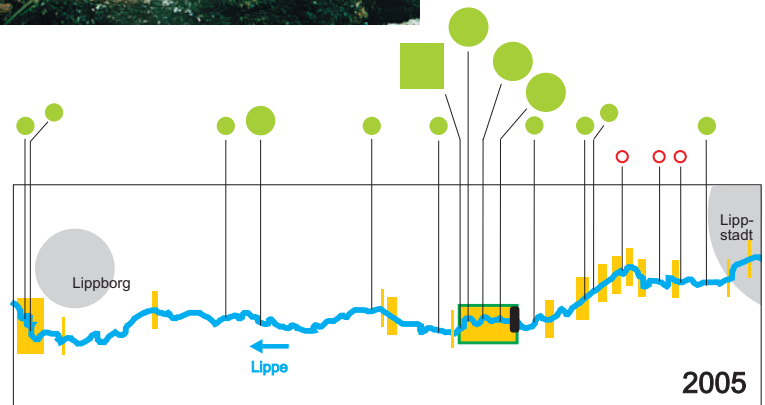


# Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Fluss-Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe



im Auftrag des  
Ministeriums für Umwelt und Naturschutz,  
Landwirtschaft und Verbraucherschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen



Arbeitsgemeinschaft  
Biologischer Umweltschutz  
im Kreis Soest e.V.

in Zusammenarbeit mit



Dez. 51.4 - Fischerei und  
Gewässerökologie Albaum

# Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Fluss-Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe



im Auftrag des  
Ministeriums für Umwelt und Naturschutz,  
Landwirtschaft und Verbraucherschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen

Juni 2007



Arbeitsgemeinschaft  
Biologischer Umweltschutz  
im Kreis Soest e.V.

Bearbeiter:  
Margret Bunzel-Drüke  
Olaf Zimball

in Zusammenarbeit mit



Dez. 51.4 - Fischerei und  
Gewässerökologie Albaum

Bearbeiterin:  
Cornelia Schütz

# Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Fluss-Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe

## Inhalt

1	Problemstellung und Zielsetzung .....	3
2	Grundsätzliche Betrachtungen .....	3
3	Analyse der Langzeitdaten .....	6
3.1	Material und Methode .....	6
3.1.1	Kurzcharakterisierung der Lippe .....	6
3.1.2	Ausbau, Entfesselungen und Renaturierungsmaßnahmen an der Lippe .....	6
3.1.3	Probestrecken .....	11
3.1.4	Befischungsmethode .....	13
3.1.5	Untersuchte Umweltvariablen .....	13
3.1.5.1	Entfernungen zu anthropogenen Beeinträchtigungen .....	14
3.1.5.2	Entfernungen zu besonderen Lebensräumen .....	14
3.1.5.3	Entfernungen zu naturnahen Strecken .....	15
3.1.5.4	Menge naturnaher Strecken .....	15
3.1.5.5	Abflüsse .....	15
3.1.5.6	Aaldichte .....	16
3.1.5.7	Übersicht über die Umweltvariablen .....	16
3.1.6	Statistische Verfahren .....	17
3.1.7	Dank .....	18
4	Ergebnisse .....	18
4.1	Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten ...	19
4.2	Die Fischfauna ausgebauter Strecken vor und nach der Renaturierung der Klostermersch .....	24
4.3	Einflüsse verschiedener Umweltvariablen auf die Fischfauna ausgebauter Lippestrecken .....	26
4.3.1	Analyse auf Artniveau .....	26
4.3.1.1	Bestandsverlauf .....	26
4.3.1.2	Verbreitungsmuster .....	30
4.3.1.3	Beispiel Steinbeißer .....	34
4.3.2	Analyse der gesamten Fischfauna .....	36
4.3.2.1	Ähnlichkeiten .....	36
4.3.2.2	Kanonische Korrespondenzanalyse .....	38
4.4	Altersaufbau .....	39
4.4.1	Quappe .....	40
4.4.2	Steinbeißer .....	40
4.5	Einfluss der „Strahlwirkung“ auf die Einstufung nach EU-WRRL .....	42
4.5.1	Exkurs: Bewertung der Fischfauna ausgebauter und naturnaher Lippestrecken durch fiBS 8.0 .....	45

---

5	Diskussion.....	47
5.1	Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten ...	47
5.2	Die Fischfauna ausgebauter Strecken vor und nach der Renaturierung der Klostermersch.....	48
5.3	Einflüsse verschiedener Umweltvariablen auf die Fischfauna ausgebauter Lippestrecken .....	50
5.3.1	Analyse auf Artniveau .....	50
5.3.1.1	Bestandsverlauf.....	50
5.3.1.2	Verbreitungsmuster .....	52
5.3.2	Analyse der gesamten Fischfauna.....	54
5.4	Altersaufbau .....	54
5.5	Gesamtfazit .....	55
5.5.1	„Strahlwirkungseffekte“ bei einzelnen Fischarten .....	55
5.5.2	„Strahlwirkungseffekte“ auf die gesamte Fischzönose ausgebauter Strecken ..	57
5.5.3	Randbedingungen für „Strahlwirkungseffekte“ .....	57
5.5.4	Einfluss der „Strahlwirkung“ auf die Einstufung nach EU-WRRL .....	58
6	Zusammenfassung.....	59
7	Literatur .....	60

## 1 Problemstellung und Zielsetzung

Befestigte, naturfern ausgebaute Flüsse bieten nur einem Teil der gewässertypischen Organismen geeignete Lebensräume. Beispiele haben jedoch gezeigt, dass sich durch Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung eine Strukturvielfalt wiederherstellen lässt, die schnell auch von anspruchsvollen Arten besiedelt wird.

Aus verschiedensten Gründen sind solche Maßnahmen aber nicht überall möglich. Daher liegt die Frage nahe, ob abschnittsweise Umgestaltungen nur jeweils für die bearbeitete Strecke oder auch für im Ausbauzustand belassene Strecken in der Umgebung Bedeutung haben, ob naturnahe Strecken sozusagen in die Nachbarschaft „ausstrahlen“. Können abschnittsweise Maßnahmen den Zustand eines Wasserkörpers insgesamt verbessern?

Eine Analyse dieser „Strahlwirkung“ ist methodisch nicht einfach, zumal es zu den theoretischen Hintergründen des Konzeptes bislang noch keine verbindlichen bzw. fachlich abgestimmten Definitionen und Abgrenzungen gibt. Außerdem stehen nur selten Langzeitdaten zur Verfügung, die sich für eine solche Bearbeitung besonders gut eignen. Einer der Flüsse in Nordrhein-Westfalen, wo günstige Voraussetzungen für eine Untersuchung gegeben sind, ist die mittlere Lippe. Auf einer anfangs komplett ausgebauten Strecke von 34 km Länge wurden seit 1995 sukzessive in verschiedenen Abschnitten unterschiedliche wasserbauliche Maßnahmen zur Wiederherstellung naturnaher Strukturen durchgeführt. Seit 1993 wird die Fischfauna an festgelegten Strecken jährlich mit standardisierter Methode erfasst. Fische als relativ mobile Arten mit teilweise hohen Ansprüchen an die Gewässermorphologie eignen sich besonders gut für eine Analyse der „Strahlwirkung“.

Ziel der vorliegenden Studie ist es herauszufinden, ob die Wirkung von Optimierungsmaßnahmen über die umgestalteten Strecken hinausgeht und ob streckenweise Renaturierungen oder „Entfesselungen“ die Funktionsfähigkeit eines Gewässers für die verschiedenen Fisch- und Rundmaularten verbessern oder wiederherstellen können. Die Auswertung soll Denkanstöße liefern, methodische Probleme und Lösungswege aufzeigen und einen Beitrag zur Einschätzung der Bedeutung von Renaturierungs- und Entfesselungsmaßnahmen liefern.

## 2 Grundsätzliche Betrachtungen

Verschiedene Fischarten benötigen im Lauf ihres Lebens unterschiedliche Biotopstrukturen, z.B. als Unterstände, Jagdgebiete, Laichplätze, Jungfischhabitats, Winterlager oder Hochwasserrefugien. Diese Strukturen können natürlicherweise häufig oder selten sein und kontinuierlich, geklumpt oder vereinzelt vorkommen. Die Wirkung von wasserbaulichen Umgestaltungen auf Fische hängt u.a. davon ab, welche Strukturelemente entstehen, aber auch, wo sie liegen und wie viele davon existieren. Außerdem sind bei verschiedenen Fischarten unterschiedliche Wirkungen zu erwarten.

Die Fisch- und Rundmaularten lassen sich vereinfacht in drei Gruppen einteilen:

- solche, deren Ansprüche oft auch in ausgebauten Gewässern komplett erfüllt werden,
- solche, die in ihrem gesamten Lebenszyklus Strukturelemente benötigen, die in ausgebauten Gewässern regelmäßig fehlen oder selten sind und
- solche, die in bestimmten Entwicklungsstadien oder für bestimmte Funktionen naturnahe Strukturelemente benötigen.

Die Arten der ersten Gruppe sollten auch in ausgebauten Gewässern sich selbst erhaltende Populationen aufweisen. Die Schaffung naturnaher Abschnitte könnte durch ein verbessertes

Angebot von Ressourcen zur Vergrößerung der Population führen. Dadurch wären höhere Abundanz einer solchen Art theoretisch sowohl nur in den naturnahen Bereichen als auch im gesamten Gewässer denkbar.

Die Arten der zweiten Gruppe stellen aus menschlicher Sicht höhere Ansprüche an die Gewässermorphologie, sind also „anspruchsvoller“. Sie könnten nach diesem Modell nur in naturnahen Gewässerstrecken so genannte Kern- oder Quellpopulationen bilden, die durch nicht dauerhaft besiedelbare Ausbaustrecken voneinander getrennt wären. Einzelne Individuen könnten zwischen den Teilpopulationen wechseln und dadurch für einen Genfluss sorgen, so dass per Definition eine Meta-Population vorläge. Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung eines Gewässers würden zur Entstehung neuer Teilpopulationen und damit zur Bestandsvergrößerung der Art im Gesamtgewässer führen. Durch das Abwandern von Individuen aus naturnahen Bereichen wäre in ausgebauten Abschnitten der Nachweis von Einzeltieren zu erwarten, die je nach späterem Schicksal als Irläufer oder als Vektoren des Genflusses einzustufen wären.

Die Arten der dritten Gruppe sind ebenfalls „anspruchsvoll“, aber nicht ständig auf naturnahe Abschnitte angewiesen. Unter der Voraussetzung, dass die Tiere mobil genug und die Strukturressourcen nicht zu selten sind, könnte die Schaffung naturnaher Abschnitte zu einer Vergrößerung der Gesamtpopulation im Gewässer führen, in dem die Tiere z.B. Laichplätze und Jungfischhabitate in den Maßnahmenstrecken nutzen und sich als ältere Tiere sowohl in naturnahen als auch in ausgebauten Abschnitten aufhalten.

In Tabelle 1 (S. 5) werden die 36 Fischarten, die in der mittleren Lippe vorkommen, den vorab geschilderten drei Artengruppen zugeordnet. Sie sind danach eingeteilt, in welchem Maße die ausgebauten Lippe ihre ökologischen Ansprüche erfüllt. Zudem wird die die Mobilität der Arten eingeschätzt.

Die Einschätzung der Ansprüche der Arten bezieht sich auf den typischen Ausbauzustand der Lippe mit Trapezprofil, Steinschüttungen und fehlenden Flachwasserzonen (s. Kapitel 3.1.2, S. 6). In anders ausgebauten Gewässern ist eine andere Einteilung der Arten zu erwarten. Um dies zu verdeutlichen, wurde in Tabelle 1 auch der „Strukturbezug“ von ZAUNER & EBERSTALLER (1999) aufgeführt. Einen starken Strukturbezug zeigen Fische, die „aufgrund ihrer Lebensweise in Strukturen leben bzw. starke Bindungen an diese Strukturen aufweisen“. So zeigt die Groppe, die sich unter Steinen oder Totholz versteckt und hier auch ablaicht, einen hohen Strukturbezug. In der ausgebauten Lippe erfüllt jedoch die anthropogene Steinschüttung die Habitatansprüche der Art sehr gut, so dass – zumindest im Fall der Lippe – der Ausbauzustand für die Groppe sogar günstiger ist als der naturnahe Zustand.

**Tab. 1:** Einteilung der aktuell vorkommenden Fisch- und Rundmaularten der mittleren Lippe nach der Frage, wie gut ihre ökologischen Ansprüche in typischen Ausbaustrecken der Lippe erfüllt sind.

Art	benötigte Strukturen, die in typischen Lippe-Ausbaustrecken fehlen	Notwendigkeit Naturnähe	SB	Distanz
Aal		Ausbauzustand genügt	hoch	lang
Döbel		Ausbauzustand genügt	hoch	kurz
Dreistachl. Stichl.		Ausbauzustand genügt		(kurz)
Flussbarsch		Ausbauzustand genügt	ohne	kurz
Groppe		Ausbauzustand genügt	hoch	kurz
Kaulbarsch		Ausbauzustand genügt	gering	kurz
Rotaugen		Ausbauzustand genügt	ohne	kurz
Bachneunauge	Kiesbänke als Laichplatz, Schlammflächen als Larvalhabitat	immer naturnah		mittel
Bitterling	angebundene Auengewässer mit Großmuscheln	immer naturnah	gering	kurz
Elritze	Flachwasser, Kiesbänke als Laichplatz	immer naturnah	gering	kurz
Karusche	Auengewässer	immer naturnah	gering	kurz
Moderlieschen	Auengewässer	immer naturnah	gering	kurz
Rotfeder	pflanzenreiche Auengewässer	immer naturnah	gering	kurz
Schleie	Auengewässer	immer naturnah	hoch	kurz
Schneider	große Strömungsvarianz?	immer naturnah	gering	kurz
Schmerle	Flachwasser	immer naturnah	gering	kurz
Steinbeißer	Sand-Schlammflächen, Wasserpflanzen zum Laichen	immer naturnah	hoch	kurz
Zwergstichling	fehlende Konkurrenz, Auengewässer	immer naturnah		(kurz)
Barbe	Kiesbänke als Laichplatz, Flachwasser für Jungfische	zeitweise naturnah	gering	mittel
Brachsen	angeschlossene Altarme als Laichplatz	zeitweise naturnah	ohne	mittel
Nase	Kiesbänke als Laichplatz, Buchten für Jungfische, Winterlager	zeitweise naturnah	gering	mittel
Quappe	Bäche als Laichplatz, überschwemmte Auen als Larvalhabitat	zeitweise naturnah	hoch	mittel
Äsche	Kiesbänke als Laichplatz	zeitweise naturnah	gering	kurz
Bachforelle	Kiesbänke als Laichplatz	zeitweise naturnah	hoch	kurz
Giebel	Auengewässer	zeitweise naturnah	gering	kurz
Gründling	Flachwasser für Jungfische	zeitweise naturnah	gering	kurz
Güster	angeschlossene Altarme als Laichplatz?	zeitweise naturnah	gering	kurz
Hasel	Kiesbänke als Laichplatz	zeitweise naturnah	gering	kurz
Hecht	überschwemmte Auen als Laichplatz	zeitweise naturnah	hoch	kurz
Karpfen	warme Flachwasserzonen als Laichplatz	zeitweise naturnah	gering	kurz
Sonnenbarsch	Sandgrund als Laichplatz	zeitweise naturnah		(kurz)
Ukelei	Stillgewässer als Winterlager	zeitweise naturnah	ohne	kurz
Zander	Stillgewässer als Laichplatz	zeitweise naturnah	gering	kurz
Aland		?	gering	mittel
Rapfen		?	ohne	mittel
Blaubandbärbling		?		(kurz)

SB Strukturbezug (ZAUNER & EBERSTALLER 1999)

Distanz Migrationsdistanz (JUNGWIRTH et al. 2003) als Maß für die Mobilität

Für sieben Arten stellt die ausgebaute Lippe einen geeigneten Lebensraum dar, 11 Arten benötigen stets Strukturen, die in der ausgebauten Lippe fast vollständig fehlen, 15 Arten benötigen zeitweise „naturnahe Strukturen“ und drei in der Lippe sehr seltene Arten können nicht zuverlässig klassifiziert werden.

### 3 Analyse der Langzeitdaten

#### 3.1 Material und Methode

##### 3.1.1 Kurzcharakterisierung der Lippe

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) liegt an der mittleren Lippe zwischen Lippstadt und Welperhangfort („Todtenmersch“) in den Kreisen Soest und Warendorf. Bei Lippstadt-Benninghausen im Bereich der renaturierten Klostermersch hat der Fluss nach 60 km Lauflänge ein Einzugsgebiet von ca. 1900 km<sup>2</sup> und ein Gefälle von 0,32 – 0,57 Promille. Der Mittelwasserabfluss (MQ) beträgt 24,3 m<sup>3</sup>/s, der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) 5,4 m<sup>3</sup>/s (z.B. STUA LIPPSTADT 2002). Die Lippe selbst und die meisten ihrer südlichen Zuflüsse entspringen aus Karstquellen (z.B. BODE 1954). Folge davon sind zum einen eine relativ gleichmäßige Wasserführung im Jahreslauf, zum anderen eine recht geringe saisonale Schwankung der Wassertemperatur. Die Lippe hat im Untersuchungsabschnitt die Wassergüteklasse II und war auch in der Vergangenheit nie stark verschmutzt (BUIJKAMP 2000).



**Abb. 1:** Lage des Untersuchungsgebietes.

Die vorläufige Referenz-Fischfauna der epipotamalen Lippe umfasst 35 Arten bzw. Formen (MUNLV NRW 2007). 26 dieser Arten kommen noch regelmäßig vor, außerdem treten mehrere nicht einheimische Arten auf. Der große Artenreichtum der Lippe ist eine günstige Voraussetzung für Grundlagenuntersuchungen.

