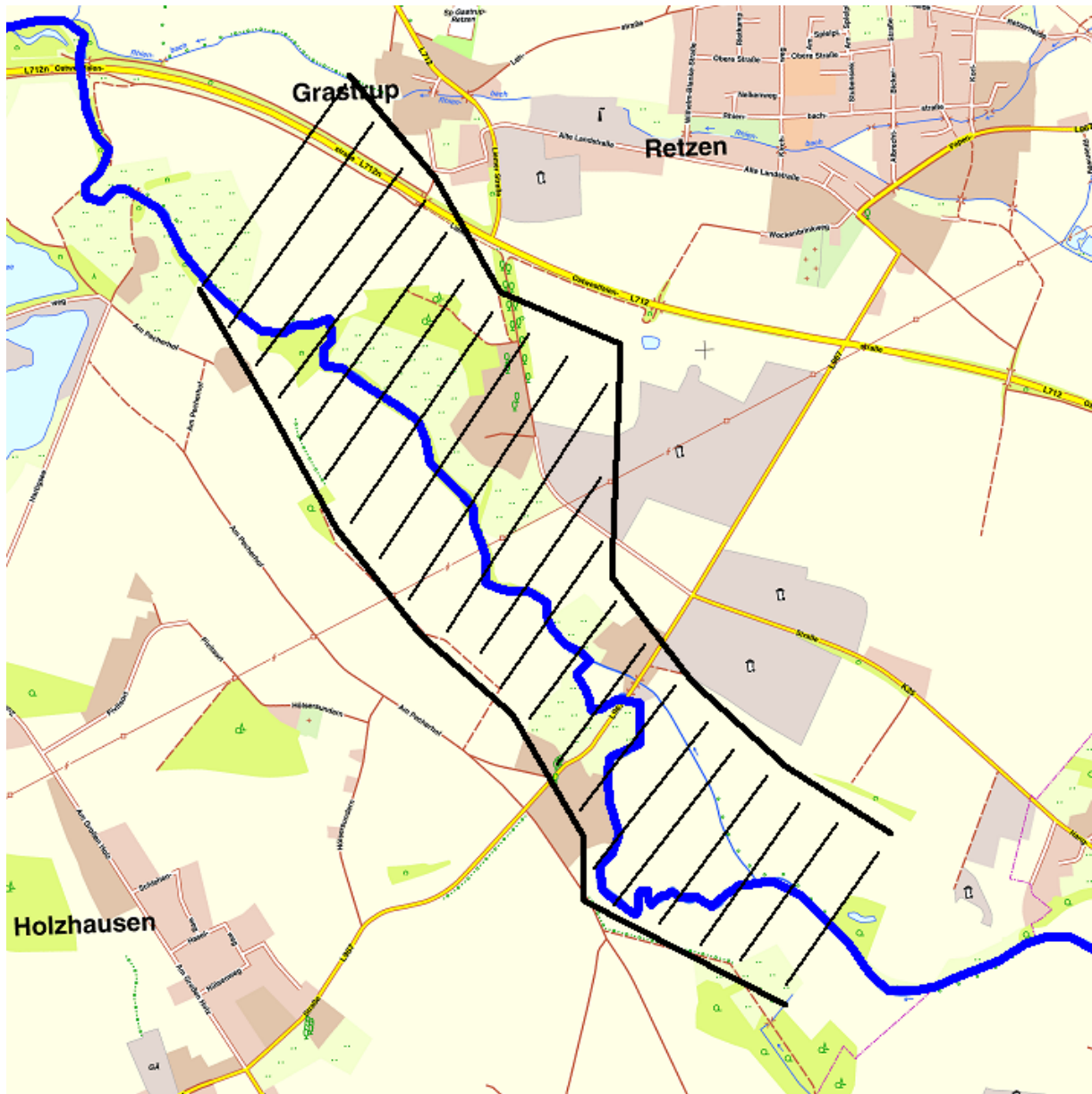


Abb. 25: Ausdehnung des Begatals im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens

Im dargestellten Bereich hat das Begatal eine Breite von ca. 500 bis 950 m und ist damit kein Engtal. Es zeigt sich, dass die Bega unterhalb Hölsen in einem Bereich vergleichsweise großer Talbreite fließt. Demzufolge sollte die Breite des Entwicklungskorridors sich eher an dem höheren Wert der aufgezeigten Spanne orientieren. Eine Korridorbreite von 200 m ist mit großer Wahrscheinlichkeit ausreichend, um eine leitbildkonforme Entwicklung der Bega zu ermöglichen und mittel- bis langfristig Auenstrukturen unterschiedlicher Altersstadien zu entwickeln.

8. Maßnahmenpriorisierung

Um eine Grundlage für eine sinnvolle und effiziente Umsetzungsabfolge der über 300 Einzelmaßnahmen im Begasystem zu schaffen, wurde eine Maßnahmenpriorisierung erarbeitet. Damit steht den Umsetzungspflichtigen eine Entscheidungshilfe zur Verfügung, anhand derer festgelegt werden kann, welche von mehreren möglichen Maßnahmen prioritär angegangen werden sollte.

Eine hohe Priorität wurde zwei Maßnahmengruppen eingeräumt: zum einen allen Maßnahmen zur Herstellung der Längsdurchgängigkeit der Gewässer, weil barrierefreie Ausbreitungsmöglichkeiten die unbedingte Voraussetzung der Entfaltung von Strahlwirkungseffekten sind. Zum anderen der Anlage von Saum- und Gewässerrandstreifen, da diese die Grundlage schaffen für strukturelle Entwicklungen im Gewässer, im Uferbereich sowie ggf. im Gewässerumfeld.

Die beiden Maßnahmengruppen mit mittlerer Priorität sind Maßnahmen zur Uferentwicklung und die Förderung von eigendynamischen Entwicklungen. Voraussetzung für diese Maßnahmen ist in aller Regel das Vorhandensein eines ausgewiesenen Randstreifens. Für diese beiden Maßnahmengruppen gilt, dass sich ihre Wirkung nur mittel- bis langfristig entfaltet, weshalb die Umsetzung relativ zeitnah erfolgen sollte.

Eine geringe Priorität wurde Maßnahmen zur Auenentwicklung eingeräumt. Diese Einteilung basiert auf der Überlegung, dass Strukturen in der Aue ihre volle Wirkung nur entfalten können, wenn das Gewässer selbst in einem intakten Zustand ist. Einige Fisch- und Makrozoobenthosarten sind aber in ihrem Lebenszyklus auf Auengewässer angewiesen, weshalb sich Maßnahmen in der Aue letztendlich als wichtiger Schlüssel zur Erreichung des guten ökologischen Zustands erweisen könnten.

Neben dieser auf den Maßnahmentyp bezogenen Priorisierung existieren im Strahlwirkungsansatz Raumbeziehungen im Gewässersystem, die eine zweite Überlegungsebene zur zeitlichen Abfolge der Umsetzung erfordern. In diese „systembezogene Effektivität“ der Maßnahmen fließen Informationen zum aktuellen Zustand der betrachteten Gewässer und der biologischen Qualitätskomponenten mit ein.

Eine dynamische Entwicklung von Arten im Begasystem kann nur von solchen Gewässerabschnitten ausgehen, in denen diese Arten vorhanden sind. Gewässerabschnitte mit sowohl guten Strukturbewertungen als auch guten Bewertungen des Zustands der Fischfauna (vgl. Karte 2 im Anhang) befinden sich in den Unterläufen von Ilse, Ötternbach, Linnebach und Passade sowie in der Bega in Lemgo, insbesondere dort, wo die genannten Nebenbäche in die Bega münden. Durch Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit und die Anlage von weiteren Gewässerrandstreifen in diesen Bereichen wird das vorhandene Artinventar stabilisiert. Das Wiederbesiedlungspotenzial dieses „Herzstücks des Gewässersystems“ wird gesichert und durch die Schaffung der Längsdurchgängigkeit in die Oberläufe der Gewässer für das Gesamtsystem

wirksam. Es ist zu erwarten, dass die genannten Maßnahmen systembezogen eine sehr hohe Effektivität haben.

Eine hohe Effektivität ist bei Maßnahmen zur Uferentwicklung und zur Förderung der eigendynamischen Entwicklung zu erwarten, da hierbei in situ Gewässerstrukturen geschaffen werden, die als Lebensraum für Fisch und Makrozoobenthos dauerhaft zur Verfügung stehen.

Maßnahmen zur Auenentwicklung haben im Flussabschnitt der Bega eine hohe Effektivität, weil dort Auenstrukturen auch als Fischlebensraum dienen.

Eine geringe Effektivität ist von Maßnahmen in Rhien- und Eichelbach zu erwarten, weil zur Erreichung des ökologischen Zielzustands hier besonders viele Maßnahmen durchzuführen wären.

Einen Überblick über Prioritäten und systembezogene Effektivitäten (farbige Zellenhinterlegung) bei der Maßnahmenumsetzung gibt Tab. 13.

Tab. 13: Prioritäten, systembezogene Effektivität und Zeithorizont der Maßnahmenumsetzung

	Hohe Priorität		Mittlere Priorität		Geringe Priorität
	Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit an der Gewässersohle: Rück-/ Umbau Querbauwerke, Sohl-/ Uferverbau entfernen, Rück-/Umbau Durchlässe, Rück-/Umbau Teichanlagen, Entfernung von Verrohrungen	Anlage von Gewässer-randstreifen	Maßnahmen zur Uferentwicklung: Anlage eines Ufergehölzstreifens, Enternung standortfremder Ufergehölze	Eigendynamische Entwicklung fördern: Totholz einbauen, Verwallungen rückbauen, Aufweilungen anlegen, Wegerückbau, Ufergehölze ausdünnen	
Ilse/Niederluher Bach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Ötternbach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Linnebach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Bega von der Passademündung bis Mündung in die Werre	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Bega von der Quelle bis zur Passademündung	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Hillbach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Marpe	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Passade	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Salze/Glimke	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Rhienbach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Eichelbach	bis 2027	bis 2027	bis 2018	bis 2018	bis 2027
Effektivitäten:	Sehr hohe Effektivität	Hohe Effektivität	Mittlere Effektivität	Geringe Effektivität	

Die Tab. 13 enthält neben der Priorisierung der Maßnahmen und der Angabe von Effektivitäten auch den Zeithorizont für die Maßnahmenumsetzung. Maßnahmen zur Uferentwicklung und zur Förderung der Eigendynamik sollen bis 2018 abgeschlossen sein. Für alle anderen Maßnahmen gilt, dass sie bis 2027 abgeschlossen werden sollen.

Die Angaben sind ausdrücklich nicht so zu verstehen, dass zunächst die Maßnahmen zur Uferentwicklung und zur Förderung der Eigendynamik durchgeführt werden und im Anschluss mit den anderen Maßnahmengruppen begonnen wird. Die Umsetzung insbesondere der Maßnahmen mit hoher Priorität sollte unmittelbar beginnen.

9. Zusammenfassende Bewertung und Strahlwirkungsprognose

Im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung wurde betont, dass zwei Maßnahmengruppen von zentraler Bedeutung für die Nutzung von Strahlwirkungseffekten sind. Die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit und die Schaffung von Uferstrandstreifen sind deshalb mit der höchsten Prioritätsstufe belegt worden. Für diese Maßnahmengruppen wurde eine Auswertung hinsichtlich ihrer Häufigkeit im Bega Einzugsgebiet durchgeführt.

Die Herstellung der Durchgängigkeit betrifft dabei unterschiedliche Bauwerkstypen von kleinen Abstürzen bis hin zu Stauwehren mit aktiver Wasserkraftnutzung. Die Abb. 26 zeigt, die Verteilung von Wanderhindernissen im Begasystem auf die verschiedenen Typen. Raue Gleiten sind nur dann mit aufgenommen worden, wenn sie aufgrund ihrer Bauweise als nicht vollständig durchgängig eingeschätzt werden müssen. Unter „Sonstiges“ fallen insbesondere Teichanlagen im Hauptschluss.