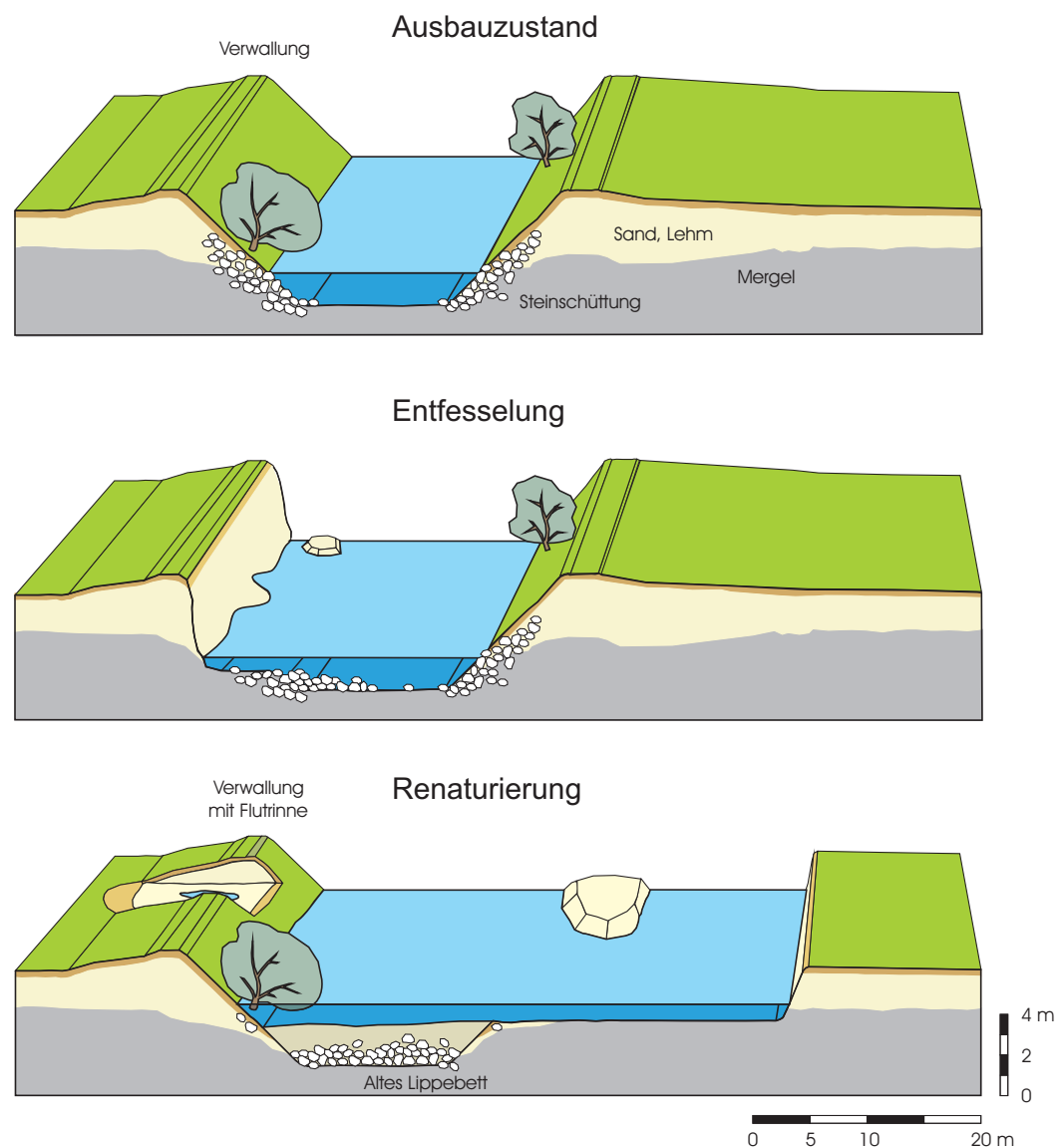
##### 3.1.2 Ausbau, Entfesselungen und Renaturierungsmaßnahmen an der Lippe

Die Lippe ist überwiegend ausgebaut, 1 bis 4 m tief und vom Böschungsfuß bis zur Mittelwasserlinie mit Schüttsteinen befestigt (Abb. 2, S. 7); durch Sohlerosion hat sie sich bis zu 2 m eingetieft. Die Sohle besteht aus Mergelgestein, z.T. von Sand oder Mergelschotter überlagert. Flachwasserbereiche fehlen weitgehend, Fischunterstände sind selten. Wasserpflanzen siedeln fast nur als Saum entlang der Ufer.



Die letzten ausgedehnten naturnahen Abschnitte zwischen Lippstadt und Hangfort wurden 1977 befestigt. In den folgenden fast 15 Jahren existierten an der Lippe selbst nur noch kleinste naturnahe Bereiche, meist an den Mündungen von Seitenarmen oder Zuflüssen. Mit dem 1990 vom Land Nordrhein-Westfalen ins Leben gerufenen Auenprogramm begannen Planungen und Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung. Zunächst wurden etwa ab 1990 so genannte „Steilwände“ geschaffen, das sind 25 bis 50 m lange Uferabschnitte, an denen die Steilschüttungen entfernt und lotrechte Sandwände als potenzielle Brutplätze für Eisvogel und Uferschwalbe angelegt wurden. An der Wasserlinie entstanden hier kleine Buchten.

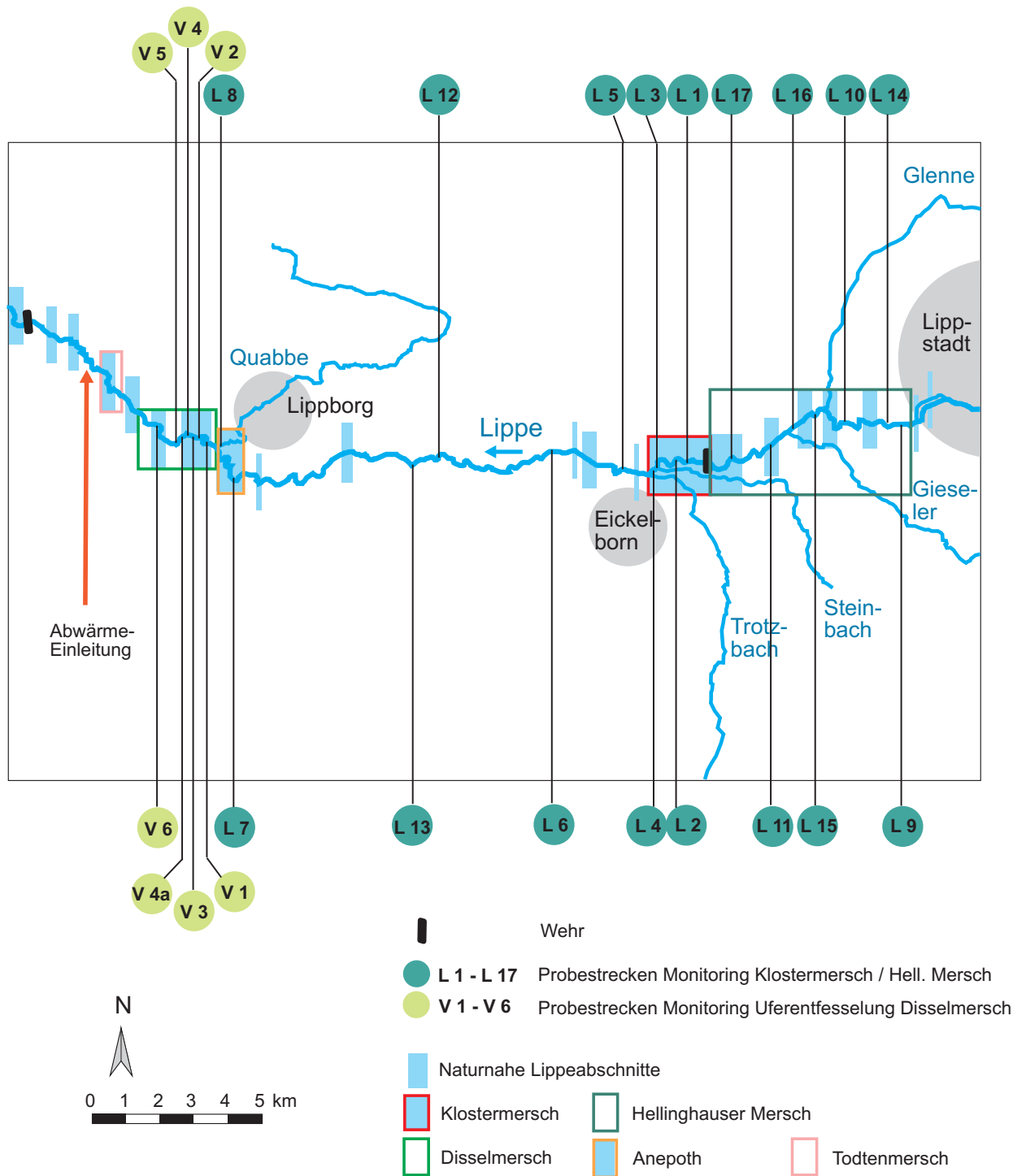
Bei den danach begonnenen größeren Umgestaltungsmaßnahmen lassen sich an der Lippe zwei Typen unterscheiden. Im Rahmen der Unterhaltung gibt es so genannte „Entfesselungen“, bei denen die Steinschüttung am Ufer bis zu mehrere 100 m lang aufgenommen und auf die Sohle gegeben wird und die Ufer mit Flachwasserzonen, Inseln und Steilwänden versehen werden. Umfassende Renaturierungen von Fluss und Aue bestehen in einer Verbreiterung der Lippe, einer Anhebung ihrer Sohle um bis zu 2 m sowie in der Wiederherstellung der Verbindung zwischen Fluss und Aue, so dass ein Teil des Abflusses schon bei kleineren Hochwässern wieder durch die Aue strömt (Abb. 2).



**Abb. 2:** Schematische Darstellung von Ausbauzustand, Uferentfesselung und Renaturierung an der Lippe.

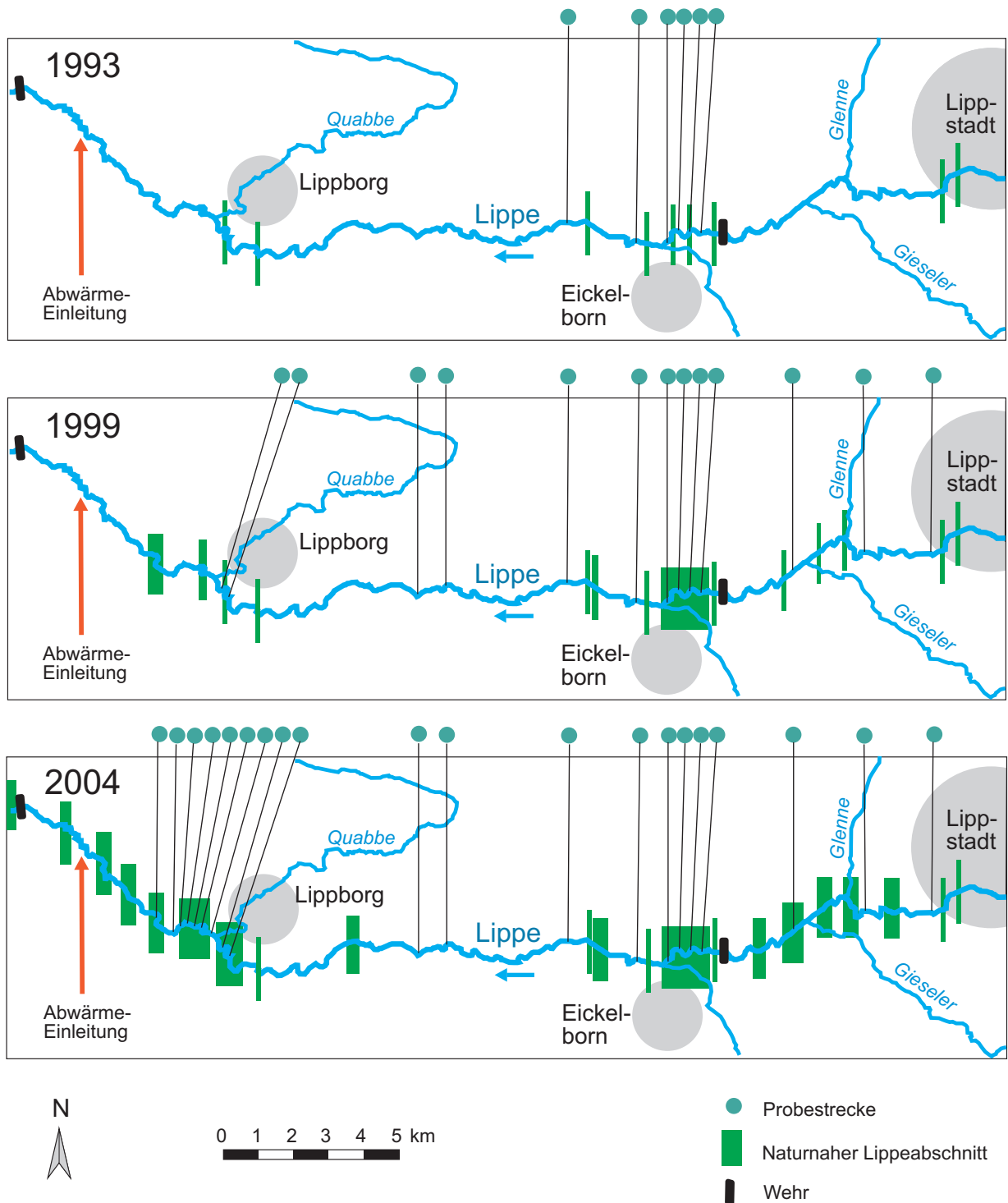
Folgende größere Optimierungsmaßnahmen fanden im betrachteten Flussabschnitt in der Trägerschaft von Staatlichem Umweltamt Lippstadt, Lippeverband und Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege bisher statt (u.a. DETERING 2000, 2003, DETERING et al. 1999, StUA LIPPSTADT 2002, ABU 1997–2006, LIPPEVERBAND & LÖBF NRW 2005) (Abb. 3, S. 9):

- 1995 bis 2005 wurden sukzessive jeweils 100 bis 400 m lange Uferstrecken der Lippe im Schutzgebiet „**Disselmersch**“ bei Lippborg von der Steinschüttung befreit und naturnah gestaltet. Mittlerweile sind insgesamt etwa 3 km Ufer meist einseitig „entfesselt“. Durch die Anlage eines ausgedehnten Flutrinnensystems im Herbst 2005 wurde in einem Teilbereich der Disselmersch wieder eine enge Verzahnung zwischen Fluss und Aue hergestellt: An durchschnittlich 45 Tagen im Jahr wird die Aue durchströmt.
- Im Sommer 1997 wurde in der „**Klostermersch**“ bei Lippstadt-Benninghausen ein 2,2 km langer Abschnitt von Fluss und Aue umfassend renaturiert. Die Lippe wurde von 18 auf 45 m verbreitert und ihre Sohle angehoben. Die renaturierte Lippe ist wesentlich flacher als zuvor. Ihre vielgestaltige Sohle besteht überwiegend aus Sand, teilweise aus Mergelschotter. Mittlerweile sind große Bestände submerser Vegetation vorhanden. Nach der Entfernung bzw. Durchbrechung der deichartigen Verwallungen entlang des Flusses wird die Aue durchschnittlich an etwa 30 Tage im Jahr durchströmt; vor der Renaturierung trat die Lippe etwa alle drei Jahre über die Ufer.
- Zwischen 1997 und 2003 fanden in der „**Hellinghauser Mersch**“ westlich Lippstadt mehrere Entfesselungen von kurzen Uferstrecken statt.
- Flussaufwärts anschließend an die Disselmersch wurde 2001 die Renaturierung eines etwa 2 km langen Auenabschnitts im Gebiet „**Anepoth**“ nach dem Vorbild der Klostermersch begonnen und 2003 fertig gestellt.
- Im Herbst 2004 begannen kleinere Bauarbeiten, die die Renaturierung in der Klostermersch flussaufwärts in Richtung Lippstadt fortsetzten. Die Umgestaltung eines 2,5 km langen Flussabschnittes in der „**Hellinghauser Mersch**“ erfolgte im Sommer 2006. Hier wurden die Lippe auf 35 m verbreitert, die Sohle angehoben, Laufverlängerungen durchgeführt, die Ufer stärker gestaltet als in anderen Abschnitten, ein umfangreiches Flutrinnensystem in der Aue angelegt und das Wehr Benninghausen außer Funktion gesetzt.



**Abb. 3:** Untersuchungsgebiet mit Elektrofischerei-Probestrecken, naturnahen Flussabschnitten und im Text genannten Orten (Stand 2006).

Abbildung 4 gibt anhand von drei Jahren einen Überblick über den zeitlichen Ablauf der Umgestaltungsmaßnahmen im Untersuchungszeitraum.



**Abb. 4:** Zunahme naturnaher Strecken und der Elektrofischerei-Probestrecken im Untersuchungszeitraum.

### 3.1.3 Probestrecken

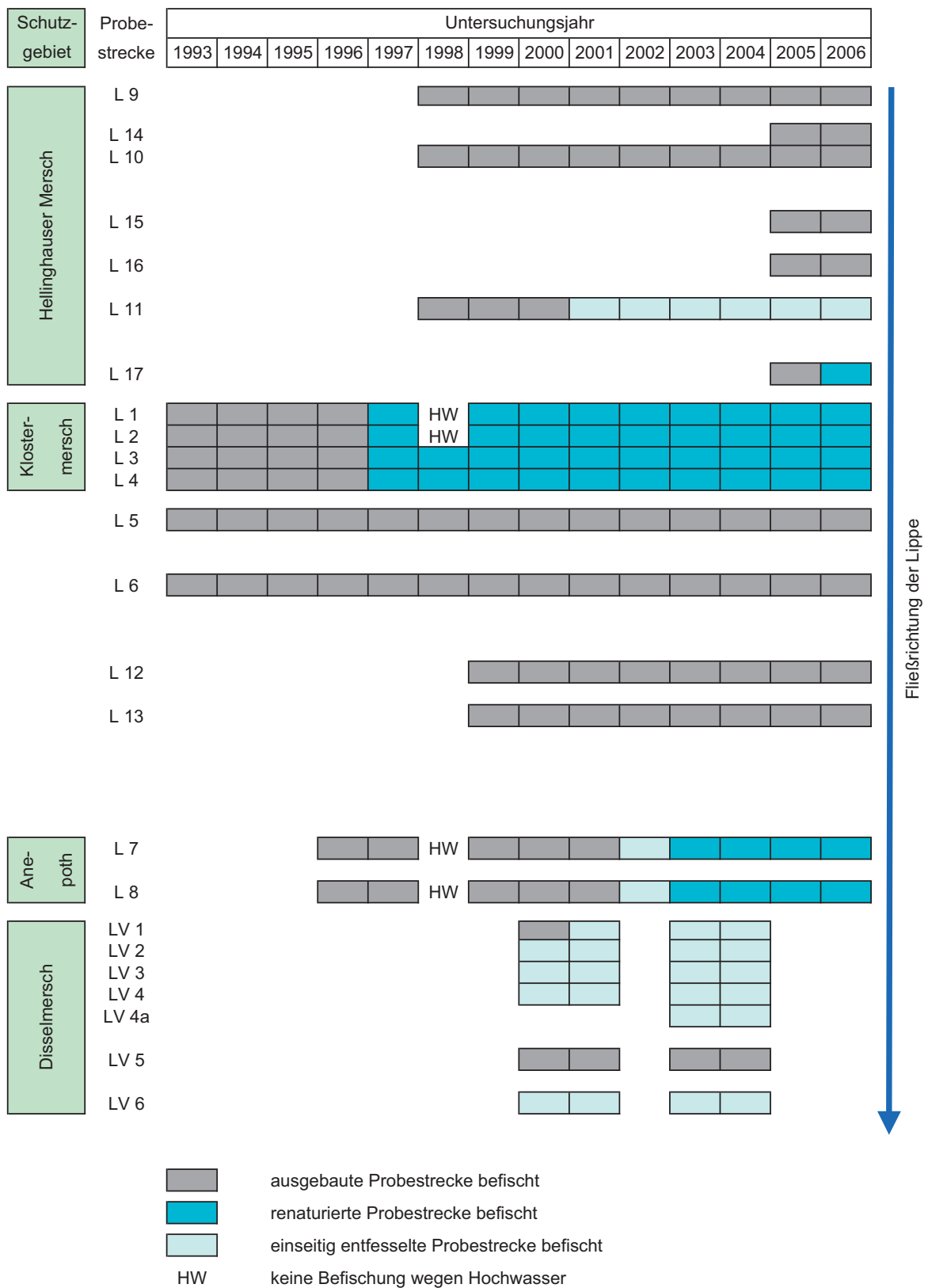
Zur Erfolgskontrolle der durchgeführten Maßnahmen beauftragten das Staatliche Umweltamt Lippstadt und der Lippeverband in zwei unterschiedlichen Abschnitten ein langfristiges Monitoring der Fischfauna (ABU 1997-2006, LIPPEVERBAND & LÖBF NRW 2005). Dazu werden festgelegte, jeweils ca. 150 m lange Probestrecken mit standardisierter Methode elektrisch befischt, und zwar sowohl naturnah umgestaltete Abschnitte als auch im Ausbauzustand belassene Kontrollstrecken (Abb. 3). Für jede Probestrecke wurden 150 m mit dem Bandmaß am Ufer ausgemessen und markiert. Die tatsächlichen Längen der befischten Strecken weichen an gekrümmten Flussabschnitten – abhängig davon, ob an der Innen- oder Außenkurve gemessen wurde - geringfügig von 150 m ab. In Tabelle 2 sind die tatsächlich befischten Streckenlängen angegeben.