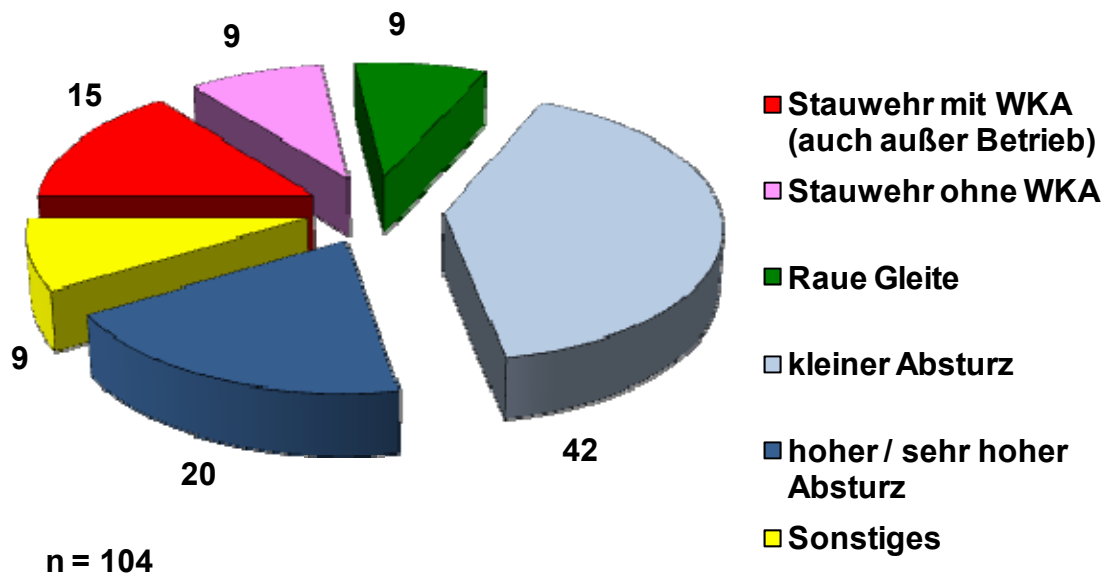


Abb. 26: Verteilung der Durchgängigkeitshindernisse im Begasystem auf verschiedene Typen von Wanderhindernissen

Es zeigt sich, dass Abstürze die Mehrzahl der Wanderhindernisse ausmachen. Bei immerhin 15 Wanderhindernissen handelt es sich um aktive oder ehemalige Wasserkraftanlagen mit den dazu benötigten Stauwehren. Jeweils neun Wanderhindernisse sind Stauwehre ohne Wasserkraftnutzung, nicht durchgängige Raue Gleiten oder sonstige Wanderhindernisse.

Die Abb. 27 zeigt die Anteile der geplanten Gewässerrandstreifen am Gesamtsystem. Die Gesamtlänge der berichtspflichtigen Gewässer des Begasystems beträgt 135,5 km. Da Gewässerrandstreifen beidseitig angelegt

werden können, ist die beidseitige Gewässerlänge von 271 km die Bezugsgröße (100 %) in Abb. 27.

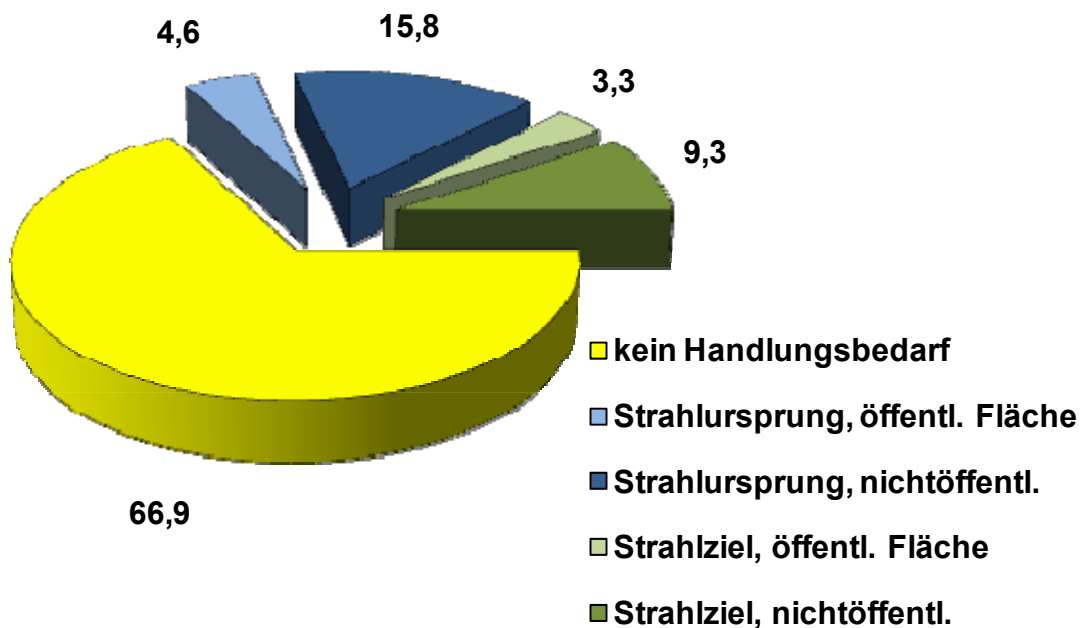


Abb. 27: Handlungsbedarf Gewässerrandstreifen im Bezug auf Funktionselemente und Flächenverfügbarkeit, Anteil an der Gesamtgewässerstrecke (beidseitig) des Planungsgebiets

Auf etwas weniger als einem Drittel der Gewässerlänge sind Gewässerrandstreifen erforderlich, wobei 20 % zur Erreichung der ökologischen Anforderungen an Strahlursprünge erforderlich sind und ca. 13 % zur Ermöglichung eines qualitativ hochwertigen Uferbewuchses in Strahlzielen. Die übrigen 67 % Uferlänge genügen bereits heute den Anforderungen von Strahlursprüngen bzw. Strahlzielen oder lassen aufgrund von Restriktionen keine Entwicklung von Randstreifen zu.

Die Umsetzung dieser und der anderen beschriebenen Maßnahmen wird dazu beitragen, die Erreichung des guten ökologischen Zustandes im gesamten Begasystem mit einer hohen Wahrscheinlichkeit zu gewährleisten. Die Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos würden diesen dann belegbar widerspiegeln.

Die Verbesserungen der Strukturgüte führen gleichzeitig zu einer Aufwertung des Landschaftsbildes, in dem die Gewässer nun wieder mit einer größeren Vielfalt sichtbar sind.

10. Kostenschätzung

Um die Kosten für die Umsetzung des Maßnahmenbedarfs in den einzelnen Strahlursprüngen und Strahlzielen zu ermitteln, wurde eine gewässerbezogene Kostenschätzung erstellt, die sich im Anhang 12.2 befindet.

Für die einzelnen Maßnahmen wurden dabei mit dem Auftraggeber abgestimmte Preise angesetzt, die in Tab. 14 dargestellt sind.

Tab. 14: Preistabelle zur Kostenschätzung

Maßnahme	Einheit	Preis pro Einheit
DURCHGÄNGIGKEIT		
Entfernen eines Sohlabsturzes	Stck	1.500,00 €
Bau einer Fischaufstiegsanlage	dm	4.000,00 €
Durchgängigkeit mittels Sohlgleite herstellen	qm	110,00 €
Anrampung des Wehres	Stck	17.500,00 €
Entfernen eines Teiches und naturnaher Gewässerausbau	lfm	360,00 €
Erneuerung eines Durchlasses	Stck	1.000,00 €
Herstellung der Durchgängigkeit	Einzelfall	
Überprüfung der Durchlässe auf Durchgängigkeit		0,00 €
UFERBEWUCHS		
Entwicklung eines Saumstreifens (4m)	qm	2,00 €
Entwicklung eines Saumstreifens auf öffentlichen Flächen	qm	0,00 €
Pflanzung von Initialen junger Erlen	Stck	5,00 €
Entfernung von standortfremden Gehölzen	Stck	150,00 €
Umwandlung Fichtenwald in heutige potenziell natürliche Vegetation	qm	5,00 €
Umwandlung von nicht bodenständigem Wald in heutige potenziell natürliche Vegetation	qm	5,00 €
Auszäunung zur Sicherung des Uferbewuchses	lfm	2,50 €
Partielle Entfernung von Lebendverbau (dichte Gehölzgalerie)	lfm	40,00 €
UMFELD		
Herstellung eines Gewässerrandstreifens	qm	2,00 €
Abtragen einer Verwallung	cbm	15,00 €
Entwicklung eines Gewässerrandstreifens auf öffentlichen Flächen	qm	0,00 €
GEWÄSSERVERBAU		
Offenlegung des Gewässers und naturnaher Ausbau	lfm	375,00 €
Verlegung des Gewässers und naturnaher Ausbau	lfm	375,00 €
Flächenerwerb	qm	
Entfernung des Sohlverbaus	lfm	35,00 €
Profilaufweitung, Anlage von Bermen	lfm	25,00 €
Einbau von Totholz	lfm	4,00 €
Entfernung von Uferverbau	lfm	35,00 €
Renaturierung des Gewässerabschnitts	lfm	375,00 €
Verlegung eines Fußweges	lfm	80,00 €
Offenlegung der Quelle	qm	1.000,00 €
GEWÄSSERSOEHLE		
Entwicklung naturnaher Sohlstrukturen	Einzelfall	

Bei den angesetzten Preisen handelt es sich prinzipiell um Mittelwerte der ermittelten Preisspanne. Zur Ermittlung der Preisspanne wurden insbesondere die Kostenschätzungen der KNEF herangezogen. In den Wert für den Bau von Fischaufstiegsanlagen gingen eigene Erfahrungen und Erfahrungen des Kreises Lippe ein, wobei eine Preisspanne von 3.000 bis 5.000 € / Dezimeter Wasserspiegelunterschied ermittelt wurde. Dabei handelt es sich um Bau- und Planungskosten, ein eventuell nötiger Flächenerwerb wurde nicht berücksichtigt.

Wenn die Durchgängigkeit mittels einer Sohlgleite hergestellt werden soll, wurde die Bauwerksfläche in m² ermittelt, wobei der zu überwindende Wasserspiegelunterschied und die Gewässerbreite berücksichtigt wurden. Dabei wurde ein Gefälle von 1:30 angesetzt.

Die Maßnahme „Herstellung der Durchgängigkeit“ wird verwendet, wenn eine einzelfallbezogene Kostenschätzung nötig ist.

Für die Maßnahme „Überprüfung der Durchlässe auf Durchgängigkeit“ werden keine Kosten in Ansatz gebracht. Falls die Prüfung jedoch einen weiteren Maßnahmenbedarf zur Herstellung der Durchgängigkeit ergibt, so fallen hierfür auch zusätzliche Kosten an.

Bezüglich der Entfernung von Uferverbau liegen in den KNEF häufig keine Angaben zur Länge des Verbaus vor. Falls dort keine Streckenlänge angegeben ist, wird für die Kostenschätzung von einer punktuellen Befestigung von durchschnittlich 5 Metern Länge ausgegangen.

11. Literatur

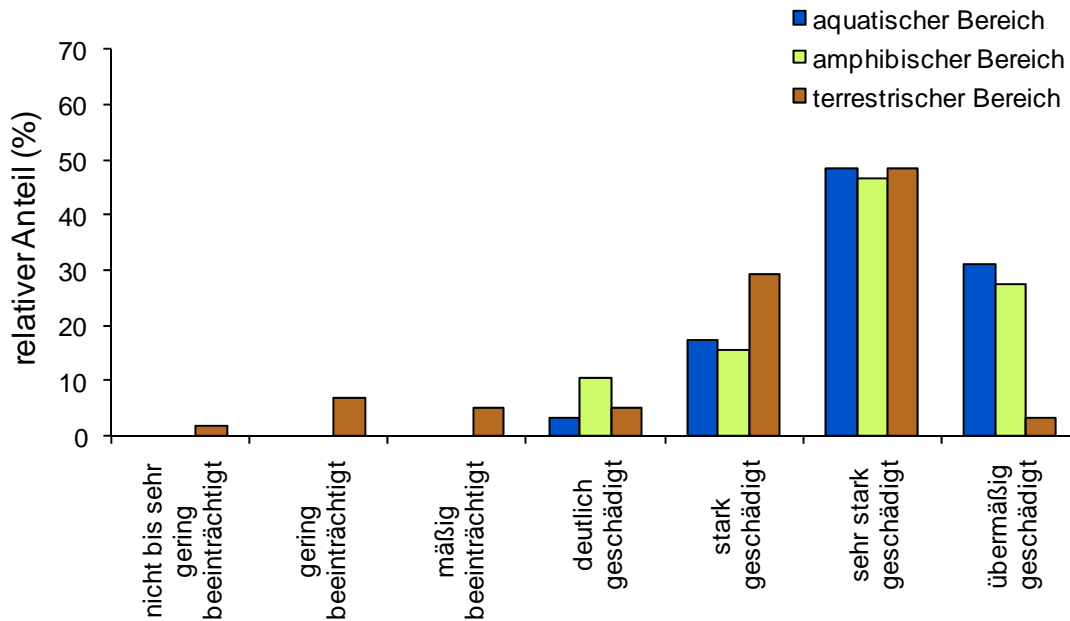
- Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (2007): Gutachten zur Beurteilung der Auswirkungen des Kanufahrens auf der Bega.- im Auftrag des Kreise Lippe
- Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (2010). Entwicklung der Begafischfauna von Lieme bis Bad Salzuflen. – im Auftrag der Hegegemeinschaft Bega
- Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 137 S., H. 81, Bonn
- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter Ch., Wysujack, K. u. R. Berg (2004): Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL.- unveröff. F. und E. Vorhaben im Auftrag des BMBF
- DVWK-Merkblatt 232 „Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle“, herausgegeben 1996
- EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Klinger, H., Hoffmann, A. und Nolting, C. (2004): Fischfaunistische Referenzen für Fließgewässertypen.- LÖBF-Mitteilungen 3/04, S. 30 – 3
- Korte, T., van de Weyer, K. und Hering, D. (2005): Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Berlin 2005
- Kreis Lippe (2009): Fließgewässerkonzept – Konzept zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer „Ötternbach“ mit Nebengewässern „Siekbach“ und „Lossbrucher Bach“, erstellt durch das Planungsbüro Rinteln, digitale Version
- Kreis Lippe (2010): Konzept zur naturnahen Entwicklung des Eichelbaches, Erstellt durch das Büro Objekt & Landschaft
- Kreis Lippe (2010): Konzept zur naturnahen Entwicklung des Linnebaches, Erstellt durch das Büro Objekt & Landschaft
- Kreis Lippe (2010): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Salze, Erstellt durch das Büro Objekt & Landschaft