**Tab. 2:** Streckenlängen der 1993 – 2006 befischten Probestrecken in der Lippe.

Probestrecke	Untersuchungsjahr															
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
L 9 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 9 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 14 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 14 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 10 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 10 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 15 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 15 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 16 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 16 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 11 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 11 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 17 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 17 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 1 li	135	145	135	145	135	145	130	145	-	-	130	145	130	145		
L 1 re	-	125	-	125	-	125	-	105	-	-	130	145	105	105		
L 2 li	150	150	150	150	150	150	150	150	-	-	150	150	150	150		
L 2 re	-	150	150	150	150	150	150	150	-	-	150	150	150	150		
L 3 li	165	155	165	155	165	155	175	155	175	155	175	155	175	155		
L 3 re	-	175	-	175	-	175	-	210	-	-	175	155	210	210		
L 4 li	150	150	150	150	150	150	160	175	175	180	175	180	175	180		
L 4 re	-	150	-	150	-	150	-	155	-	-	180	180	180	180		
L 5 li	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150		
L 5 re	-	150	-	150	-	150	-	150	-	-	150	150	150	150		
L 6 li	170	160	170	160	170	160	170	160	170	160	170	160	170	160		
L 6 re	-	180	-	180	-	180	-	180	-	-	170	160	180	180		
L 12 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 12 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 13 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 13 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 7 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 7 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 8 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
L 8 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 1 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 1 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 2 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 3 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 3 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 4 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 4a re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 5 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 6 li	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
LV 6 re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

- ausgebaut
- kurzer Abschnitt naturnah oder Steilwand
- längerer Abschnitt entfesselt oder renaturiert

Pro Jahr wurden minimal 6 und maximal 20 Strecken befischt (Abb. 5).



**Abb. 5:** Ausbauzustand der Elektrofischerei-Probestrecken in und zwischen den vier Schutzgebieten „Hellinghauser Mersch“, „Klostermersch“, „Anepoth“ und „Disselmersch“.

Die zur Verfügung stehenden standardisierten Befischungen erlauben bei der Auswertung verschiedene Optionen:

- So ist eine zeitliche Betrachtung möglich, bei der eine Jahresreihe derselben Probestrecke analysiert wird (z.B. Probestrecke L 5 von 1993 bis 2006). Auf diese Weise lässt sich der Bestandsverlauf von Arten untersuchen.
- Eine weitere Möglichkeit ist die räumliche Betrachtung: Dabei werden alle in einem Jahr befischten Probestrecken verwendet (z.B. 2005 17 Probestrecken). Eine solche Auswertung liefert Angaben zum Verbreitungsmuster von Arten, also die Frage nach Vorkommen und Abundanz an den verschiedenen Probestrecken.
- Schließlich können multivariate Verfahren gleichzeitig alle Probestrecken über Raum und Zeit analysieren.

### 3.1.4 Befischungsmethode

Die Befischungen in der Lippe wurden stets von den letzten Augusttagen bis etwa Mitte September tagsüber mit einem Gleichstromgerät vom Typ „DEKA 7000“ und Kescheranode vom Boot aus durchgeführt. An den meisten Strecken wurden die Flussmitte und beide Ufer jeweils einmal in Fließrichtung und entgegen der Fließrichtung befischt. Bei renaturierten Lippeabschnitten erfolgten wegen der gegenüber dem Ausbauzustand etwa dreimal so breiten Wasseroberfläche auf der Flussmitte jeweils zwei Befischungsdurchgänge („Mitte links“ und „Mitte rechts“). Alle Durchgänge sind getrennt protokolliert.

Da „Entfesselungsstrecken“ fast ausnahmslos nur ein Ufer betreffen, mussten hier die linke und die rechte Hälfte einer Probestrecke getrennt betrachtet werden. Von der Doppelbefischung der Mitte wurde dann ein Durchgang dem linken und der andere dem rechten Ufer zugeordnet.

Insgesamt wurden in den 14 Untersuchungsjahren rund 85.000 Fische gefangen und auf den Millimeter bzw. Zentimeter genau vermessen (Totallänge).

Als Index für die Fisch-Abundanz wird ein CPUE-Wert (catch per unit of effort) verwendet (nach RICKER 1975, FAO 1998), nämlich die Anzahl der Individuen pro 100 m Flusslauf nach zwei Elektrofischerei-Durchgängen (bzw. pro 100 m Uferstrecke bei der Betrachtung von Probestrecken-Hälften).

### 3.1.5 Untersuchte Umweltvariablen

Viele Umweltvariablen können Einfluss auf die Fischfauna nehmen. Für die vorliegende Auswertung wurden zum einen solche ausgewählt, die mit einer „Strahlwirkung“ im weiteren Sinne in Verbindung stehen können und zum anderen solche, die wichtig erscheinen und gleichzeitig auch zu erfassen waren. Es existieren jedoch auch Variablen, denen ein bedeutender Einfluss auf die Fische zuzutrauen ist, von denen aber keine Zahlenwerte vorlagen. Eine davon ist der Fischbesatz, von dem zwar Art und Menge, nicht aber die genauen Besatzorte bekannt sind.

Alle Entfernungen wurden mit dem GIS-Programm ArcView ausgemessen, und zwar in Flussmitte. Bei der Entfernung zwischen zwei Probestrecken wurde jeweils von den einander am nächsten gelegenen Punkten der Strecken aus gemessen. Bei Strecken, die sich an gegenüberliegenden Ufern befinden (z.B. ein Ufer ausgebaut, das andere entfesselt) beträgt die Entfernung 0 m.

### **3.1.5.1 Entfernungen zu anthropogenen Beeinträchtigungen**

#### **Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts**

Die Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts soll ein Maß dafür sein, wie stark eine Probestrecke dem Staufluss unterliegt. Bei der Lippe mit ihrem relativ geringen Gefälle befindet sich die Stauwurzel z.T. mehrere Kilometer flussaufwärts eines Wehrs.

Das Untersuchungsgebiet wird durch zwei Wehre beeinflusst: Haus Uentrop und Benninghausen (vgl. Abb. 3, S. 9). Letzteres Wehr wurde nach der Befischungssaison 2005 im Rahmen der Renaturierung der „Hellinghauser Mersch“ endgültig niedergelegt.

Die Sohlschwelle Kesseler Mühle und Fußgängerbrücke Eickelborn sowie die Sohlrampe am Ende der renaturierten Klostermersch wurden nicht berücksichtigt, weil ihre Stauwirkung wesentlich kürzer ist als die der beiden Wehre und allenfalls lokal eine Rolle spielen dürfte.

#### **Entfernung zur Abwärme-Einleitung**

Der starke Einfluss der Abwärme-Einleitung des Kraftwerkes Westfalen in Uentrop / Schmehausen auf die Fischfauna der Lippe, der sich auch flussaufwärts der Belastungsquelle auswirkt, wurde im Jahr 2000 belegt (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Die Einleitungsstelle befindet sich am flussabwärts gelegenen Ende des Untersuchungsgebietes.

### **3.1.5.2 Entfernungen zu besonderen Lebensräumen**

#### **Entfernung zum nächsten angeschlossenen Altarm**

Angeschlossene Stillgewässer können als Laichplätze, aber auch als Winterlager für verschiedene Fischarten eine Schlüsselrolle der Verbreitung einnehmen (z.B. FREYHOF 1997). Berücksichtigt wurden Gewässer, die ständig und nicht nur bei erhöhten Abflüssen mit der Lippe in Verbindung stehen. Dies sind der Grüne Winkel Lippstadt, der „Angleraltarm“ östlich von Benninghausen, der Turbinenarm in der Klostermersch, der 1997 angelegte künstliche Altarm an der Sohlrampe in der Klostermersch und der Heimann-Altarm westlich Lippborg.

#### **Entfernung zum nächsten größeren Zufluss**

Nicht nur naturnahe Abschnitte des Flusses, sondern auch größere Zuflüsse können eine Quelle von einwandernden Fischen sein. So stammen die in den letzten Jahren in der Lippe vermehrt aufgetretenen Elritzen wahrscheinlich aus dem Gieselersystem, das eine der letzten großen Populationen dieser Art in der Umgebung des Untersuchungsgebietes beherbergt.

Folgende Gewässer wurden als „größere Zuflüsse“ gewertet: Nördliche Umflut in Lippstadt, Glenne, Gieseler, Steinbach (Steinbecke), Trotzbach und Quabbe.



### 3.1.5.3 Entfernungen zu naturnahen Strecken

Bei den Entfernungen zu naturnahen Strecken wurde unterschieden in

- **Entfernung zur renaturierten Klostermersch,**
- **Entfernung zur nächsten Entfesselung** (nicht differenziert danach, ob sich die Entfesselung flussauf oder flussab der Probestrecke befindet),
- **Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt** (hier wurden alle naturnahen Bereiche unabhängig von ihrer Ausdehnung oder Entstehungsgeschichte gewertet, also: ohne menschliche Eingriffe entstanden, „Steilwand“, entfesselt oder umfassend renaturiert; für diese Variable wurden zwei Varianten ermittelt, und zwar die Entfernung nach flussauf- oder flussabwärts und die Entfernung nur nach flussaufwärts).

### 3.1.5.4 Menge naturnaher Strecken

Nicht nur die Entfernung zu naturnahen Strecken, sondern auch die Menge naturnaher Strecken (Uferlänge) in der Umgebung einer Probestrecke könnte für Abundanz und Zusammensetzung der Fischfauna eine Rolle spielen. Als „naturnah“ zählen wie in 3.1.5.3 alle erfassten Bereiche; bei umfassenden Renaturierungen wurden jeweils beide Ufer berücksichtigt.

Folgende Varianten wurden bei dieser Variable unterschieden:

- **Menge naturnaher Abschnitte zwischen Lippstadt und Lippborg** (Mündung der Nördlichen Umflut und Lippborg (Mündung der Quabbe),
- **Menge naturnaher Abschnitte zwischen Lippstadt und der Todtenmersch,**
- **Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius** (Menge naturnaher Uferstrecken in einer Entfernung von bis zu 1 Fluss-Kilometer ober- und unterhalb der Mitte der betreffenden Probestrecke),
- **Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius nur oberhalb,**
- **Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius,**
- **Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius nur oberhalb.**

### 3.1.5.5 Abflüsse

Abflussereignisse und damit verbunden Wasserstand und Fließgeschwindigkeit beeinflussen den Reproduktionserfolg vieler Arten. So können bei niedrigen Wasserständen Flachwasserzonen trocken fallen, während Hochwässer vor allem in ausgebauten Abschnitten ohne Refugien Jungfische fortspülen können. Das Staatliche Umweltamt Lippstadt (mittlerweile Bezirksregierung Arnsberg) stellte Abflussdaten des mitten im Untersuchungsgebiet gelegenen Pegels „Kesseler“ zur Verfügung. Ausgewählt wurden jeweils zwei verschiedene Werte für den **monatlichen Abfluss**, und zwar jeweils das durchschnittliche Tagesmittel und das maximale Tagesmittel des Abflusses in den Monaten April bis August.

#### **Abfluss während der Befischungszeit**

Wasserstand und Trübung können den Fangerfolg der Elektrofischerei beeinflussen. Als Maß für die „Erreichbarkeit“ oder Fangwahrscheinlichkeit der Fische bei den Befischungen, die meist in der ersten Septemberhälfte stattfanden, wurde das durchschnittliche Tagesmittel des Abflusses in den ersten 15 Tagen im September gewählt. Höhere Abflüsse könnten den Fangerfolg mindern, niedrige steigern.

### 3.1.5.6 Aaldichte

Zu Anfang des Untersuchungszeitraums besaß der Aal in der Lippe so hohe Dichten, dass er als bestandsbegrenzender Faktor vor allem für Kleinfischarten in Frage kam. Als Maß für die Aaldichte wurde der durchschnittliche CPUE-Wert des Aals in den beiden jährlich befischten, ausgebauten Probestrecken L 5 und L 6 als Maß für den Bestandsverlauf des Aals mehr oder weniger unabhängig von den Optimierungsmaßnahmen verwendet. Da Probestrecke L 5 jedoch im Jahr 1997 stark durch Sandeinträge aus der renaturierten Klostermersch beeinflusst wurde, kam als zweiter Wert für die allgemeine Aaldichte der durchschnittliche CPUE-Wert des Aals nur in der jährlich befischten Kontrollstrecke L 6 zum Einsatz.

### 3.1.5.7 Übersicht über die Umweltvariablen

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die ausgewählten Umweltvariablen. Sie sind je nach Art der Auswertung unterschiedlich einsetzbar. Einige der Variablen können nicht in Jahresreihen verwendet werden; so ist z.B. die Entfernung von Probestrecke L 6 zur Abwärme-Einleitung jedes Jahr identisch, und damit sind Korrelationen mit dem Bestandverlauf sinnlos. Andere Variablen sind nicht für die Analyse des Verbreitungsmusters geeignet; so ist der mittlere Juli-Abfluss im Jahr 2004 an allen Probestrecken derselbe. Jahresreihen derselben Probestrecke können Unterschiede zwischen den Jahren, also den Bestandsverlauf von Arten, analysieren, jährliche Auswertungen vieler Probestrecken dagegen Unterschiede zwischen den Probestrecken, also das Verbreitungsmuster von Arten.

Tabelle 3 (S. 17) listet auf, welche der untersuchten Variablen für welche Auswertung geeignet sind.

**Tab. 3:** Eignung der untersuchten Umweltvariablen (s. Kapitel 3.1.5) für die Analyse von Bestandsverläufen oder Verbreitungsmustern

Umweltvariable	Jahresreihe: viele Jahre an einer Probestrecke (Bestandsverlauf)	jährliche Auswertung: viele Probestrecken in einem Jahr (Verbreitungsmuster)
Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts	nein	ja
Entfernung zur Abwärme-Einleitung	nein	ja
Entfernung zum nächsten angeschlossenen Altarm	nein	ja
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	nein	ja
Entfernung zur renaturierten Klostermersch	nein	ja
Entfernung zur nächsten Entfesselung	(ja)	ja
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt	(ja)	ja
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt oberhalb	(ja)	ja
Menge naturnaher Abschnitte zwischen Lippstadt und Lippborg	ja	nein
Menge naturnaher Abschnitte zwischen Lippstadt und der Todtenmersch	ja	nein
Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius	(ja)	ja
Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius oberhalb	(ja)	ja
Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius	(ja)	ja
Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius oberhalb	(ja)	ja
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im April	ja	nein
maximales Tagesmittel des Abflusses im April	ja	nein
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im Mai	ja	nein
maximales Tagesmittel des Abflusses im Mai	ja	nein
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im Juni	ja	nein
maximales Tagesmittel des Abflusses im Juni	ja	nein
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im Juli	ja	nein
maximales Tagesmittel des Abflusses im Juli	ja	nein
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im August	ja	nein
maximales Tagesmittel des Abflusses im August	ja	nein
durchschnittliches Tagesmittel des Abflusses im September	ja	nein
durchschnittlicher CPUE-Wert des Aals in L 5 und L 6	ja	nein
durchschnittlicher CPUE-Wert des Aals in L 6	ja	nein

### 3.1.6 Statistische Verfahren

Beim Vergleich der Abundanzen fand der U-Test von WILCOXON, MANN und WHITNEY (SACHS 1978, DYTAM 1999) Verwendung. Dieser verteilungsunabhängige Test ist nicht so scharf wie beispielsweise der t-Test; da letzterer jedoch eine Normalverteilung der Grundgesamtheit voraussetzt, die bei den vorliegenden Daten nicht unbedingt gegeben ist, wurde der U-Test eingesetzt.

Als quantitatives Ähnlichkeitsmaß wurde der Bray-Curtis-Index (z.B. LEYER & WESCHE 2007) verwendet, um Fischfaunen verschiedener Probestrecken miteinander zu vergleichen. Für Vergleiche von Dominanzen wurde der Renkonen-Index eingesetzt.

Korrelationen wurden mit dem verteilungsunabhängigen Spearman-Rangverfahren durchgeführt.

Mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse werden die Fischdaten der Probestellen mit den dazu gehörenden Umweltdaten in Beziehung gesetzt. Das Verfahren betrachtet dabei gleich-

zeitig alle Arten und alle Umweltvariablen (multivariater Ansatz) und berechnet, in wie weit sich die Varianz der Fischfauna - also die Unterschiede in Zusammensetzung und Abundanz der Fischarten an den verschiedenen Probestellen - anhand der vorgegebenen Umweltvariablen erklären lässt. Als Ergebnis wird ein Prozentwert errechnet (z.B. Umweltvariable 1 erklärt die Varianz der Fischfauna in allen analysierten Probestellen zu 23 %). Die errechneten Werte lassen sich auf statistische Signifikanz prüfen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde im Computerprogramm „Canoco“ als Rechenmodell eine RDA (Redundanzanalyse) gewählt (lineares Modell, species turnover-Werte < 2). Zur Analyse der einzelnen Umweltvariablen wurde die „forward selection“ verwendet. Zur Signifikanzprüfung wurde das Monte-Carlo Permutationsverfahren herangezogen (999 Permutationen) und die Signifikanzschwelle bei 0,01 gelegt. Die Bonferroni-Korrektur für multiple, parallele Berechnungen wurde berücksichtigt.

### 3.1.7 Dank

Für die Erteilung des Auftrags bedanken wir uns beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

Die Auftraggeber der langjährigen Monitoring-Untersuchungen an der Lippe gestatteten die Auswertung der für ihre Projekte erhobenen Daten; dafür bedanken wir uns beim Staatlichen Umweltamt Lippstadt (jetzt Bezirksregierung Arnsberg), beim Lippeverband und beim Kreis Soest.

Danken möchten wir auch der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg, der Fischereigenossenschaft Obere Lippe und den Fischereibehörden der Kreise Soest und Paderborn für die jahrelange gute Zusammenarbeit.

Das Staatliche Umweltamt Lippstadt (jetzt Bezirksregierung Arnsberg) stellte freundlicherweise Pegeldata zur Verfügung und der Lippeverband Unterlagen über Zeitpunkt und genaue Lage der verschiedenen Optimierungsmaßnahmen. Die Ruhr-Fischereigenossenschaft steuerte Fangdaten des Aals für einen überregionalen Vergleich bei.

Unser Dank gilt auch den Kolleginnen und Kollegen der ABU / Biologischen Station Soest, die bei der Feldarbeit halfen.

## 4 Ergebnisse

Nach einer Charakterisierung der Fischbestände von Lippestrecken unterschiedlicher Naturnähe (Kapitel 4.1) wird der mögliche Einfluss der Fischfauna naturnaher Strecken auf ausgebauten Strecken anhand unterschiedlicher Teilmengen der Daten aus der Langzeitstudie mit verschiedenen statistischen Methoden analysiert. Zunächst wird die Frage behandelt, ob sich die Fischfauna ausgebauter Strecken nach der Renaturierung der Klostermersch durch Austrag oder Auswandern von Individuen verändert (Kapitel 4.2). Dann wird untersucht, wie verschiedene Umweltvariablen – vor allem solche, mit denen eine „Strahlwirkung“ zusammenhängen kann – auf Fischbestände wirken (Kapitel 4.3). Die Analysen erfolgen dabei sowohl auf Artniveau (Kapitel 4.3.1) als auch für die gesamte Fischfauna zugleich (Kapitel 4.3.2). Der Altersaufbau wird schließlich beispielhaft bei zwei Arten, die ein Verbreitungszentrum in der Klostermersch besitzen, in naturnahen und ausgebauten Strecken miteinander verglichen (Kapitel 4.4).