- LÖBF - Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (1999): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. 3. Fassung., Recklinghausen
- LUA NRW (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen: Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen.- Merkblätter 17, Essen, 85 S.
- LUA - Landesumweltamt NRW (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen,- Merkblatt Nr. 34, S. 130
- LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen.- Merkblätter 36, Essen, 60 S. + CD-ROM
- Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern – Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Dissertation, München
- MUNLV (2004): Ergebnisbericht zur Bestandsaufnahme im Bereich der Geschäftsstelle Weser.- Info-Broschüre des MUNLV, Düsseldorf
- MUNLV NRW (2005): „Handbuch Querbauwerke“, MUNLV des Landes NRW, 1. Auflage 2005
- MUNLV NRW (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna, Projektbericht
- MUNLV NRW (2009a): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas – Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Weser / Weser-NRW, Stand Dezember 2009
- MUNLV NRW (2009b): Durchgängigkeit der Gewässer an Querbauwerken und Wasserkraftanlagen, Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – IV-2-50-32-67 vom 26.01.2009
- MUNLV NRW (2010): Blaue Richtlinie - Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Ausbau und Unterhaltung, Düsseldorf
- NZO-GmbH (2001): Hegeplan Bega. - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Hegegemeinschaft Bega
- NZO-GmbH (2003): Biozönotische Leitbilder für die Fließgewässertypen in NRW.- unveröffentlichter Bericht im Auftrag der LÖBF NRW
- NZO-GmbH (2006): Gewässerökologische Untersuchungen im Rahmen der Überwachung kommunaler Einleitungsstellen der Bega in Lemgo, Ergebnisbericht 2006

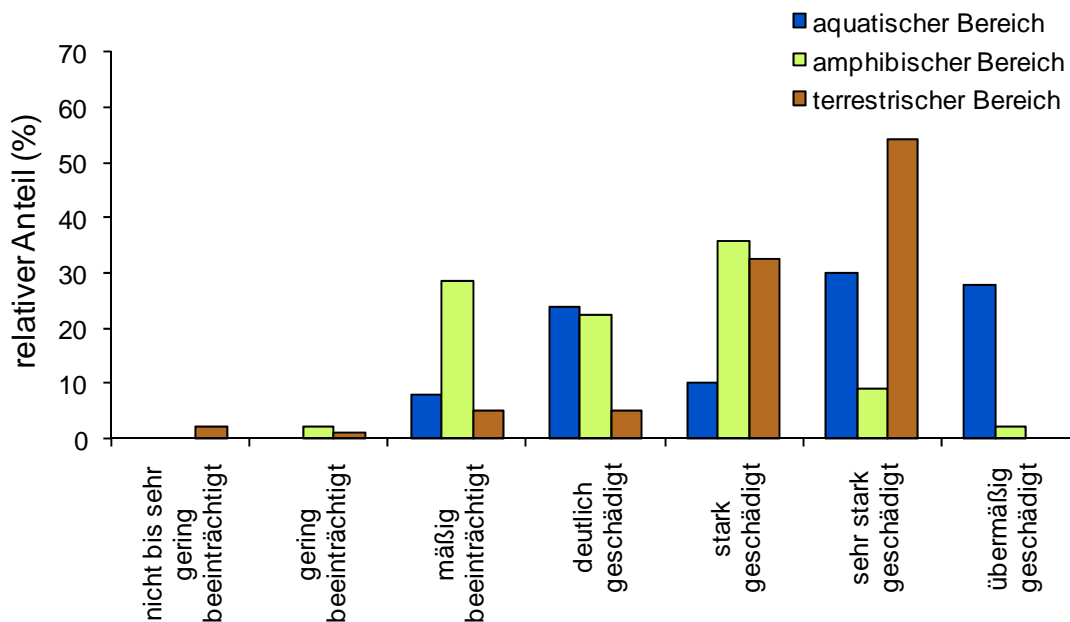
- NZO-GmbH (2008): Gewässerökologische Untersuchungen im Rahmen der Überwachung kommunaler Einleitungsstellen der Bega in Lemgo, Folgeuntersuchung 2007, Ergebnisbericht
- NZO-GmbH (2009): Gewässerökologische Untersuchungen im Rahmen der Überwachung kommunaler Einleitungsstellen der Bega in Lemgo, , Folgeuntersuchung 2008, Ergebnisbericht
- Planungsbüro Koenzen (2009): Auswirkungen naturnaher Rückbaumaßnahmen und naturnaher Laufabschnitte – Gezielte Nutzung von Strahlwirkungen und Trittschalleffekten zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im EZG Eifel-Rur – Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Wasserverbandes Eifel-Rur
- Schütz, C., Bunzel-Drüke, M. und Zimball, O. (2005): Strahlwirkung von strukturell intakten Fließgewässerabschnitten im Hinblick auf die Fischfauna. - Vortrag in Möhnesee zum Thema Strahlwirkung
- Stadt Bad Salzuflen (2002): Konzept zur naturnahen Entwicklung für den Rhenbach in Bad Salzuflen, erstellt durch das Umwelt Institut Höxter
- Stadt Bad Salzuflen (2005): Konzept zur naturnahen Entwicklung für verschiedene Fließgewässer in Bad Salzuflen, erstellt durch das Umwelt Institut Höxter
- Stadt Lemgo (2002): Konzept zur naturnahen Entwicklung des Niederluher Baches und des Nebengewässers 4 (Lüerdisser Bruch), Erstellt durch das Planungsbüro Rinteln
- Stadt Lemgo (ohne Erscheinungsdatum): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Ilse, Erstellt durch das Ingenieurbüro Landschaftsplanung Böhm
- Stadt Lemgo (1994): Naturnahes Entwicklungskonzept Passade, Erstellt durch das Ingenieurbüro für Landschaftsplanung Dieter Böhm
- Werre Wasserverband (2003): Konzept zur naturnahen Entwicklung für die Bega, Erstellt durch das Planungsbüro Rinteln
- Werre Wasserverband (2004): Fließgewässerkonzept Nebengewässer der Bega, Erstellt durch das Planungsbüro Rinteln, digitale Version
- Weyer, K. van de (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 30: 106 S., Essen