#### 4.1 Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten

Wie unterscheidet sich die Fischfauna in ausgebauten und auf verschiedene Weise umgestalteten Lippeabschnitten voneinander?

Zwischen der Fischfauna der umfassend renaturierten und der ausgebauten Lippe bestehen signifikante Unterschiede, die sich in höheren Abundanzen (bzw. CPUE-Werten) der meisten Arten in renaturierten Strecken sowie im Auftreten und in der Reproduktion anspruchsvoller Arten äußern (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2000, 2002, 2004, SCHÜTZ et al. 2006). Der Vergleich zwischen der Fischfauna entfesselter und ausgebauter Lippeabschnitte zeigt ebenfalls, dass die Dichte der meisten Fische, darunter auch bedrohte Arten, in entfesselten Abschnitten größer ist als in ausgebauten (LIPPEVERBAND & LÖBF NRW 2001, 2005).

Ein Vergleich zwischen umfassenden Renaturierungen und Uferentfesselungen wurde in der vorliegenden Studie erstmals durchgeführt. Er ist zum einen interessant, um die Wirkungen der unterschiedlich aufwändigen Maßnahmen einzuschätzen und zum anderen wichtig als Grundlage für die Entscheidung, ob die beiden Maßnahmentypen in den weiteren Auswertungen gemeinsam oder getrennt behandelt werden müssen.

Nur in vier Untersuchungsjahren, in denen das Ufermonitoring des Lippeverbandes in der Disselfersch stattfand (LIPPEVERBAND & LÖBF NRW 2005), wurden genügend entfesselte Probestrecken für einen Vergleich befischt. Tabelle 4 gibt die Zahl der untersuchten Strecken in den vier Jahren an.

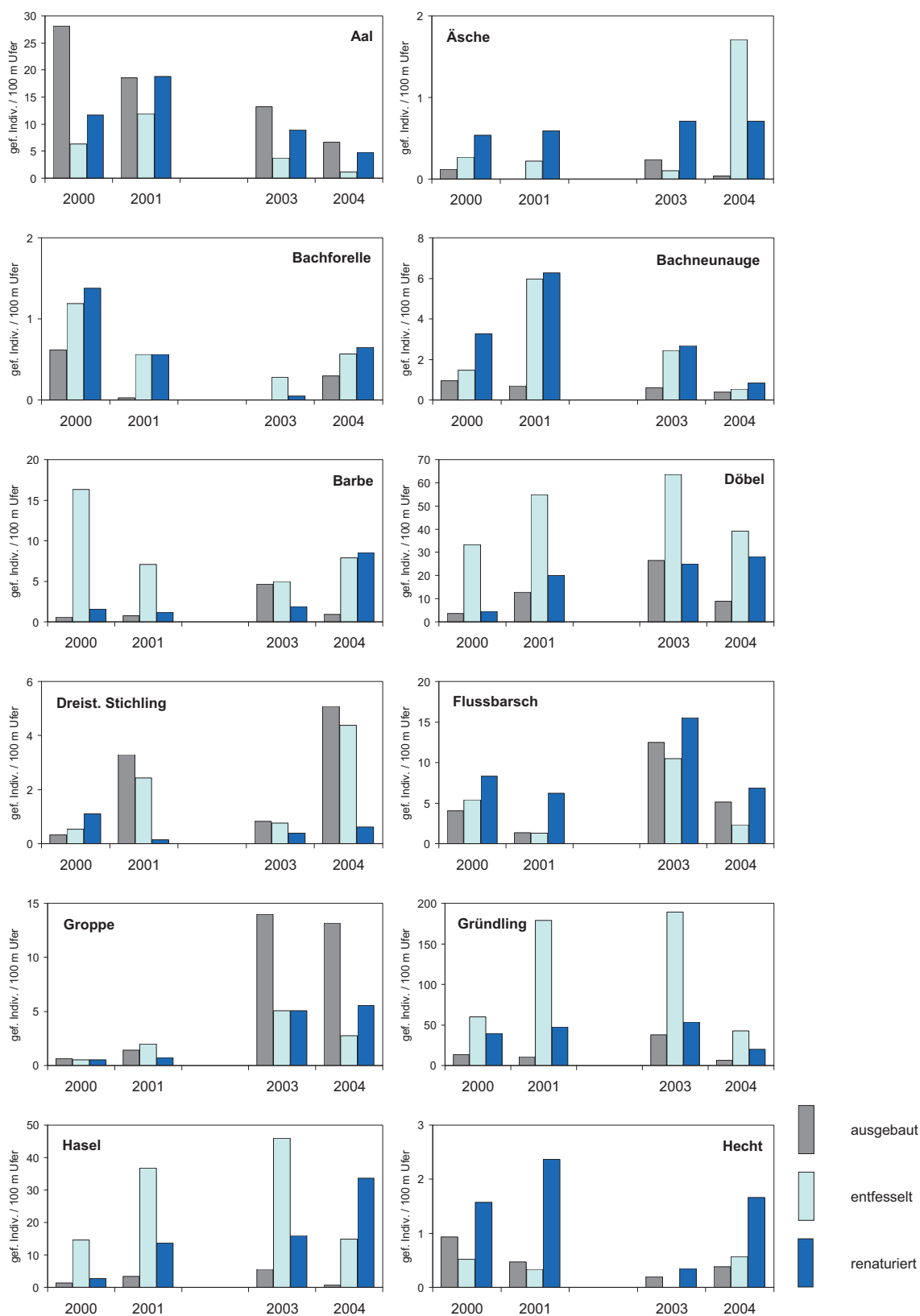
**Tab. 4:** Zahl der Probestrecken, die für einen Vergleich der Fischbestände in unterschiedlich naturnahen Flussabschnitten zur Verfügung stehen.

(Die rechte und die linke Hälfte der Lippe zählen als zwei Probestrecken, vgl. Kapitel 3.1.4, S. 13)

Ausbauzustand	Jahre			
	2000	2001	2003	2004
entfesselt	5	6	7	7
renaturiert	8	8	12	12
ausgebaut	21	20	17	17

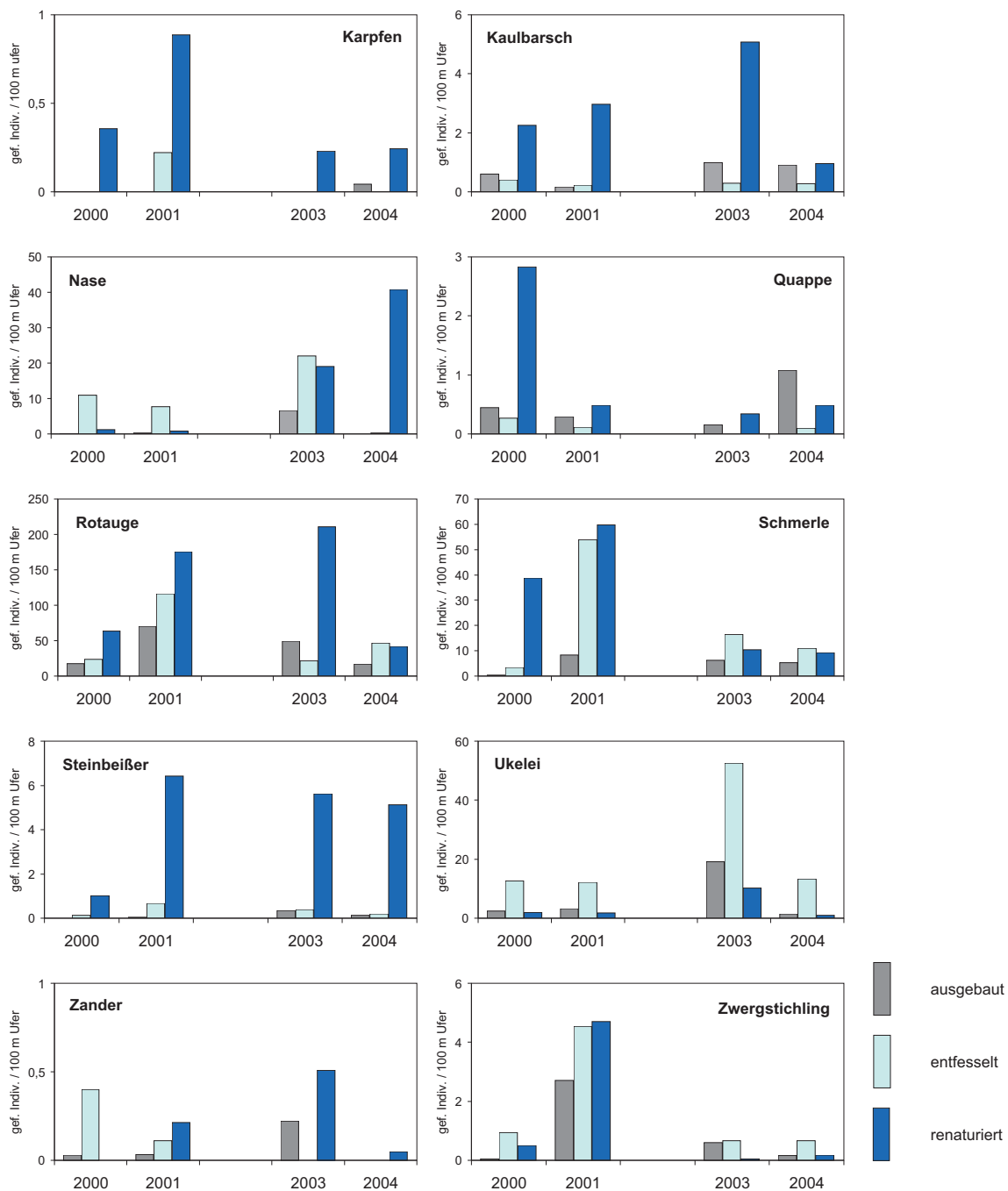
In einer jahrweisen Auswertung werden nachfolgend die Abundanzen der einzelnen Arten in Lippeabschnitten in verschiedenen Ausbauzuständen miteinander verglichen.

Abbildung 6 (S. 20 – 21) stellt für 22 Arten die mittleren CPUE-Werte (Zahl gefangener Individuen pro 100 m Uferstrecke) in ausgebauten, entfesselten und renaturierten Strecken dar.



**Abb. 6a:** Mittelwerte der Abundanz (CPUE) von 22 Fisch- und Rundmaularten in Probestrecken unterschiedlicher Naturnähe in den Jahren 2000, 2001, 2003 und 2004.

(Die Ordinaten der verschiedenen Diagramme weisen unterschiedlicher Skalierungen auf, da sich die absoluten Fangzahlen der betrachteten Arten wesentlich unterscheiden.)



**Abb. 6b:** Mittelwerte der Abundanz (CPUE) von 22 Fisch- und Rundmaularten in Probestrecken unterschiedlicher Naturnähe in den Jahren 2000, 2001, 2003 und 2004.

(Die Ordinaten der verschiedenen Diagramme weisen unterschiedlicher Skalierungen auf, da sich die absoluten Fangzahlen der betrachteten Arten wesentlich unterscheiden.)

In Tabelle 5 ist zusammengestellt, welche der aus Abbildung 6 ersichtlichen Unterschiede zwischen der Fischfauna entfesselter und ausgebauter Strecken bzw. renaturierter und ausgebauter Strecken beim U-Test signifikant sind.




**Tab. 5:** Signifikante Unterschiede der Abundanz (CPUE-Werte) von Arten in entfesselten und ausgebauten bzw. in renaturierten und ausgebauten Probestrecken mit Angabe des Signifikanz-Niveaus.

#### entfesselt - ausgebaut

Art	Jahre			
	2000	2001	2003	2004
Aal	0,01		0,05	0,01
Äsche				0,01
Bachforelle				
Bachneunauge		0,05	0,05	
Barbe	0,05	0,001		0,01
Döbel	0,05	0,01	0,05	0,001
Dreist. Stichling				
Flussbarsch				
Groppe				
Gründling	0,01	0,001	0,001	0,001
Hasel	0,05	0,001	0,001	0,01
Hecht				
Karpfen				
Kaulbarsch				
Nase		0,05	0,05	
Quappe				
Rotaugen				
Schmerle	0,001	0,01	0,05	
Steinbeißer				
Ukelei		0,01	0,05	0,01
Zander				
Zwergstichling		0,05		

#### renaturiert - ausgebaut

Art	Jahre			
	2000	2001	2003	2004
Aal	0,05			
Äsche		0,05		0,05
Bachforelle				
Bachneunauge	0,01	0,05	0,05	0,05
Barbe				0,05
Döbel				
Dreist. Stichling				
Flussbarsch				
Groppe				
Gründling	0,05	0,05		0,01
Hasel		0,01	0,01	0,001
Hecht		0,001		
Karpfen				
Kaulbarsch		0,001		
Nase				0,01
Quappe				
Rotaugen	0,05			
Schmerle	0,001	0,001		
Steinbeißer		0,001	0,01	0,001
Ukelei				
Zander				
Zwergstichling		0,01		

	Abundanz in ausgebauten Strecken höher
	Abundanz in entfesselten Strecken höher
	Abundanz in renaturierten Strecken höher

10 Arten sind in mindestens einem Untersuchungsjahr in entfesselten Strecken signifikant häufiger als in ausgebauten. Beim Vergleich renaturiert - ausgebaut besitzen 12 Arten in den renaturierten Strecken höhere Abundanzen als in ausgebauten. Der Aal ist bei beiden Vergleichen zumindest in einigen Untersuchungsjahren in Ausbaustrecken signifikant häufiger als in umgestalteten Strecken. Diese Ergebnisse bestätigen die bisherigen Auswertungen.

Aus Abbildung 6 (S. 20 – 21) ist ersichtlich, dass Abundanz-Unterschiede zwischen entfesselten und renaturierten Strecken nur bei einigen Arten auftreten. Tabelle 6 (S. 23) listet auf, welche dieser Unterschiede im U-Test signifikant sind.



**Tab. 6:** Signifikante Unterschiede der Abundanz (CPUE-Werte) von Arten in entfesselten und renaturierten Probestrecken mit Angabe des Signifikanz-Niveaus.**renaturiert - entfesselt**

Art	Jahre			
	2000	2001	2003	2004
Aal				0,05
Äsche				
Bachforelle				
Bachneunauge				
Barbe	0,05	0,01		
Döbel			0,05	
Dreist. Stichling				
Flussbarsch				
Groppe				
Gründling		0,05	0,001	
Hasel			0,05	
Hecht		0,01		
Karpfen				
Kaulbarsch		0,05		
Nase				
Quappe				
Rotaugen				
Schmerle				
Steinbeißer		0,05	0,05	0,05
Ukelei		0,01	0,01	0,01
Zander			0,05	
Zwergstichling				



Abundanz in entfesselten Strecken höher



Abundanz in renaturierten Strecken höher

Barbe, Döbel, Gründling, Hasel und Ukelei sind zumindest in einigen Untersuchungsjahren in entfesselten Strecken signifikant häufiger als in der renaturierten Klostermersch. Fünf andere Arten erreichen dagegen in der Klostermersch zeitweise signifikant höhere Dichten als in den Entfesselungsstrecken: Aal, Hecht, Kaulbarsch, Steinbeißer und Zander. Bei drei weiteren Arten, nämlich Flussbarsch, Karpfen und Quappe, liegen in den Diagrammen in Abbildung 6 (S. 20 – 21) in allen vier Jahren die CPUE-Werte in renaturierten Abschnitten höher als diejenigen in Entfesselungsstrecken, ohne dass diese Unterschiede jedoch signifikant sind.

Die in diesem Kapitel erzielten Ergebnisse lassen sowohl eine getrennte Auswertung von Renaturierungen und Entfesselungen als auch eine gemeinsame Betrachtung sinnvoll erscheinen. In der vorliegenden Untersuchung werden die beiden Umgestaltungsformen deshalb teilweise als „naturnahe Bereiche“ zusammengefasst, teilweise wird die renaturierte Klostermersch allein betrachtet (vgl. Beschreibung der untersuchten Umweltvariablen in Kapitel 3.1.5, S. 13).

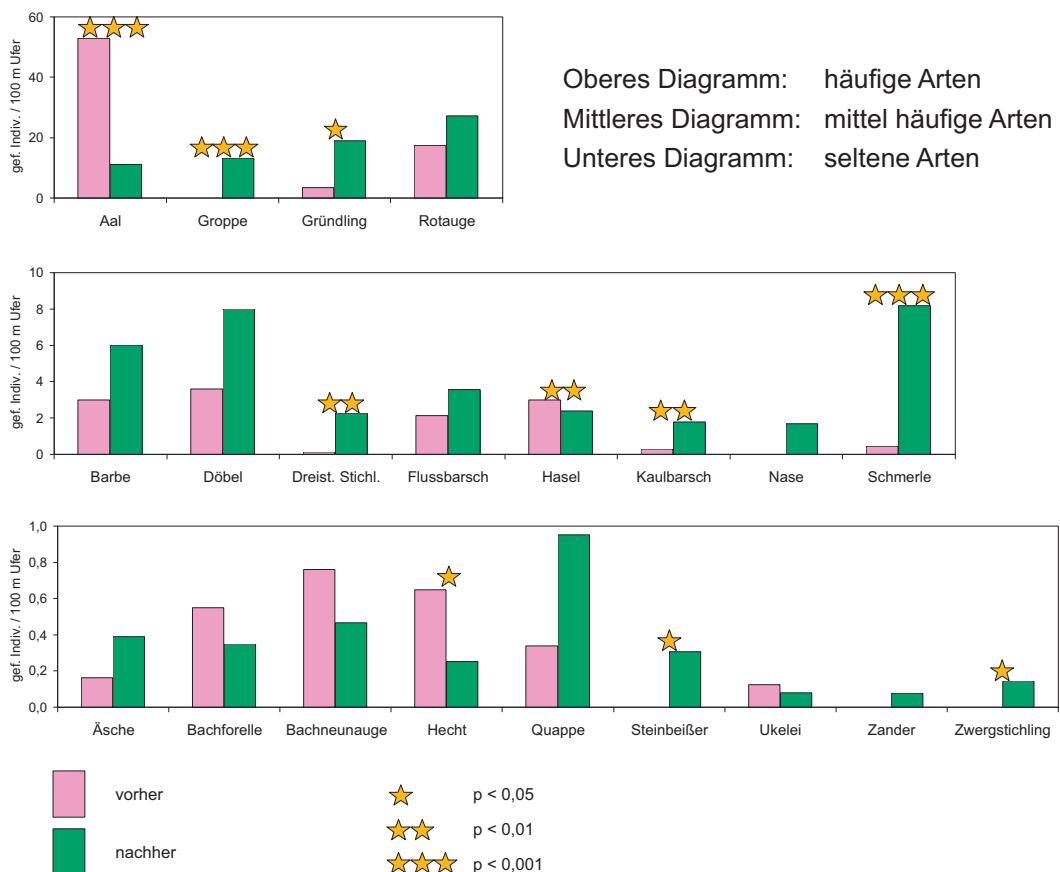
## 4.2 Die Fischfauna ausgebauter Strecken vor und nach der Renaturierung der Klostermersch

Eine einfache Möglichkeit, den Einfluss der Fischfauna naturnaher Strecken auf ausgebauter Strecken zu erfassen ist es, ausgebauter Probestrecken in einem Zeitraum zu untersuchen, in dem naturnahe Strecken weitgehend fehlen und dann eine Untersuchung derselben Strecken nach der Schaffung naturnaher Abschnitte in der Umgebung durchzuführen. Unter sonst gleichbleibenden Rahmenbedingungen sollten auftretende Unterschiede in der Fischfauna zwischen „vorher“ und „nachher“ ganz oder teilweise durch die Einrichtung der naturnahen Strecken verursacht worden sein.

Zwei ausgebauter „Kontrollstrecken“ in der Lippe wurden vor, während und nach der Umgestaltung der Klostermersch jährlich untersucht. Sollte eine Beeinflussung der Fischfauna dieser Strecken durch die Klostermersch stattfinden, so sind Unterschiede in Abundanz oder Zusammensetzung der Fischfauna der Ausbaustrecken vor und nach der Renaturierung zu erwarten, und zwar solche Veränderungen, die mit denen in der Klostermersch gleich gerichtet sind.

Ausbaustrecke L 5 liegt knapp 500 m flussabwärts der Klostermersch, L 6 knapp 3,5 km flussabwärts. Beide Strecken - und jeweils beide Hälften der Lippe - wurden vier Jahre vor und 10 Jahre nach der Renaturierung untersucht, so dass „vorher“ 16 Stichproben und „nachher“ 40 Stichproben zur Verfügung stehen.

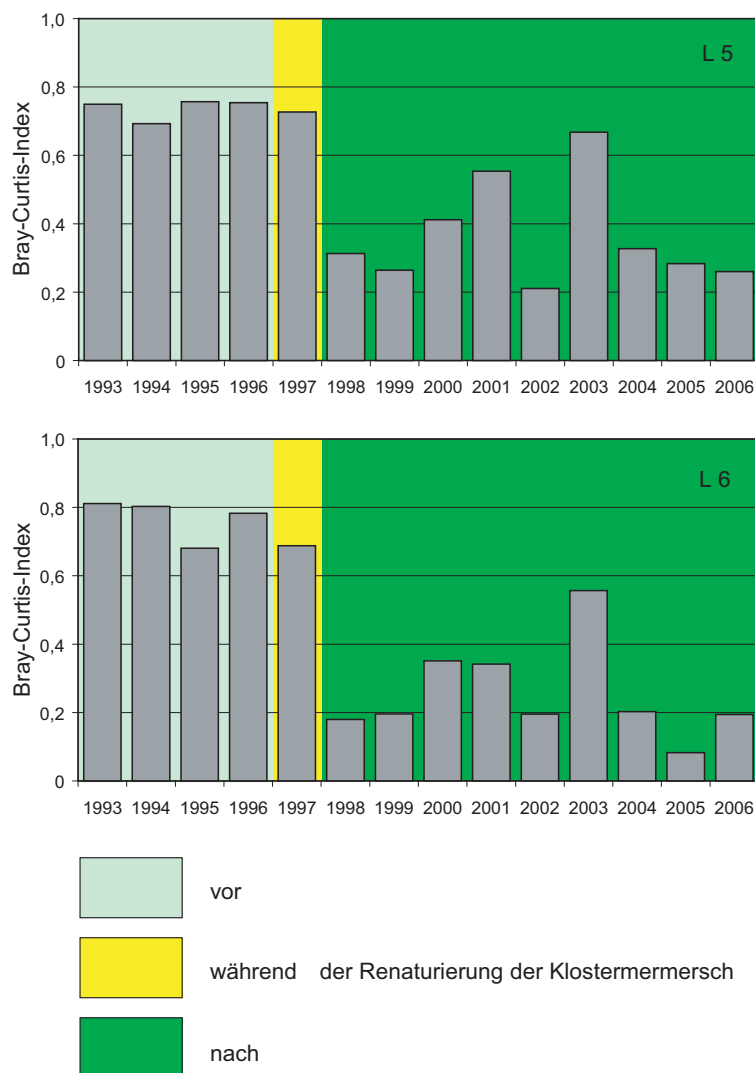
Zur Beurteilung der Abundanzen bzw. CPUE-Werte der Arten wurden zum einen die mittleren Abundanzen zur Visualisierung in Diagrammen dargestellt und zum anderen die Unterschiede zwischen den Stichproben vor und nach der Umgestaltung mit dem U-Test auf ihre Signifikanz geprüft. Abbildung 7 enthält beide Ergebnisse.



**Abb. 7:** Mittelwerte der Abundanz (CPUE-Werte) von 21 Fisch- und Rundmaularten in den Probestrecken L 5 und L 6 vor und nach der Renaturierung der Klostermersch.

10 Arten zeigen signifikante Unterschiede zwischen „vorher“ und „nachher“, die aber nicht alle auf einen Einfluss der Klostermersch zurückzuführen sein dürften. So liegt beim Aal ein großräumiger, kontinuierlicher Bestandsrückgang vor, der unabhängig von den Baumaßnahmen ist, während fast zeitgleich die Bestände der Groppe in der Lippe und anderen Gewässern Nordrhein-Westfalens zunehmen (vgl. Kapitel 5.3.1.1, S.50). Hecht und Hasel sind nach der Umgestaltung seltener als vorher. In der renaturierten Klostermersch ist bei beiden Arten eine Abundanzzunahme festzustellen, so dass der Bestandsverlauf in den ausgebauten Strecken nicht mit einem Einfluss aus der Klostermersch zu erklären ist. Die Abundanzzunahmen der anderen sechs Arten (Gründling, Dreistachliger Stichling, Kaulbarsch, Schmerle, Steinbeißer und Zwergstichling) von „vorher“ zu „nachher“ in den Ausbaustrecken können dagegen durch Bestandsvergrößerungen dieser Arten in der renaturierten Klostermersch verursacht worden sein.

Statt die Arten einzeln zu betrachten, kann auch die gesamte Fischfauna von mehreren Probestrecken mit einem multivariaten Verfahren miteinander verglichen werden. Der Bray-Curtis-Index misst den Grad der Unterschiedlichkeit von Organismengemeinschaften an verschiedenen Orten. 1,0 bedeutet völlige Übereinstimmung, 0,0 völlige Verschiedenheit. In Abbildung 8 werden in jedem Jahr die CPUE-Werte der Fischfauna der Probestrecken L 5 und L 6 mit den mittleren CPUE-Werten der Fischfauna der Klostermersch in demselben Jahr verglichen.



**Abb. 8:** Ähnlichkeit der Fischfauna der Klostermersch mit derjenigen von zwei flussabwärts gelegenen ausgebauten Kontrollstrecken (L 5 und L 6; 0,5 bzw. 3,5 km von der Klostermersch entfernt).

Vor der Renaturierung der Klostermersch (1993–1996) sowie im Jahr der Umgestaltung (1997) ist die Fischfauna von L 5 derjenigen der Klostermersch mit Bray-Curtis-Werten über 0,7 sehr ähnlich. Danach sinkt der Bray-Curtis-Wert erheblich. Besonders klein ist er im abflussreichen Jahr 2002, besonders hoch im trockenen Jahr 2003. Dieses Ergebnis dokumentiert allerdings noch keine Strahlwirkung, sondern erst der Vergleich mit Probestrecke L 6 kann diesen Aspekt beleuchten.

Die Entfernung von Probestrecke L 6 zur Klostermersch beträgt knapp 3,5 km, die Probestrecke liegt also rund 3 km weiter entfernt als L 5. Trotz der größeren Entfernung ist die Fischfauna von Probestrecke L 6 derjenigen der Klostermersch vor der Renaturierung genauso ähnlich wie die der näher gelegenen Probestrecke L 5. Die ausgebauten Strecken innerhalb und außerhalb der Klostermersch unterscheiden sich vor der Renaturierung also kaum voneinander. Nach der Renaturierung der Klostermersch ändert sich aber das Bild. Der Verlauf des Bray-Curtis-Index bei der weiter entfernten Probestrecke L 6 ist ganz ähnlich wie der von L 5 (vgl. nasses Jahr 2002 und trockenes Jahr 2003), aber die Ähnlichkeit zur Klostermersch ist insgesamt deutlich geringer. Dieses Ergebnis lässt sich mit der „Strahlwirkung“ erklären, die 500 m von der Klostermersch entfernt (L 5) größer ist als 3,5 km entfernt (L 6).

### **4.3 Einflüsse verschiedener Umweltvariablen auf die Fischfauna ausgebauter Lippestrecken**

Die Fischfauna ausgebauter Flussabschnitte kann außer durch die „Strahlwirkung“ benachbarter naturnaher Strecken auch durch weitere Umweltvariablen beeinflusst werden. Welche der gemessenen Variablen (s. Kapitel 3.1.5, S. 13) – entweder für einzelne Arten oder für die gesamte Fischfauna – eine Rolle spielen, lässt sich mit verschiedenen Analysemethoden untersuchen.

#### **4.3.1 Analyse auf Artniveau**


Zunächst sollen die CPUE-Werte einzelner Arten mit den Umweltvariablen korreliert werden. Dabei können zum einen Jahresreihen derselben Probestrecke verwendet werden (abhängige Daten), so dass der Bestandsverlauf einer Art mit verschiedenen Variablen korreliert wird. Zum anderen können viele Probestrecken in einem Untersuchungsjahr betrachtet werden (unabhängige Daten); dies ist eine Analyse des Verbreitungsmusters einer Art.

##### **4.3.1.1 Bestandsverlauf**





Jahresreihen liegen für sechs Probestrecken vor, die jeweils acht bis 14 Jahre untersucht wurden. Die linken und rechten Hälften einer Probestrecke zählen als zwei Stichproben. Von den in Kapitel 3.1.5 beschriebenen Umweltvariablen ist die Berechnung von Korrelationen mit dem Bestandsverlauf von Arten bei den Abflussdaten und der Menge naturnaher Uferstrecken im Untersuchungsgebiet sinnvoll.

In Tabelle 7 sind die Spearman'schen Rang-Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen der Abundanz einer Art in einer der ausgebauten Probestrecken und dem maximalen Tagesmittel des Abflusses im August angegeben. Die insgesamt 11 Umweltvariablen, die den Abfluss beschreiben, sind teilweise stark miteinander korreliert; deshalb wird hier nur die Beziehung zum August-Maximum dargestellt, die die meisten signifikanten Korrelationen aufwies.

**Tab. 7:** Jahresreihen: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und dem maximalen Tagesmittel des Abflusses im August.

Fließrichtung 

Art	Probestrecke					
	L 9	L 10	L 5	L 6	L 12	L 13
Aal						
Äsche	-				-	-
Bachforelle			0,41			
Bachneunauge						
Barbe			-0,62	-0,55		
Döbel	-0,51	-0,48	-0,54	-0,78	-0,68	-0,52
Dreistachliger Stichling				0,45		
Flussbarsch						
Groppe						
Gründling			-0,47	-0,47		
Hasel	-0,51		-0,40			
Hecht						
Kaulbarsch	-	-				
Nase			-0,45		-	-
Quappe						
Rotauge	-0,57		-0,38		-0,54	
Schmerle				-0,43		
Steinbeißer		-				
Ukelei	-				-	
Zander			-0,45			
Zwergstichling						


	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001
	kein Nachweis der Art

An den Probestrecken 5 und 6, die mit 14 Jahren deutlich länger untersucht wurden als die anderen vier Strecken, treten die meisten signifikanten Beziehungen auf.





Damit zufällige Korrelationen nicht ins Gewicht fallen, werden analog zur Bonferroni-Korrektur nur die Arten gewertet, deren Abundanz an mindestens drei der sechs Probestrecken mit dem Abfluss korreliert ist oder bei denen in zwei Probestrecken ein hohes Signifikanz-Niveau erreicht wird: Die Abundanz des Döbels und weniger deutlich die von Barbe und Rotauge sind negativ mit dem maximalen Abfluss im August korreliert.

Eine weitere Umweltvariable, die sich im Laufe der Jahre veränderte, ist die Menge naturnaher Strecken im Untersuchungsgebiet (zwischen Lippstadt und der Todtenmensch). In Tabelle 8 (S. 28) ist ihre Zunahme mit dem Bestandsverlauf der einzelnen Arten korreliert worden.

**Tab. 8:** Jahresreihen: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und der Menge der naturnahen Uferstrecken im Untersuchungsgebiet.

Fließrichtung 

Art	Probestrecke					
	L 9	L 10	L 5	L 6	L 12	L 13
Aal	-0,85	-0,86	-0,84	-0,95	-0,83	-0,71
Äsche	-				-	-
Bachforelle						
Bachneunauge						
Barbe					0,58	
Döbel						
Dreistachliger Stichling	0,62	0,59				
Flussbarsch						
Groppe	0,72	0,72	0,81	0,91	0,68	0,52
Gründling						
Hasel					0,52	
Hecht				-0,48		
Kaulbarsch	-	-				
Nase					-	-
Quappe			0,55			
Rotaugen						
Schmerle		0,51	0,65	0,43		0,71
Steinbeißer		-	0,53	0,46	0,77	0,64
Ukelei						
Zander	-				-	
Zwergstichling	0,49					

 p < 0,05  
 p < 0,01  
 p < 0,001  
 - kein Nachweis der Art

Wieder werden nur Arten mit signifikanten Korrelationskoeffizienten an mindestens drei der sechs Probestrecken weiter betrachtet. Bei Schmerle und Steinbeißer ist jeweils eine positive Korrelation vorhanden. Ihre Bestände haben sich also vergrößert, während die Menge naturnaher Strecken zunahm.

Aal und Groppe weisen an allen Probestrecken teils hohe Korrelationen auf. Hier ist aber bei der Interpretation Vorsicht geboten. Beim Aal ist die Korrelation negativ: Mehr naturnahe Strecken gehen also einher mit weniger Aalen an den Ausbaustrecken, was unmittelbar keinen Sinn ergibt.

Bei der Groppe erscheint der Zusammenhang derselbe wie bei Schmerle und Steinbeißer. Im Unterschied zu diesen beiden Arten weist die Groppe jedoch in renaturierten Strecken meist geringere Abundanzen auf als in ausgebauten Strecken – die Groppe profitiert nämlich von den Schüttsteinen. Mehr naturnahe Strecken fördern die Groppe also nicht, dennoch besteht eine positive Korrelation (vgl. Kap. 5.3.1.1, S. 50 ff).

Im Rahmen der Untersuchung der Jahresreihen kann die Bestandsentwicklung einer Art an einer ausgebauten Probestrecke auch mit der Bestandsentwicklung dieser Art in der renaturierten Klostermersch korreliert werden. Die CPUE-Werte einer Art an jeder der sechs bearbeiteten Probestrecken (vgl. Tab. 7 und 8, S. 27 und 28) werden dazu in den Jahren 1998 bis 2006 den mittleren CPUE-Werten in der 1997 umgestalteten Klostermersch gegenübergestellt (Tab. 9).

**Tab. 9:** Jahresreihen: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art in jeder der sechs ausgebauten Probestrecken und den CPUE-Werten derselben Art in der renaturierten Klostermersch.

Fließrichtung

Art	Probestrecke							
	L 9	L 10	renaturierte Klostermersch	L 5	L 6	L 12	L 13	
Aal	0,72	0,64			0,64	0,73	0,75	0,58
Äsche	-				0,54		-	-
Bachforelle							0,51	0,53
Bachneunauge	0,51					0,53		
Barbe								
Döbel					0,51	0,54		0,56
Dreistachliger Stichling						0,74		
Flussbarsch	0,61							
Groppe	0,70	0,69			0,93	0,91	0,76	0,56
Gründling								
Hasel							0,51	
Hecht								
Kaulbarsch	-	-			0,50			
Nase							-	-
Quappe					0,78	0,86		
Rotauge	0,49							
Schmerle								-0,84
Steinbeißer		-				0,50		
Ukelei					0,47			
Zander	-				0,57		-	
Zwergstichling					0,66			

Signifik. Korrelationen      5      2      9      7      4      5

$p < 0,05$   
 $p < 0,01$   
 $p < 0,001$   
 kein Nachweis der Art

Bei dieser Betrachtung werden großräumig gleichgerichtet ablaufende Bestandsveränderungen deutlich. So sind die Abundanzen von Aal und Groppe an allen Probestrecken mit den Werten in der Klostermersch überwiegend hoch korreliert. Für die Beurteilung der „Strahlwirkung“ ist jedoch interessant, dass Probestrecke L 5 die höchste Zahl signifikanter Korrelationen aufweist, gefolgt von Probestrecke L 6. Probestrecke 5 liegt nur etwa 500 m flussabwärts der Klostermersch, L 6 etwa 3,5 km, während L 12 und L 13 weiter entfernt sind. L 9 und L 10 sind durch das Wehr Benninghausen außer bei Hochwasser effektiv von der Klostermersch getrennt. Die größere Zahl signifikanter Korrelationen in L 5 und L 6 legt einen „Austrag“ von Fischen aus der

renaturierten Klostermersch nahe, so dass die Bestandsentwicklung dieser Arten in der Klostermersch und den Nachbarstrecken ähnlicher verläuft als diejenige in weiter entfernten Strecken. Dies trifft mindestens für die Arten Äsche, Döbel, Kaulbarsch, Quappe, Ukelei, Zander und Zwergstichling zu.

#### 4.3.1.2 Verbreitungsmuster

In diesem Kapitel soll untersucht werden, ob das Verbreitungsmuster von Arten an ausgebauten Lippeabschnitten, also das Vorkommen und die Abundanz an den verschiedenen Probestrecken, durch „Strahlwirkung“ aus naturnahen Abschnitten oder auch von anderen der bearbeiteten Umweltvariablen beeinflusst wird. Insgesamt kommen 12 der bearbeiteten Umweltvariablen für die Analyse in Frage (vgl. Tab. 7, S. 27).

In acht Untersuchungsjahren wurden genügend Probestrecken bearbeitet, um das Verbreitungsmuster der einzelnen Arten zu analysieren, nämlich jeweils 14 bis 21 Stichproben (jeweils linke bzw. rechte Hälfte der Lippe). Für die 12 Umweltvariablen wurde die Spearman'sche Rangkorrelation der Umweltvariablen untereinander und mit den CPUE-Werten der Fischarten berechnet.

Es zeigte sich, dass einige Umweltvariablen sehr stark untereinander korreliert sind (vgl. Kapitel 4.3.2.2, S. 38). Um diese Korrelationen zu demonstrieren, wurden eine der Umweltvariablen, nämlich die „Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius“, willkürlich herausgegriffen und die Korrelationskoeffizienten dieser Variable mit den anderen Umweltvariablen in Tabelle 10 dargestellt.

**Tab. 10:** Signifikante Korrelationen der Umweltvariable „Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius um die betrachtete Probestrecke“ mit den anderen Umweltvariablen.