12. Anhang

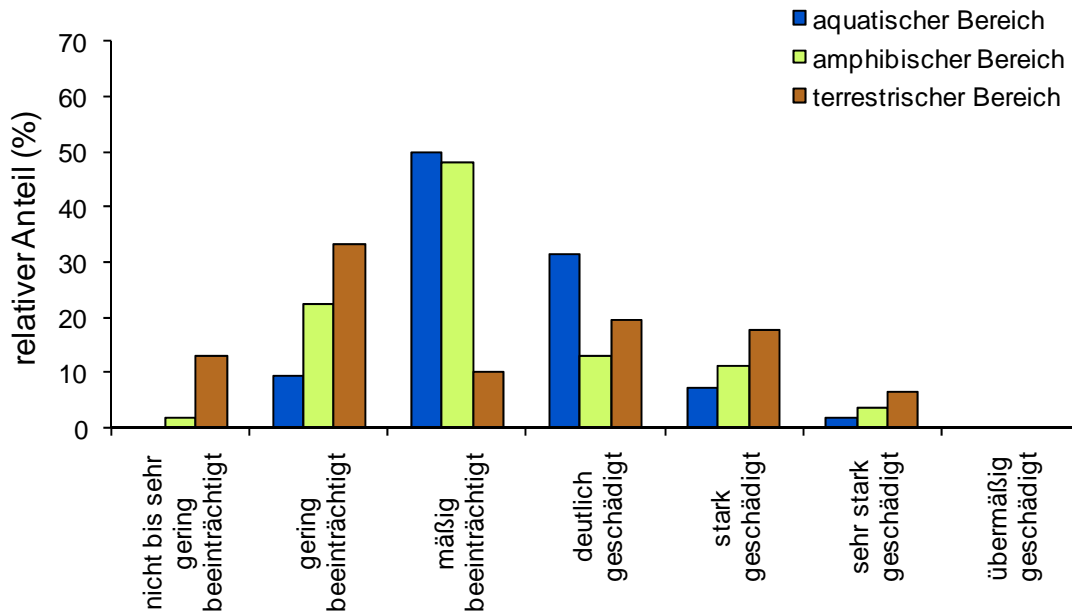
12.1. Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Gewässer



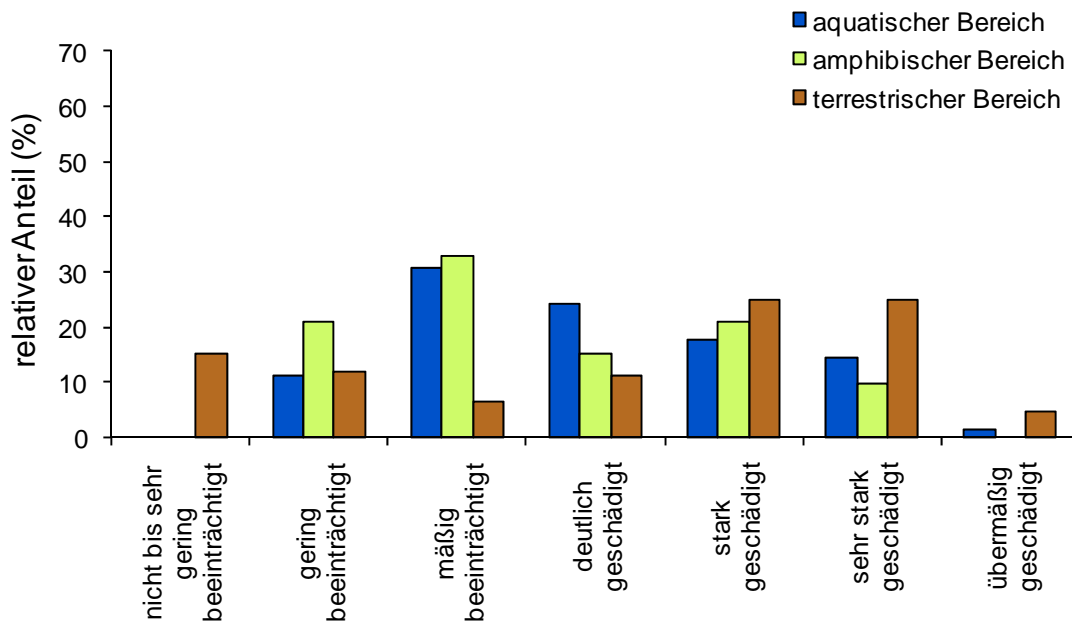
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Eichelbachs



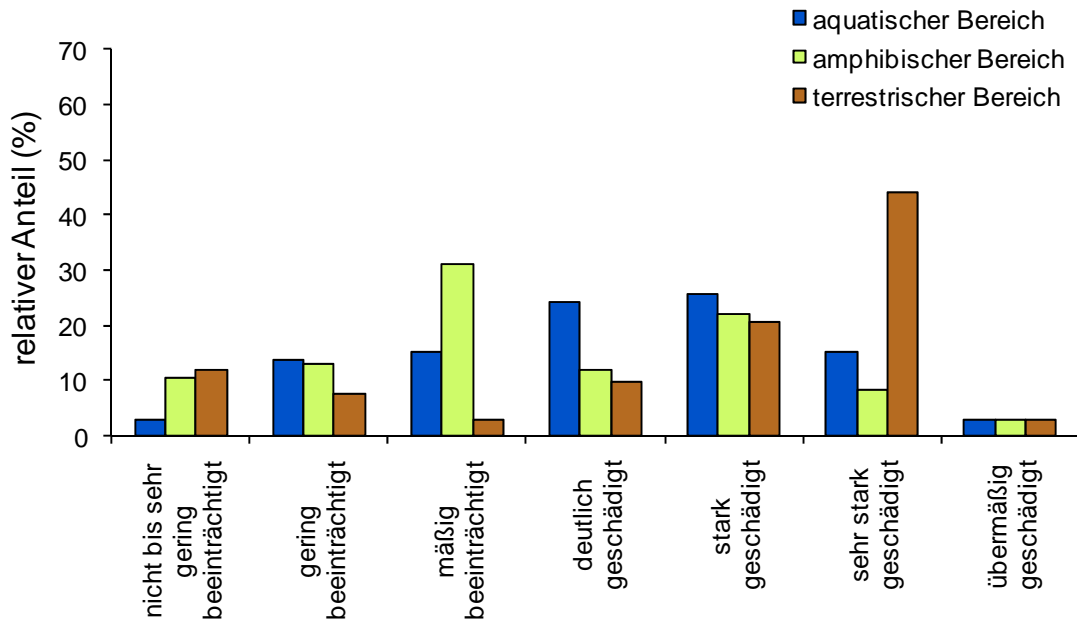
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Hillbachs



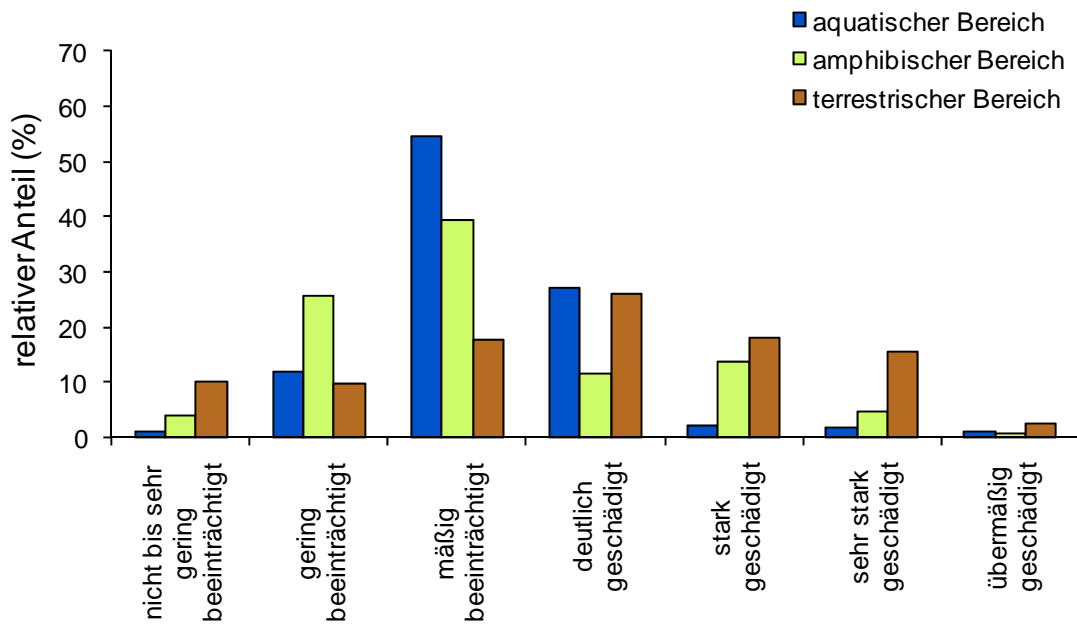
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Glimke



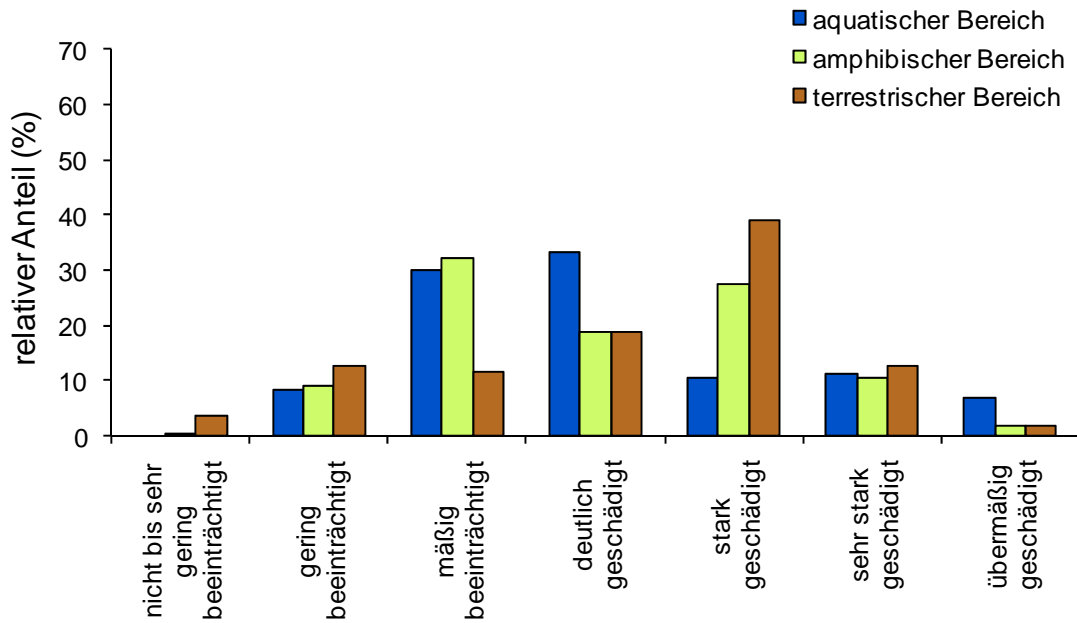
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Linnebachs