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts							-0,54	
Entfernung zur Abwärme-Einleitung								
Entfernung zum nächsten angeschlossenen Altarm	-0,89	-0,81	-0,79	-0,83	-0,77	-0,77	-0,94	-0,92
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	-0,85	-0,82	-0,79	-0,92	-0,80	-0,80	-0,75	-0,93
Entfernung zur renaturierten Klostermersch							-0,86	-0,83
Entfernung zur nächsten Entfesselung	-0,65	-0,75	-0,85	-0,84	-0,86	-0,86	-0,80	-0,74
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt	-0,92	-0,87	-0,89	-0,94	-0,90	-0,90	-0,84	-0,79
Entfernung zum nächsten naturn. Abschnitt oberhalb	-0,83	-0,81	-0,89	-0,95	-0,92	-0,92	-0,93	-0,92
Menge naturnaher Strecken im 1-km-Radius oberhalb	0,74	0,82	0,86	0,96	0,96	0,96	0,88	0,86
Menge naturnaher Strecken im 2-km-Radius	0,98	0,95	0,96	0,96	0,97	0,97	0,96	0,96
Menge naturnaher Strecken im 2-km-Radius oberhalb	0,85	0,86	0,86	0,89	0,96	0,96	0,91	0,90

	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001

Außer mit den Entfernungen zum Wehr, zur Abwärme-Einleitung und zur Klostermersch ist die betrachtete Variable „Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius“ mit allen anderen sehr eng verbunden. Es ist nachzuvollziehen, dass die Entfernung zu den nächsten naturnahen Strecken negativ mit der Menge naturnaher Strecken in verschiedenen Radien korreliert ist – je weiter die Entfernung zur nächsten naturnahen Strecke, desto weniger naturnahe Strecken lie-





gen in der Umgebung. Weniger verständlich ist die hohe Korrelation zwischen der Entfernung zur nächsten naturnahen Strecke und der Entfernung zum nächsten Altarm oder Zufluss. Je größer die Entfernung zu einer naturnahen Strecke (oder je weniger naturnahe Strecken in der Umgebung) desto weiter ist es zum nächsten Altarm oder Zufluss. Diese Beziehung ergibt sich durch die zufällige räumliche Verteilung der betroffenen Strukturen. Die Klostermersch – der Bereich mit den meisten naturnahen Uferstrecken im Untersuchungsgebiet - besitzt an ihrem oberen und unteren Ende jeweils einen angeschlossenen Altarm, außerdem befindet sich die Mündung eines Nebenbachs unmittelbar unterhalb der Klostermersch. Ein weiterer Schwerpunkt naturnaher Abschnitte – der Bereich Anepoth und Disselmersch bei Lippborg – weist ebenfalls sowohl einen Zufluss als auch einen angeschlossenen Altarm auf. Die ausgebauten Probestrecken zwischen diesen beiden naturnahen Schwerpunkten haben dagegen weder einen Altarm noch einen Nebenbach in ihrer Nähe. Diese räumliche Verteilung ist zufällig – ein kausaler Zusammenhang besteht nicht. Dennoch lassen sich die Einflüsse der betroffenen Variablen nicht sicher voneinander trennen. Von den neun stark miteinander korrelierten Variablen wird im Folgenden nur die „Menge naturnaher Strecken im 1-km-Radius“ verwendet.

Damit verbleiben noch drei weitere Umweltvariablen. Von ihnen ist nur die „Entfernung zur renaturierten Klostermersch“ in fünf der acht Untersuchungsjahre negativ mit der „Entfernung zur Abwärme-Einleitung“ korreliert (Tab. 11).

**Tab. 11:** Signifikante Korrelationen der Umweltvariable „Entfernung zur renaturierten Klostermersch“ mit den Umweltvariablen „Entfernung zum Wehr“ und „Entfernung zur Abwärme-Einleitung“.

Umweltvariable	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts								
Entfernung zur Abwärme-Einleitung	-0,59	-0,82	-0,72		-0,66	-0,66		

	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001

Die Tabellen 12 bis 15 (S. 32 - 33) enthalten die signifikanten Korrelationskoeffizienten der CPUE-Werte der Arten und der jeweiligen Umweltvariable.

**Tab. 12:** Verbreitungsmuster: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und der Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts.

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								
Äsche	0,67	0,69	-		0,56		0,51	
Bachforelle					-			
Bachneunauge	0,76							
Barbe	0,78	0,52			0,69	0,58	0,67	-0,48
Döbel	0,69							-0,58
Dreistachliger Stichling		0,47						0,59
Flussbarsch	-0,59				0,78			0,69
Groppe					0,51	0,64	0,72	
Gründling								
Hasel								
Hecht	-0,54						-0,50	0,82
Kaulbarsch	0,52			0,63	0,51		0,60	
Nase				-				
Quappe		0,73	0,75	-	0,65		0,71	
Rotauge					0,67			
Schmerle	0,69	0,48						
Steinbeißer	-	-			0,57			-0,52
Ukelei		-0,58		-				
Zander				-		-		-
Zwergstichling					0,50			0,56

**Tab. 13:** Verbreitungsmuster: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und der Entfernung zur Abwärme-Einleitung.

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								
Äsche								
Bachforelle					-	0,59		
Bachneunauge								
Barbe							-0,82	-0,48
Döbel		-0,49			-0,59	-0,75	-0,49	-0,58
Dreistachliger Stichling						0,72	0,64	0,59
Flussbarsch				0,84			0,58	0,69
Groppe		0,53						
Gründling			0,58					
Hasel								
Hecht		-0,49	-0,45	0,70	0,55			0,82
Kaulbarsch								
Nase				-				
Quappe				-			-0,48	
Rotauge								
Schmerle			0,67					
Steinbeißer	-	-			0,57		-0,50	-0,52
Ukelei		-0,49		-	-0,73	-0,83		
Zander				-		-		-
Zwergstichling							0,65	0,56

	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001
-	kein Nachweis der Art

**Tab. 14:** Verbreitungsmuster: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und der Entfernung zur renaturierten Klostermersch.

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal			0,52	0,84				
Äsche	-0,64	-0,65	-		-0,56		-0,51	-0,55
Bachforelle					-			
Bachneunauge								
Barbe								
Döbel					0,51	0,62		
Dreistachliger Stichling		-0,53		-0,58		-0,49		
Flussbarsch								
Groppe			-0,47		-0,59	-0,52		
Gründling		-0,45	-0,57					
Hasel								
Hecht		0,49	0,61					
Kaulbarsch			-0,69				-0,48	
Nase				-	-0,49	-		
Quappe		-0,65	-0,66	-	-0,62	-0,67		-0,54
Rotauge								
Schmerle	-0,57		-0,82	-0,70				
Steinbeißer	-	-		-0,57				-0,48
Ukelei		0,66	0,48	-	0,69	0,77		
Zander				-		-		-
Zwergstichling			-0,50					

**Tab. 15:** Verbreitungsmuster: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und der Menge naturnaher Strecken in einem Radius von 1 km.

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								-0,55
Äsche	0,55		-					
Bachforelle	-0,54				-			
Bachneunauge								
Barbe							-0,64	
Döbel		0,47						
Dreistachliger Stichling	-0,60			0,58				
Flussbarsch								
Groppe		-0,47						
Gründling						-0,55		
Hasel					0,61			
Hecht								
Kaulbarsch		0,43						
Nase				-		-		
Quappe				-				
Rotauge								
Schmerle		-0,56				-0,61		
Steinbeißer	-	-						
Ukelei		0,43		-	0,57			
Zander				-		-		-
Zwergstichling				0,59				

	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001
-	kein Nachweis der Art

Damit zufällige Korrelationen nicht ins Gewicht fallen, werden analog zur Bonferroni-Korrektur nur die Arten weiter betrachtet, deren Abundanz in mindestens vier der acht Untersuchungsjahre mit einer der vier Umweltvariablen signifikant korreliert ist oder bei denen in drei Jahren ein hohes Signifikanz-Niveau erreicht wird.

Bei der Entfernung zum Wehr zeigen Äsche, Barbe, Groppe, Kaulbarsch und Quappe negative Korrelationen: Je näher sich die Probestrecke am Wehr befindet – also je mehr sie im Rückstaubereich liegt – desto niedriger ist die Abundanz der Art. Bei den rheophilen Arten Äsche, Barbe und Groppe passt dieses Ergebnis gut mit der ökologischen Einordnung überein. Quappen halten sich als adulte Fische gern in angeströmten Unterständen auf; lediglich beim Kaulbarsch entspricht der Befund nicht den Erwartungen.

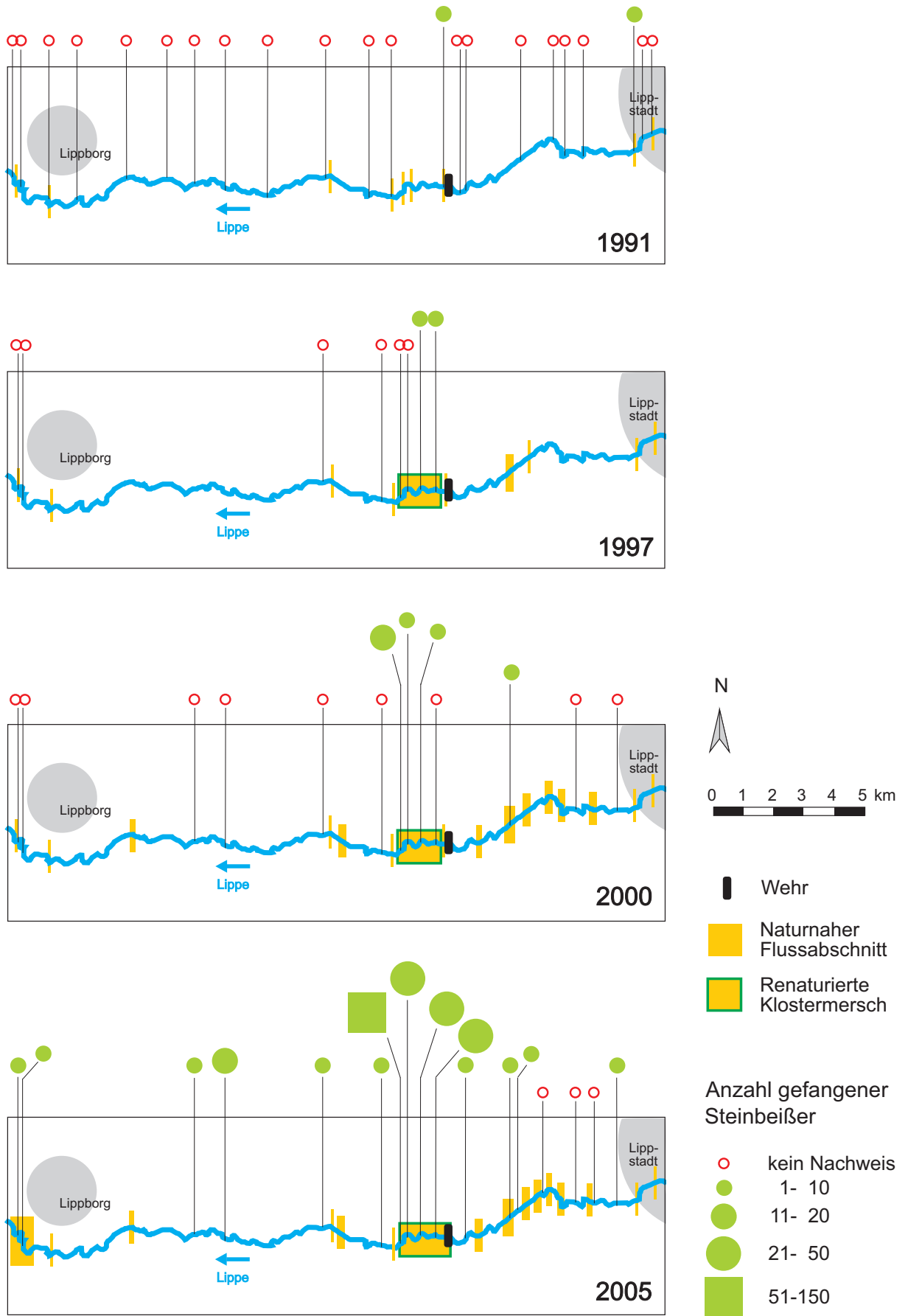
Die Bestände von zwei Arten weisen eine negative Korrelation mit der Entfernung von der Abwärme-Einleitung auf: Döbel und Ukelei. Ihre Abundanz ist in der Nähe der Abwärme-Einleitung höher. Döbel und Ukelei gehören zu den Arten, die durch die Kühlwassereinleitung stark gefördert werden (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004)

Die Entfernung von der Klostermersch zeigt Auswirkungen auf vier Arten. Äsche, Quappe und Schmerle besitzen in der Nähe der Klostermersch höhere Abundanzen als weiter weg. Beim Ukelei ist die Beziehung umgekehrt: Hier werden hohe Dichten in größerer Entfernung von dem renaturierten Abschnitt erreicht.

Die Menge naturnaher Uferstrecken in der Umgebung der Probestrecke (und gleichzeitig die Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt) liefert bei keiner der untersuchten Arten eindeutige Beziehungen. Außer möglicherweise bei der Schmerle enthält Tabelle 15 wohl nur Zufalls-Korrelationen.

#### **4.3.1.3 Beispiel Steinbeißer**

Beim Steinbeißer lässt sich bei der gleichzeitigen Betrachtung von Verbreitungsmuster und Bestandsverlauf die Wiederausbreitung der Art in der mittleren Lippe nachvollziehen (Abb. 9, S. 35).



**Abb. 9:** Verbreitung und Bestandsentwicklung des Steinbeißers (*Cobitis taenia*) in der mittleren Lippe.

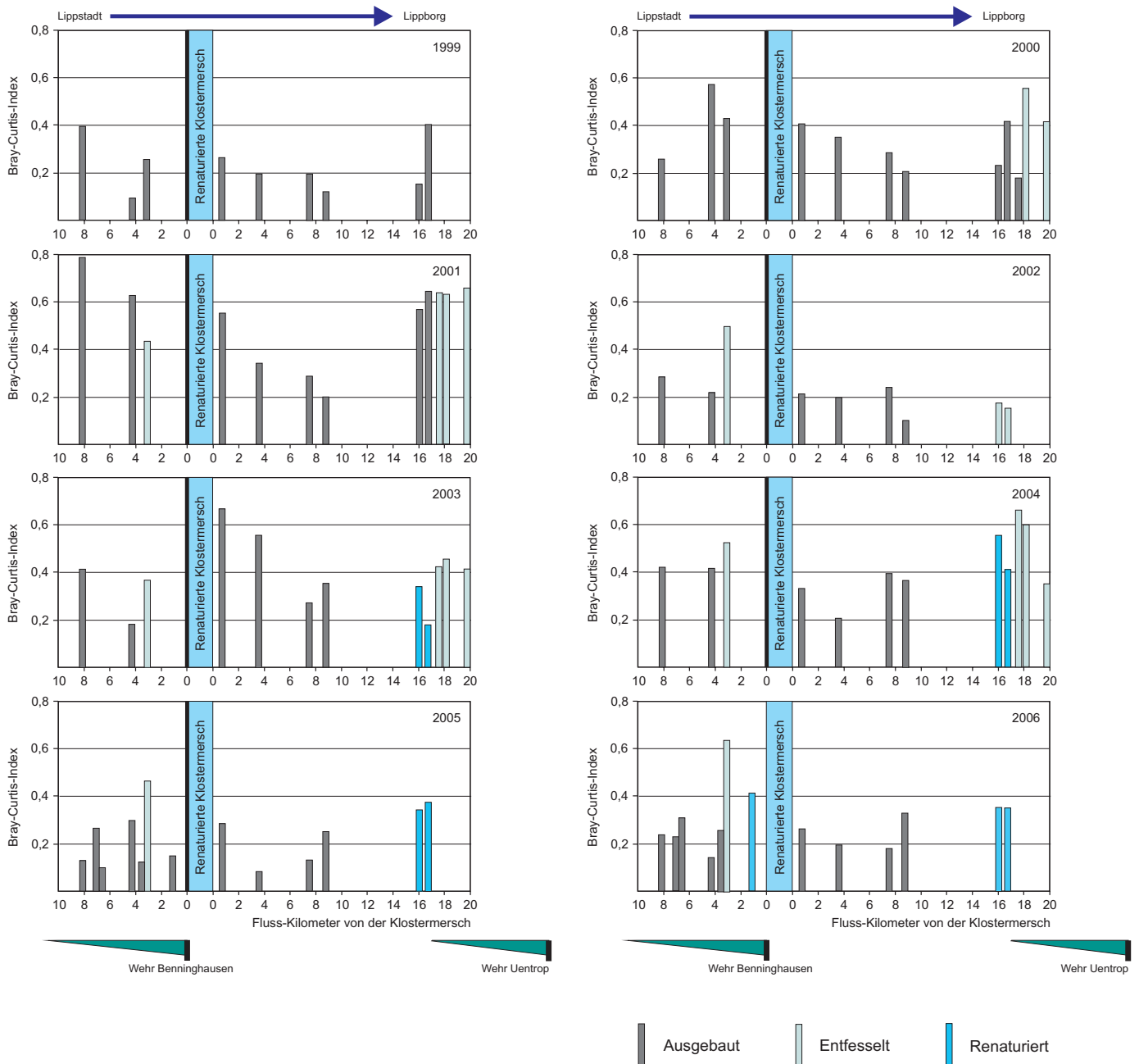
Bei den ersten Kartierungen zum Auenprogramm 1991 wurden nur an zwei Stellen wenige Einzeltiere gefunden (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Nach der Renaturierung der Klostermersch im Jahr 1997 entwickelte sich hier allmählich ein größerer Bestand, und schließlich tauchten auch an anderen Lippeabschnitten Steinbeißer auf, die wohl mehrheitlich aus der Klostermersch stammten.

#### **4.3.2 Analyse der gesamten Fischfauna**

##### **4.3.2.1 Ähnlichkeiten**

Nachfolgend soll die Frage bearbeitet werden, ob die Fischfaunen ausgebauter Probestrecken in der Nähe der renaturierten Klostermersch größere Ähnlichkeiten zur Fischfauna der Klostermersch aufweisen als die Fischfaunen weiter entfernt liegender ausgebauter Probestrecken.

In Kapitel 4.2 (S. 24) wurden die Ähnlichkeiten zwischen den Fischfaunen von zwei ausgebauten Probestrecken und der Fischfauna der Klostermersch untersucht. Im Folgenden wird die Fischfauna der Klostermersch in den Jahren 1999 bis 2006 mit den Fischfaunen aller in diesen Jahren untersuchten Probestrecken verglichen (Abb. 10, S. 37).



**Abb. 10:** Ähnlichkeit der Fischfauna der Klostermersch mit den Fischfaunen der anderen Probestrecken.

Flussaufwärts der Klostermersch ist in den meisten Jahren keine gleichmäßige Abfolge der Bray-Curtis-Werte – etwa eine allmähliche Abnahme des Ähnlichkeitsindex von der Klostermersch nach oben – festzustellen, statt dessen schwanken die Bray-Curtis-Werte ohne erkennbares Muster. Lediglich die entfesselte Probestrecke in ca. 3 km Entfernung besitzt in einigen Jahren (2002, 2004 – 2006) eine größere Ähnlichkeit zur Klostermersch als die anderen Strecken. Offenbar verhinderte das mittlerweile niedergelegte Wehr, dass ein enger Austausch von Fischen zwischen der Klostermersch und den anderen Strecken stattfand.

Nach flussabwärts ist dagegen in den meisten Jahren bis in eine Entfernung von 6 – 8 km eine allmähliche Reduktion des Ähnlichkeitsindex festzustellen. Bei den Probestrecken in 16 – 20 km Entfernung ist die Ähnlichkeit zur Klostermersch meist wieder größer. Es handelt sich hier um Strecken in den Schutzgebieten „Anepoth“ und „Disselmersch“; sie wurden ab dem Jahr

2000 entfesselt bzw. renaturiert. Die Strecke in ca. 17 km Entfernung wies bereits vor ihrer Umgestaltung einen naturnahen Uferabschnitt auf.

Die größere Ähnlichkeit der Fischfaunen ausgebauter Strecken in der Nähe der Klostermersch mit der Klostermersch kann eine Folge des Austrags oder des Auswanderns von Fischen aus dem renaturierten Abschnitt sein.

#### 4.3.2.2 Kanonische Korrespondenzanalyse

Die Kanonische Korrespondenzanalyse betrachtet in einem multivariaten Ansatz gleichzeitig alle Fischarten und alle Umweltvariablen und berechnet, in wie weit sich die Varianz der Fischfauna - also die Unterschiede in Zusammensetzung und Abundanz der Fischarten an den verschiedenen Probestellen - anhand der vorgegebenen Umweltvariablen erklären lässt.