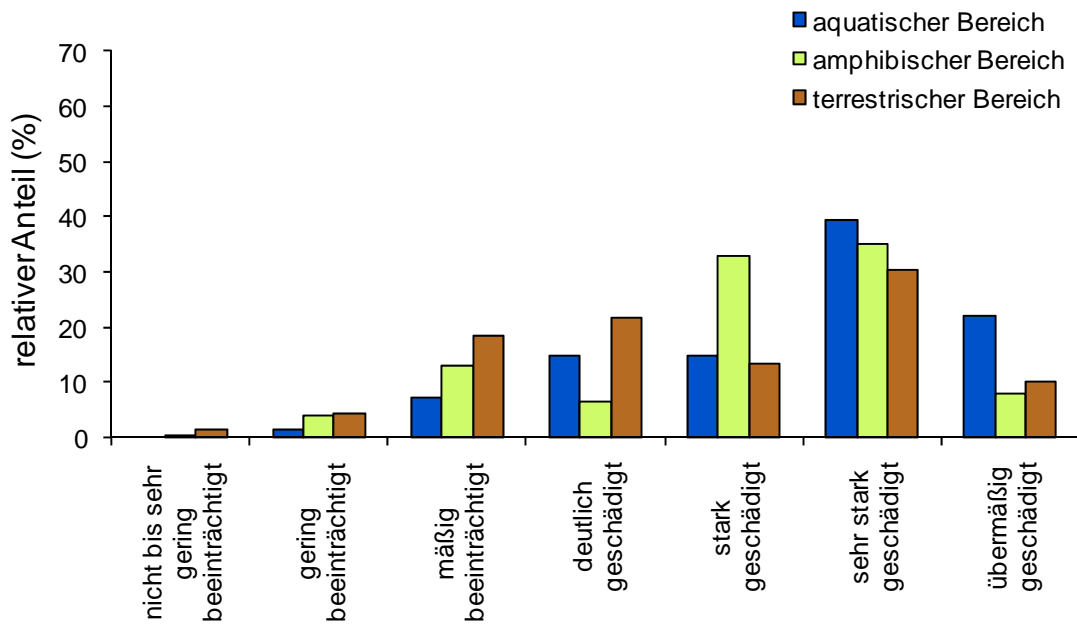
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Niederluher Bachs



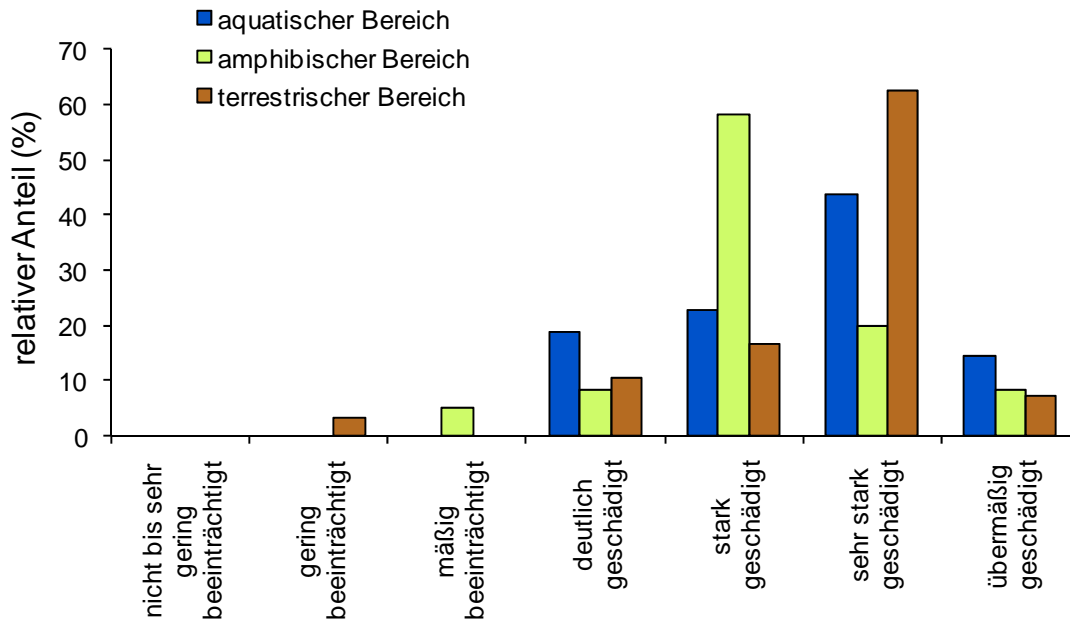
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Ötternbachs



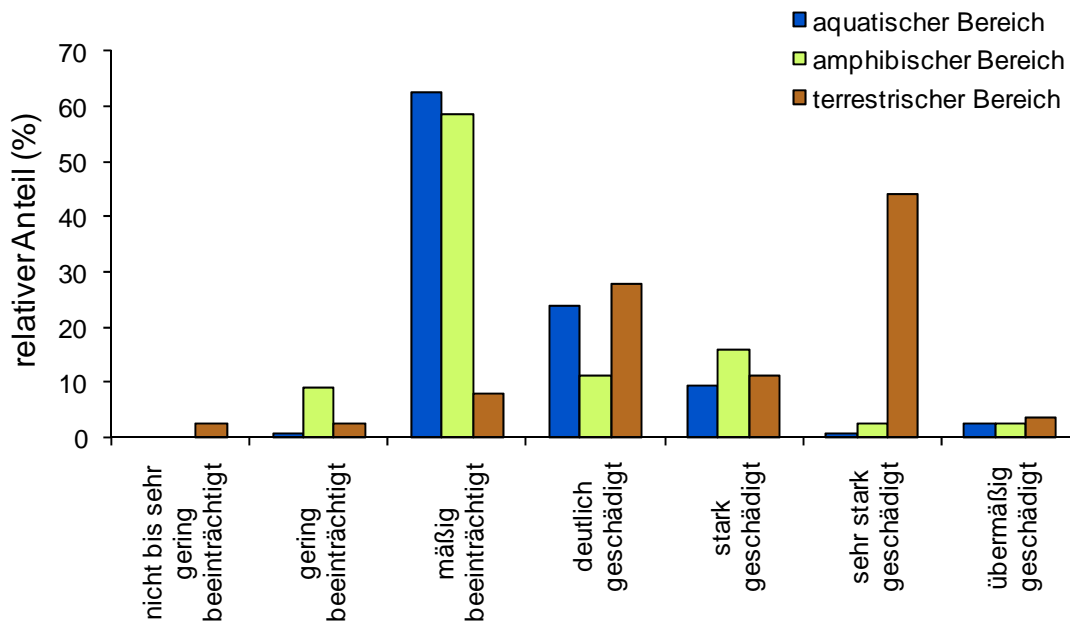
Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Passade



Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Salze



Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten des Rhenbachs



Prozentuale Verteilung der Strukturgütedaten der Ilse

12.2. Kostenschätzungen der Einzelgewässer