Es wurden zwei Datensätze verglichen:

- Datensatz 1 = nur ausgebaute Probestrecken (103 Befischungen).
- Datensatz 2 = naturnahe (renaturierte und entfesselte) Probestrecken (62 Befischungen).

Da Umweltvariablen, die zu stark miteinander korrelieren, nicht gemeinsam in der Redundanzanalyse berücksichtigt werden dürfen, wurde das Set der Umweltvariablen folgendermaßen ausgewählt (Tab. 16):

**Tab. 16:** Auswahl von Umweltvariablen für die Redundanzanalyse.

Analyzierte Umweltvariablen	ausgebaute Probestellen	renaturierte und entfesselte Probestrecken
Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zum nächsten angeschlossnen Altarm	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zur Abwärme-Einleitung	<b>X</b>	neg. Korrelation zu Entf. Klostermersch
Entfernung zur renaturierten Klostermersch	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zur nächsten Entfesselung	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt	<b>X</b>	<b>X</b>
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt oberhalb	pos. Korrelation zu Entf. nächster naturn. Abschnitt	pos. Korrelation zu Entf. nächster naturn. Abschnitt
Menge naturnaher Strecken zw. Lippstadt und Lippborg	pos. Korrelation zu naturn. Strecken zw. Li. und Todt.	pos. Korrelation zu naturn. Strecken zw. Li. und Todt.
Menge naturnaher Strecken zw. Lippstadt und Todtenmersch	<b>X</b>	<b>X</b>
Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius	<b>X</b>	<b>X</b>
Menge naturnaher Uferstrecken im 1-km-Radius oberhalb	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius
Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius
Menge naturnaher Uferstrecken im 2-km-Radius oberhalb	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius	pos. Korrelation zu naturn. Strecken in 1km Radius
maximales Tagesmittel des Abflusses im April	<b>X</b>	<b>X</b>
maximales Tagesmittel des Abflusses im Mai	<b>X</b>	<b>X</b>
maximales Tagesmittel des Abflusses im Juni	<b>X</b>	<b>X</b>
maximales Tagesmittel des Abflusses im Juli	<b>X</b>	<b>X</b>
maximales Tagesmittel des Abflusses im August	<b>X</b>	<b>X</b>

In Tabelle 16 wurde von mehreren miteinander korrelierenden Variablen jeweils die aussagekräftigste stellvertretend für alle ausgewählt.

Die Analyse der ausgewählten Umweltvariablen und die anschließende Signifikanzprüfung ergab folgendes Ergebnis (Tab. 17):



**Tab. 17:** Erklärungskraft der analysierten Umweltvariablen hinsichtlich der Varianz der Fischfauna in den untersuchten Probestellen (%-Wert = durch diesen Parameter erklärte Varianz der Fischfauna).

Es werden in dieser Tabelle nur die signifikanten Beziehungen dargestellt. (Monte Carlo Permutationstest, 999 Permutationen,  $p < 0,01$ , Bonferroni-Korrektur wurde berücksichtigt.)

Umweltvariable	Fischfauna ausgebauter Probestellen	Fischfauna renaturierter und entfesselter Probestellen
Menge naturnaher Strecken im Untersuchungsgebiet	15,1 %	7,5 %
maximales Tagesmittel des Abflusses im August	7,1 %	7,3 %
Entfernung zur Abwärmeeinleitung	4,4 %	10,9 % *
Entfernung zur renaturierten Klostermersch	4,3 %	
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	3,1 %	kein Einfluss
<b>Gesamtanteil erklärter Varianz</b>	<b>34,0 %</b>	<b>25,7 %</b>

\* bei den renaturierten und entfesselten Probestrecken sind diese beiden Variablen negativ miteinander korreliert, d.h. 10,9 % der Zusammensetzung der Fischfauna an diesen Stellen erklärt sich gleichermaßen aus der Nähe zur Klostermersch und der Entfernung zur Wärmeeinleitung.

Es ergeben sich bezüglich der Fragestellung zur „Strahlwirkung“ folgende Ergebnisse:

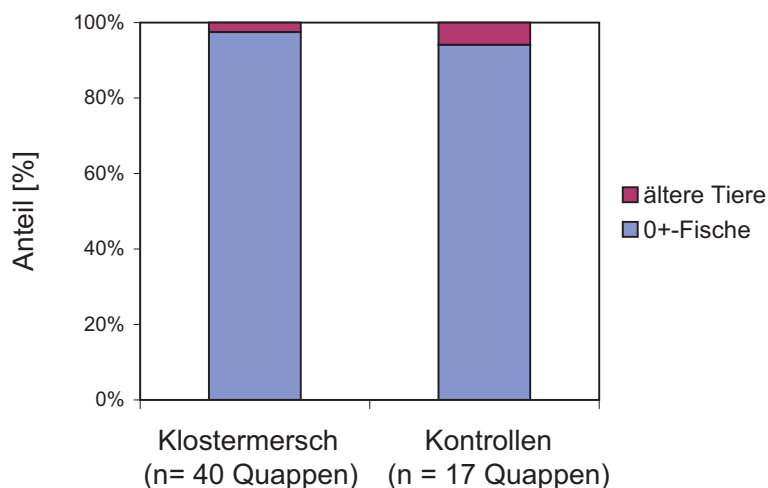
- Umweltvariablen, die auf Strahlwirkungen hindeuten, haben wahrscheinlich signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung und Abundanz der Fischfauna. Dies gilt sowohl für „positive“ (grün) als auch für „negative“ oder „unerwünschte“ (rot) Effekte.
- Die Fischfauna der ausgebauten Probestrecken ist in größerem Maße von „Strahlwirkungsvariablen“ abhängig (insgesamt 26,9 %) als die Fischfauna der entfesselten und renaturierten Probestellen (insgesamt 18,4 %).
- Die untersuchten "Strahlwirkungs-Umweltvariablen" erklären an den ausgebauten Probestrecken jedoch nicht mehr als etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz. Für die Zusammensetzung und Abundanz der Fischarten insgesamt sind also überwiegend andere Faktoren verantwortlich.

#### 4.4 Altersaufbau

Wenn Arten, die sich in naturnahen Flussabschnitten fortpflanzen, an ausgebauten Probestrecken auftauchen, kann sich der Altersaufbau dort von dem in der Quellpopulation unterscheiden, z.B. indem aufgrund unzureichender Reproduktion Jungfische fehlen. Bei zwei Arten, die in der renaturierten Klostermersch sich erfolgreich fortpflanzende Populationen aufbauten und von hier in die Umgebung „ausstrahlen“, soll der Altersaufbau in Ausbaustrecken beispielhaft überprüft werden.

#### 4.4.1 Quappe

Im Jahr 2000 reproduzierte sich die Quappe im Untersuchungsgebiet sehr erfolgreich. Das einzige oder zumindest das wichtigste Laich- und Larvalhabitat befand sich in diesem Jahr in der renaturierten Klostermersch (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 b). Abbildung 11 vergleicht den Altersaufbau der Quappe 2000 in der Klostermersch und in ausgebauten Kontrollstrecken.

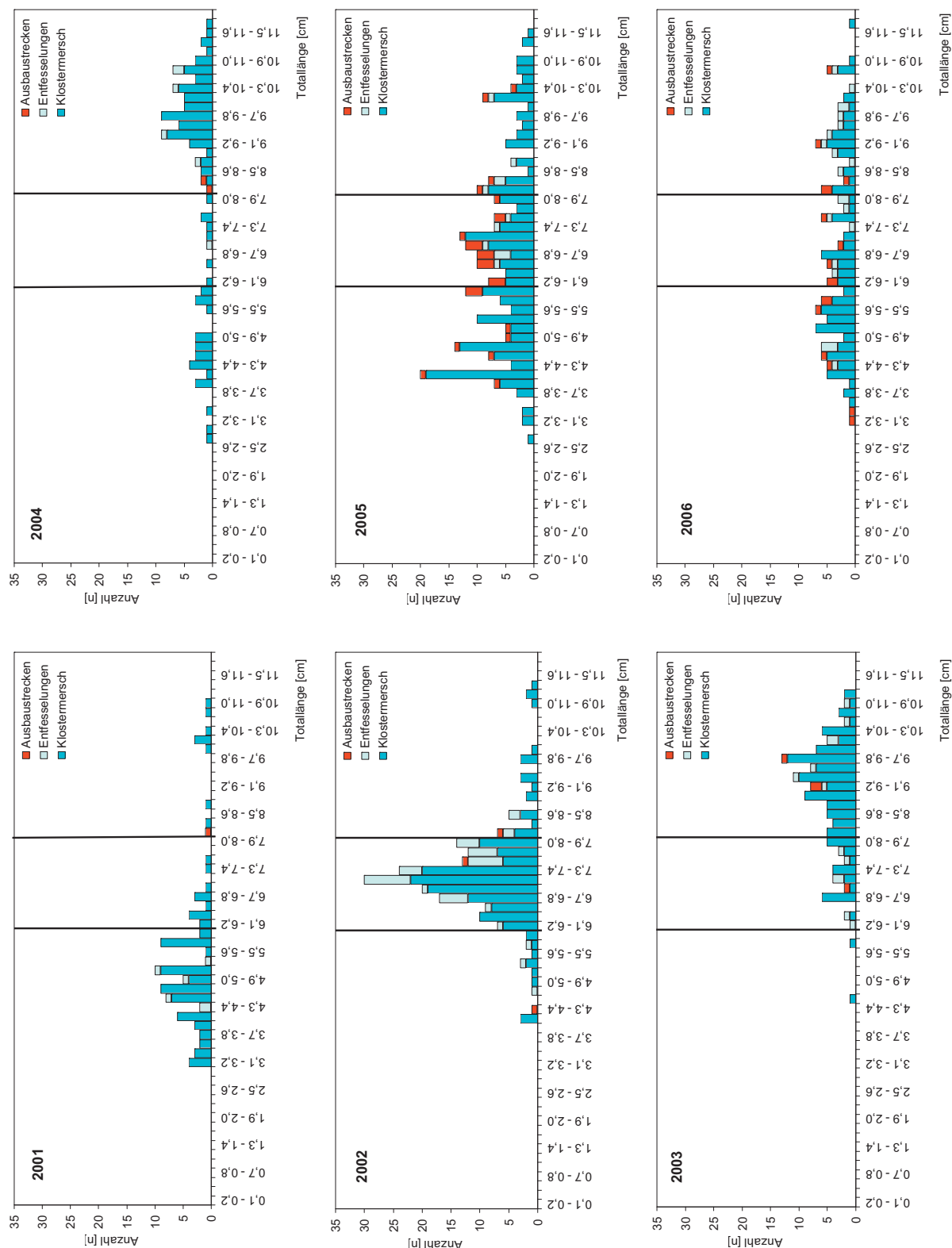


**Abb. 11:** Altersaufbau der Quappe (*Lota lota*) in der renaturierten Klostermersch und in ausgebauten Kontrollstrecken im Jahr 2000.

Es besteht kein wesentlicher Unterschied im Altersaufbau, obwohl sich das Zentrum der Jungfischverbreitung in der Klostermersch befand. Schon 0+-Individuen verbreiten sich also von einer „Strahlquelle“ aus zu anderen Flussabschnitten.

#### 4.4.2 Steinbeißer

Seit dem Jahr 2001 wurden genug Steinbeißer gefangen, um eine jährliche Längen-Häufigkeitsverteilung zu erstellen (Abbildung 12, S. 41). Individuen bis ca. 6 cm Totallänge sind im Spätsommer als 0+-Fische einzustufen, die Grenze zwischen 1+- und älteren Tieren liegt um 8 cm Länge (vgl. KOSTRZEWA et al. 2003).



**Abb. 12:**

Längen-Häufigkeitsverteilung des Steinbeißers (*Cobitis taenia*) in ausgebauten, entfesselten und renaturierten Lippestrecken 2001 – 2006.

Totallänge bis ca. 6 cm:

0+-Fische

Totallänge 6 – 8 cm:

1+-Fische

Totallänge über ca. 8 cm:

2+- und ältere Fische

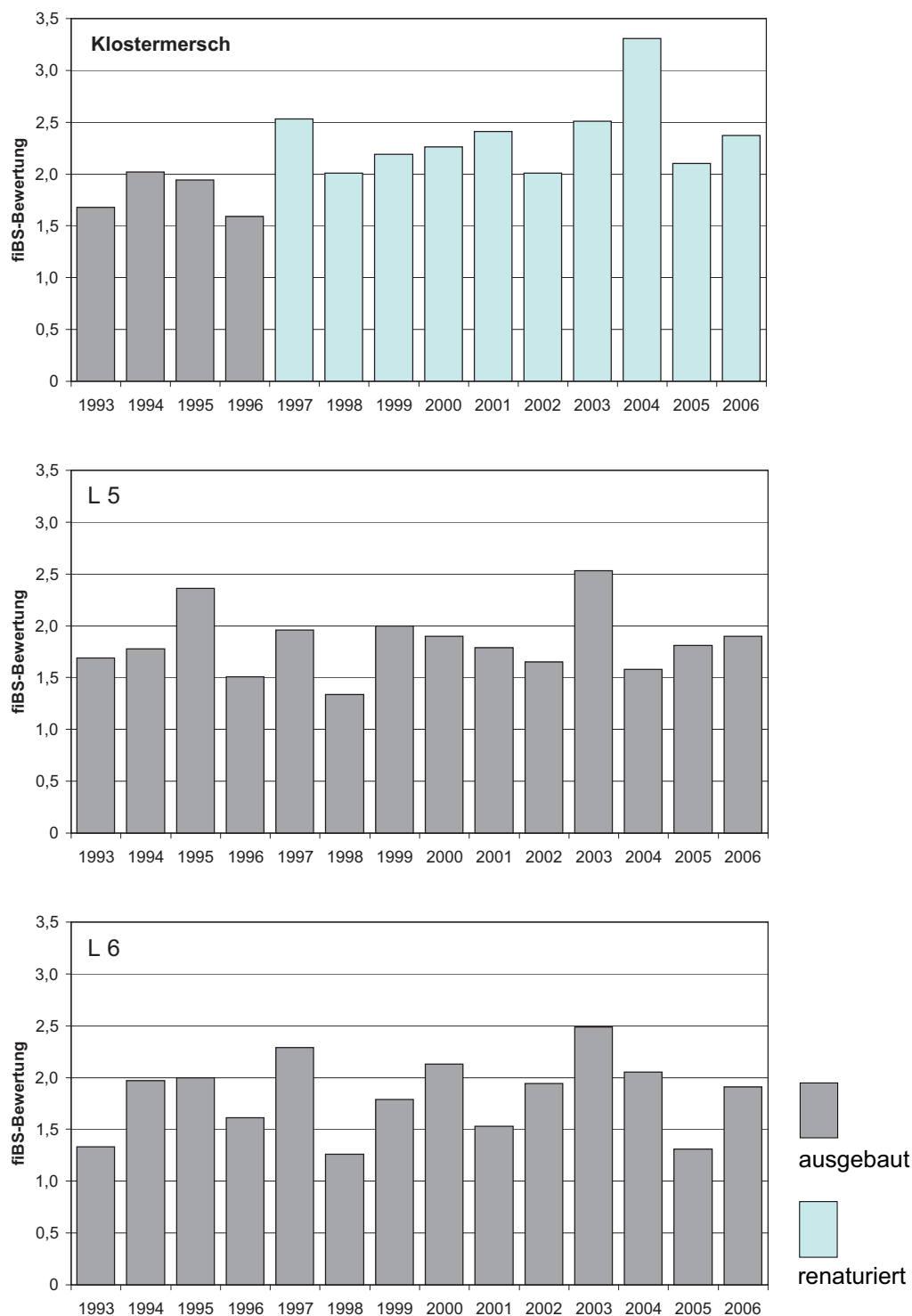
Aus den Diagrammen in Abbildung 12 ist ersichtlich, dass 2002 und 2003 0+-Fische fast völlig fehlen, also keine erfolgreiche Reproduktion stattfand. In den Jahren, in denen die Fortpflanzung in der Klostermersch gelingt, tauchen diesjährige Steinbeißer auch in den Ausbaustrecken auf. Es gibt zwar offensichtlich Unterschiede in der Gesamtindividuenzahl, aber keinen wesentlichen Unterschied in der Längen-Häufigkeitsverteilung zwischen der Klostermersch, den Entfesselungstrecken und ausgebauten Abschnitten.

#### 4.5 Einfluss der „Strahlwirkung“ auf die Einstufung nach EU-WRRL

Welche Bedeutung hat die Strahlwirkung in der EU-Wasserrahmenrichtlinie? Die vorläufige Definition der Strahlwirkung des Deutschen Rates für Landespflege geht über die einfache Beeinflussung der Fauna von Gewässerabschnitten durch andere Gewässerabschnitte (bzw. deren Fauna) hinaus und formuliert eine Bewertung der Einflüsse. Beim 2. Strahlwirkungs-Workshop in Münster gab GRÜNEBAUM (2007 mdl.) folgende Definition: *„Strahlwirkung bezeichnet das Phänomen der Indikation eines guten ökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts durch einzelne oder mehrere Qualitätskomponenten, trotz vom Leitbild abweichender struktureller Merkmale, ausgehend von benachbarten Gewässerabschnitten mit gutem oder sehr gutem Zustand.“* Es läge nahe, diese Vorgaben anhand der Fischdaten der Lippe zu prüfen; die beiden zur Verfügung stehenden Bewertungsverfahren für die Fischfauna („fiBS“ - DUSSLING et al. 2004, 2007, DIEKMANN et al. 2005, DUSSLING 2007 und „EFI“ - FAME CONSORTIUM 2004) sind jedoch in der bisher vorliegenden Form nicht zur Beurteilung insbesondere von Flachlandgewässern geeignet (SCHÜTZ 2005, BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2005 a, b, SCHÜTZ et al. 2006); der „EFI“ wird daher derzeit überarbeitet.

Da in Nordrhein-Westfalen aber bis auf weiteres das Bewertungsverfahren „fiBS 8.0“ (DUSSLING et al. 2004, 2007, DIEKMANN et al. 2005, DUSSLING 2007) zum Einsatz kommen soll, wurden einige Bewertungen damit durchgeführt um zu prüfen, ob sich trotz der Mängel dieses Verfahrens Effekte der Strahlwirkung in den Bewertungsergebnissen widerspiegeln. Als Referenz wurde der Fischgewässertyp FiG Fi Ti 19 (Epipotamal der Lippe, MUNLV 2007) eingesetzt.

In Kapitel 2.2 wurde gezeigt, dass die Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Fischfauna der Probestrecke L 5 zur Fischfauna der Klostermersch größer war als diejenige der weiter von der Klostermersch entfernten Probestrecke L 6 (Abb. 8, S. 25), dass also die Klostermersch die näher gelegene Probestrecke stärker beeinflusste als die weiter entfernt liegende. Abbildung 13 stellt analog zu Abbildung 8 die fiBS-Bewertungen der Klostermersch und der Strecken L 5 und L 6 dar.



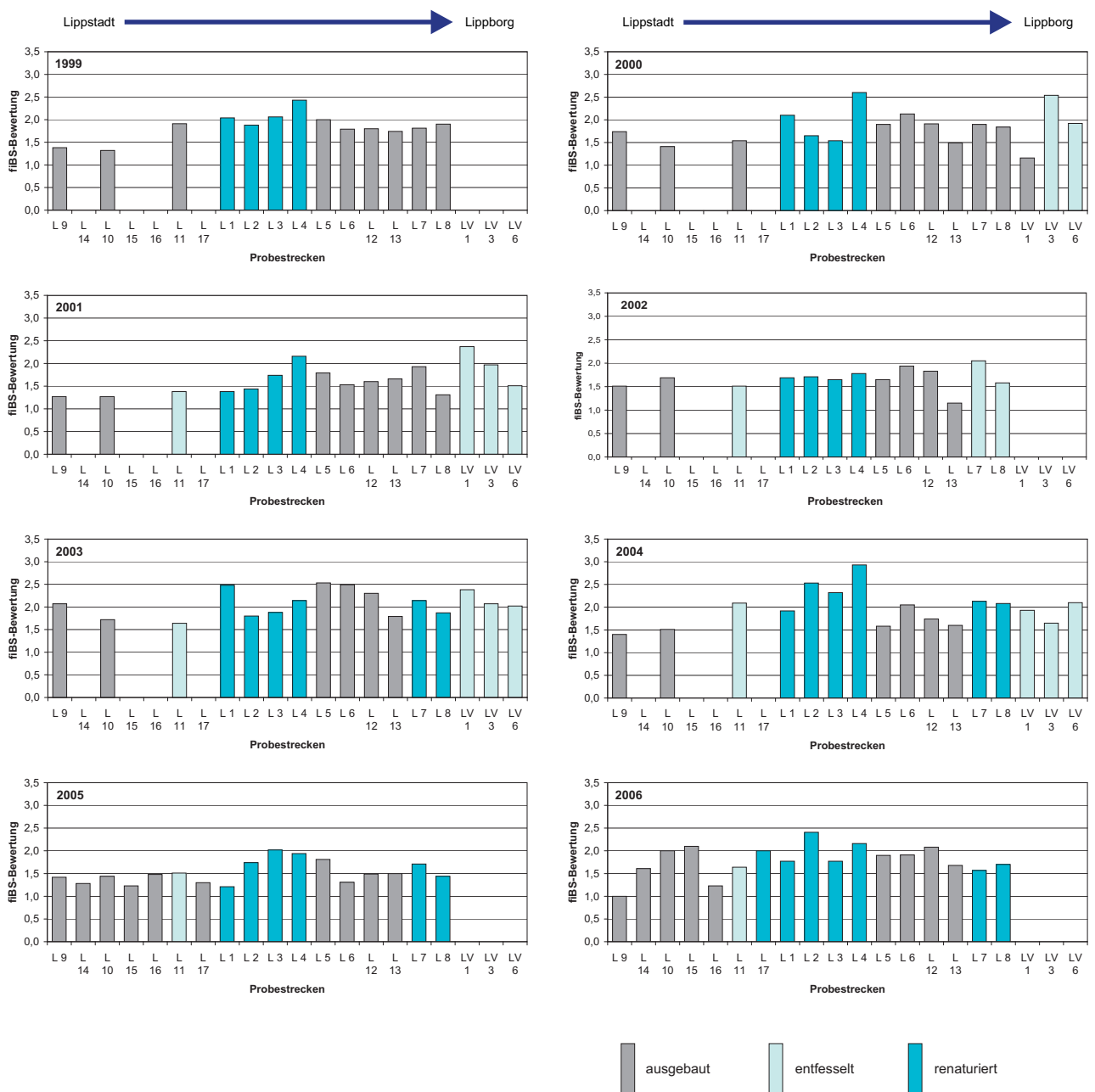
**Abb. 13:** Bewertungsergebnisse des fIBS 8.0 für die Fischfauna der Klostermersch und die Fischfaunen von zwei flussabwärts gelegenen ausgebauten Probestrecken.

Bei der Betrachtung von Abbildung 13 fallen zwei Dinge auf:

- die renaturierte Klostermersch erreicht bessere fIBS-Bewertungen als die beiden ausgebauten Strecken (was aber nur teilweise durch eine bessere Bewertung der renaturierten Strecken zustande kommt und teilweise durch das Poolen der vier Klostermersch-Strecken verursacht wird, vgl. Abb. 14, S. 44; das Poolen von Daten führt meist zu einer Verbesserung der Bewertung (BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2004 a)),

- die beiden Ausbaustrecken unterscheiden sich nicht grundsätzlich voneinander, also die mit dem Bray-Curtis-Index nachgewiesene Strahlwirkung der Klostermersch auf flussabwärts gelegene Flussabschnitte zeigt sich in den fiBS-Bewertungen nicht.

In Kapitel 4.3.2.1 (S. 36) wurde in acht Jahren die Ähnlichkeit der Fischfauna verschiedener Probestrecken zur Fischfauna der renaturierten Klostermersch untersucht. In den meisten Jahren war flussabwärts bis in eine Entfernung von 6 – 8 km eine allmähliche Reduktion des Ähnlichkeitsindex festzustellen (Abb. 10, S. 37). Zu der Frage, ob die fiBS-Bewertung der Fischfaunen der Probestrecken ein vergleichbares Bild ergibt, wurde Abbildung 14 erstellt. Sie entspricht Abbildung 10, allerdings sind die Entfernungen zwischen den Probestrecken im Gegensatz zu Abbildung 10 nicht maßstabsgetreu eingezeichnet. Die vier Probestrecken in der Klostermersch sind diesmal nicht gepoolt, um eine Erhöhung des fiBS allein durch die Zusammenfassung zu vermeiden (s.o.).



**Abb. 14:** Bewertungsergebnisse des fiBS für die Fischfauna der Klostermersch und die Fischfaunen der anderen Probestrecken.

Als Ergebnis ist festzuhalten:

- Von 124 Proben in der Lippe erreichen fünf den guten Zustand: drei aus der Klostermersch, eine entfesselte Strecke und eine Ausbaustrecke. Die Vorgabe von GRÜNEBAUM (2007 mdl.), dass die Strahlwirkung von einem Gewässerabschnitt mit gutem oder sehr gutem Zustand ausgeht, wird also nicht erreicht.
- In sechs von acht Jahren (1999, 2000, 2001, 2004, 2005, 2006) werden entweder alle Strecken in der Klostermersch (L 1 – L 4) oder zumindest die in Fließrichtung letzte Strecke (L 4) (etwas) besser bewertet als die im Ausbaurzustand belassenen Strecken, so dass eine von der Klostermersch ausgehende Strahlwirkung im Sinne der Beeinflussung eines schlechteren Gewässerabschnittes durch einen besseren theoretisch möglich wäre. Deutliche Unterschiede zwischen der Bewertung der Klostermersch und derjenigen der Ausbaustrecken treten nur im Jahr 2004 auf.
- Gewisse Ähnlichkeiten der Diagramme in Abbildung 14 mit denen in Abbildung 10 sind vorhanden, aber eine Strahlwirkung aus der Klostermersch lässt sich mit den fiBS-Bewertungen u.a. wegen der geringen Unterschiede zwischen den Wertzahlen der Klostermersch und denjenigen der Kontrollstrecken wohl nicht belegen.

#### 4.5.1 Exkurs: Bewertung der Fischfauna ausgebauter und naturnaher Lippestrecken durch fiBS 8.0

Die teilweise nur geringen Unterschiede zwischen den Bewertungsergebnissen der Fischfauna der renaturierten Klostermersch und der ausgebauten Kontrollstrecken werfen die Frage auf, ob sich die Fischfauna durch die Renaturierung tatsächlich kaum verändert hat oder ob die neue Version des fiBS wie die Vorläufer-Version nicht die tatsächlich vorhandenen Unterschiede erfassen kann (vgl. BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2005 a, SCHÜTZ et al. 2006). Obwohl eine solche Analyse nicht explizites Ziel der vorliegenden Untersuchung ist, wird die Frage mit bereits ausgewerteten Daten kurz beleuchtet.

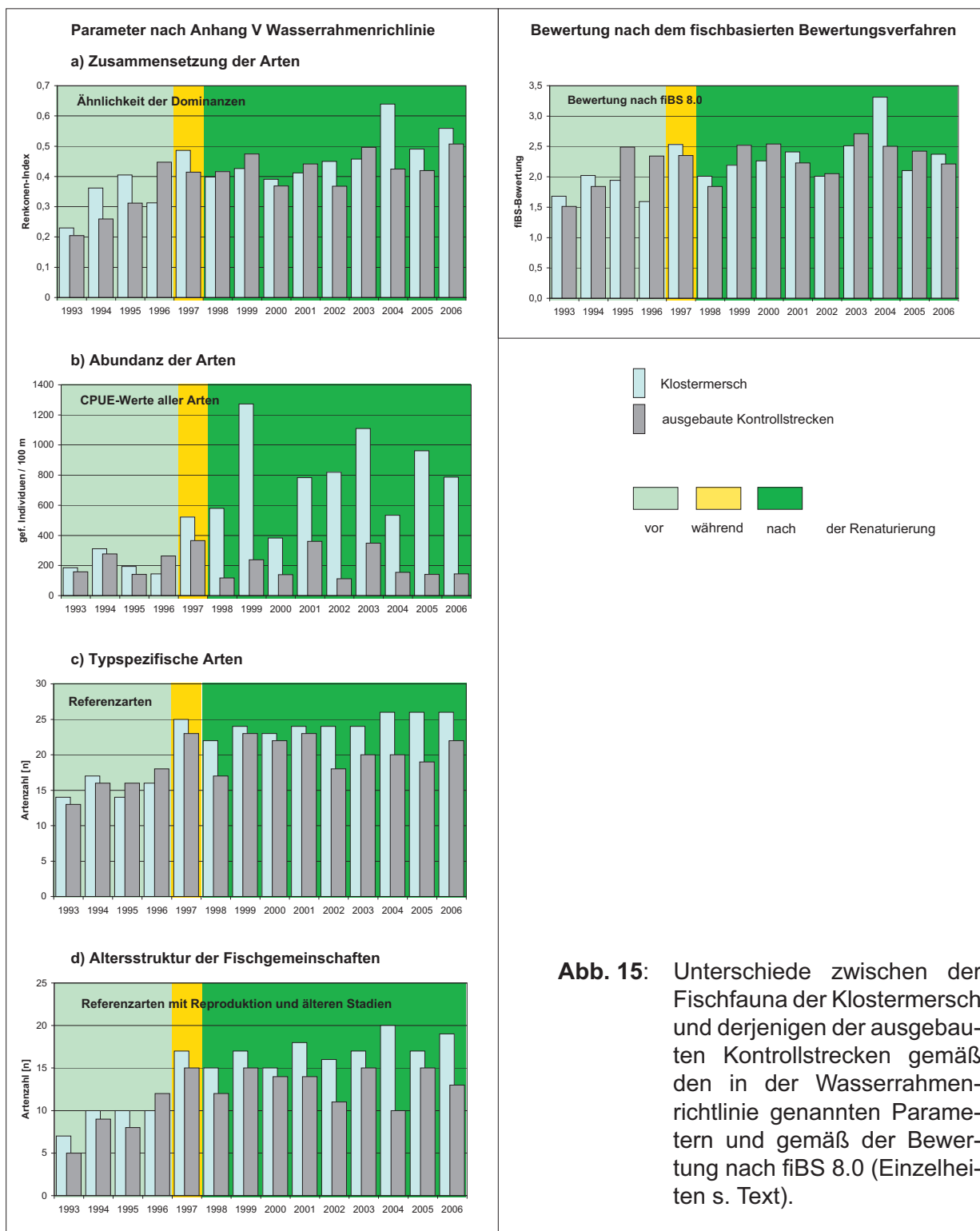
Die Wasserrahmenrichtlinie fordert im Anhang V, dass bei der Bewertung der Gewässer anhand der Fischfauna:

- die Zusammensetzung und Abundanz der Arten,
- die typspezifischen Arten (und unter ihnen die störungsempfindlichen Arten) und
- die Altersstruktur der Fischgemeinschaften

berücksichtigt werden.

Für eine Einschätzung der Unterschiede zwischen der Fischgemeinschaft der renaturierten Klostermersch und derjenigen der ausgebauten Kontrollstrecken wurden die in der WRRL genannten Parameter in Abbildung 15 (S. 46) wie folgt dargestellt:

- Für die Zusammensetzung der Arten wird die prozentuale Zusammensetzung der Referenz (FiG FI Ti 19, Epipotamal der Lippe, MUNLV 2007) durch den Renkonen-Index mit den gemittelten Dominanzwerten der Klostermersch bzw. der Kontrollstrecken verglichen (Abb. 15 a).
- Die Abundanz wird durch die CPUE-Werte (gefangene Individuen pro 100 m) für alle Arten gemeinsam dargestellt (Abb. 15 b).
- Als „typspezifische Arten“ werden alle Referenzarten gewertet (Abb. 15 c). Die „störungsempfindlichen Arten“ sind nicht gesondert aufgeführt.
- Für die Altersstruktur der Fischgemeinschaften wird die Zahl der Referenzarten betrachtet, die sowohl 0+-Individuen als auch ältere Tiere aufweisen (Abb. 15 d).



**Abb. 15:** Unterschiede zwischen der Fischfauna der Klostermersch und derjenigen der ausgebauten Kontrollstrecken gemäß den in der Wasserrahmenrichtlinie genannten Parametern und gemäß der Bewertung nach fiBS 8.0 (Einzelheiten s. Text).

**Zusammensetzung der Arten (15 a):** Die Renkonen-Werte für die Ähnlichkeit der Fischfauna der Klostermersch und der Kontrollstrecken zur Referenz unterscheiden sich nur gering und liegen meist unter 0,5. Offenbar entspricht die Zusammensetzung der Arten weder in dem naturnahen Abschnitt noch in den Ausbaustrecken der Erwartung.

**Abundanz der Arten (15 b):** In der renaturierten Klostermersch liegen die CPUE-Werte deutlich höher als in den ausgebauten Kontrollstrecken. Dieser Unterschied betrifft die Mehrzahl der Fischarten und ist in vielen Fällen signifikant (s. BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2005 a, SCHÜTZ et al. 2006).



**Typspezifische Arten** (15 c): In jedem Untersuchungsjahr waren in der Klostermersch mehr Arten der Referenzliste anzutreffen als in den Ausbaustrecken, obwohl letztere eine größere Gesamtstrecke aufweisen. Nicht dargestellt ist das Auftreten „störungsempfindlicher“, also anspruchsvoller Arten wie Nase und Steinbeißer. Sie werden mit größerer Wahrscheinlichkeit in der Klostermersch gefangen (vgl. z.B. Kapitel 4.3.1.3, S. 34 f).

**Altersstruktur** (15 d): Die Zahl von Referenzarten mit Reproduktion und älteren Stadien ist in der renaturierten Klostermersch stets höher als in den Ausbaustrecken.

**Parameter der Wasserrahmenrichtlinie** (15 a – d): Die Fischfauna der renaturierten Klostermersch unterscheidet sich also in drei der vier von der WRRL genannten Parameter von den derjenigen der ausgebauten Kontrollstrecken. Viele der in Abbildung 15 dargestellten Unterschiede sind signifikant (s. BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2005 a, SCHÜTZ et al. 2006).

**fiBS 8.0** (rechter Teil von Abb. 15): Nur im Jahr 2004 wird die Fischfauna der Klostermersch deutlich besser bewertet als die der Kontrollstrecken. In den 10 Untersuchungsjahren 1997 bis 2006 erreicht fünfmal die Klostermersch höhere Wertzahlen, und fünfmal liegen die Ausbaustrecken vorn. Bis auf 2004 sind die Unterschiede jedoch gering. Das fiBS-Diagramm ähnelt dem des Renkonen-Index (Abb. 15 a).

## 5 Diskussion

### 5.1 Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten

Vor der Untersuchung möglicher „Strahlwirkungen“ naturnaher Flussstrecken musste zunächst geklärt werden, ob die Fischfauna naturnaher Strecken sich tatsächlich signifikant von der Fischfauna ausgebauter Strecken unterscheidet. Uferentfesselungen und umfassende Renaturierungen bewirkten in der Lippe eine signifikante Abundanzzunahme bei insgesamt 14 von 22 untersuchten Arten. Bei vier weiteren Arten lagen die mittleren CPUE-Werte renaturierter und/oder entfesselter Probestrecken in allen vier Untersuchungsjahren höher als die ausgebauter Strecken, ohne dass die Unterschiede jedoch signifikant waren. Als einzige Art war der Aal in ausgebauten Strecken signifikant häufiger als in renaturierten oder entfesselten Strecken. Diese Ergebnisse dokumentieren die positiven Auswirkungen von Umgestaltungsmaßnahmen auf die Fischfauna.

Die Fischbestände entfesselter und umfassend renaturierter Flussabschnitte der Lippe unterscheiden sich voneinander. Jeweils fünf Arten sind in mindestens einem der vier Untersuchungsjahre in renaturierten bzw. entfesselten Abschnitten häufiger; drei weitere Arten scheinen ebenfalls in der renaturierten Klostermersch häufiger, ohne dass aber die Signifikanzgrenze erreicht wird.

Die Arten, die von Entfesselungen offenbar besonders stark profitieren, sind Barbe, Döbel, Gründling, Hasel und Ukelei. Zumindest beim Ukelei und wahrscheinlich auch beim Döbel dürfte dieses Ergebnis jedoch von der „Strahlwirkung“ der flussabwärts gelegenen Abwärmeeinleitung stark beeinflusst sein (s. Kapitel 4.3.1.2, S. 30). Die meisten entfesselten Strecken liegen nämlich in der Disselmersch und damit wesentlich näher an der Kühlwassereinleitung als die renaturierte Klostermersch. Die hohen Abundanzen der beiden Arten in den Entfesselungstrecken sind wahrscheinlich überwiegend durch die Abwärme und nicht unbedingt durch eine bessere Eignung entfesselter gegenüber renaturierter Ufern entstanden. Bei Barbe, Gründling und Hasel dagegen ist es eher wahrscheinlich, dass die Ansprüche von Jungfischen dieser Ar-

ten von typischen Entfesselungen mit ihren Flachwasserzonen auf ufernahen Bermen optimal erfüllt werden, da diese Arten wohl nicht durch warmes Wasser gefördert werden (vgl. BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).

Aal, Hecht, Kaulbarsch, Steinbeißer, Zander und möglicherweise auch Flussbarsch, Karpfen und Quappe erreichen in der renaturierten Klostermersch höhere Dichten als in Entfesselungsstrecken. Die Gründe dafür sind bei einigen der genannten Arten offensichtlich. Bei der Quappe ist die Vernetzung von Fluss und Aue wesentlich, die den Zugang zu Laichplätzen und geeignete Larvalhabitate bereitstellt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 a, b). Genauso profitiert auch der Hecht von Überschwemmungsflächen und Auengewässern zum Ablachen und als „Kinderstube“. Karpfen laichen in der Klostermersch im renaturierten Steinbach; die Jungfische finden dort oder in angeschlossenen Stillgewässern und Buchten geeignete Aufwuchsbedingungen, wie sie an entfesselten Ufern wohl nicht in ausreichender Ausdehnung zur Verfügung stehen. Steinbeißer benötigen flache, strömungsarme, sich erwärmende Bereiche mit einem Mosaik aus fein- und grobkörnigem Sand und punktuell sehr dichter Vegetation für die Eiablage (BOHLEN 2003). Eine Kombination dieser Strukturen kommt in der Klostermersch häufiger vor als in den Entfesselungsstrecken.

Neun weitere Arten scheinen auf beide Varianten der Optimierung ähnlich zu reagieren.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sowohl Entfesselungen als auch Renaturierungen die meisten Arten fördern, wobei Renaturierungen durch die Vernetzung von Fluss und Aue und durch ein größeres Angebot von Lebensräumen insgesamt noch besser wirken als Uferentfesselungen.

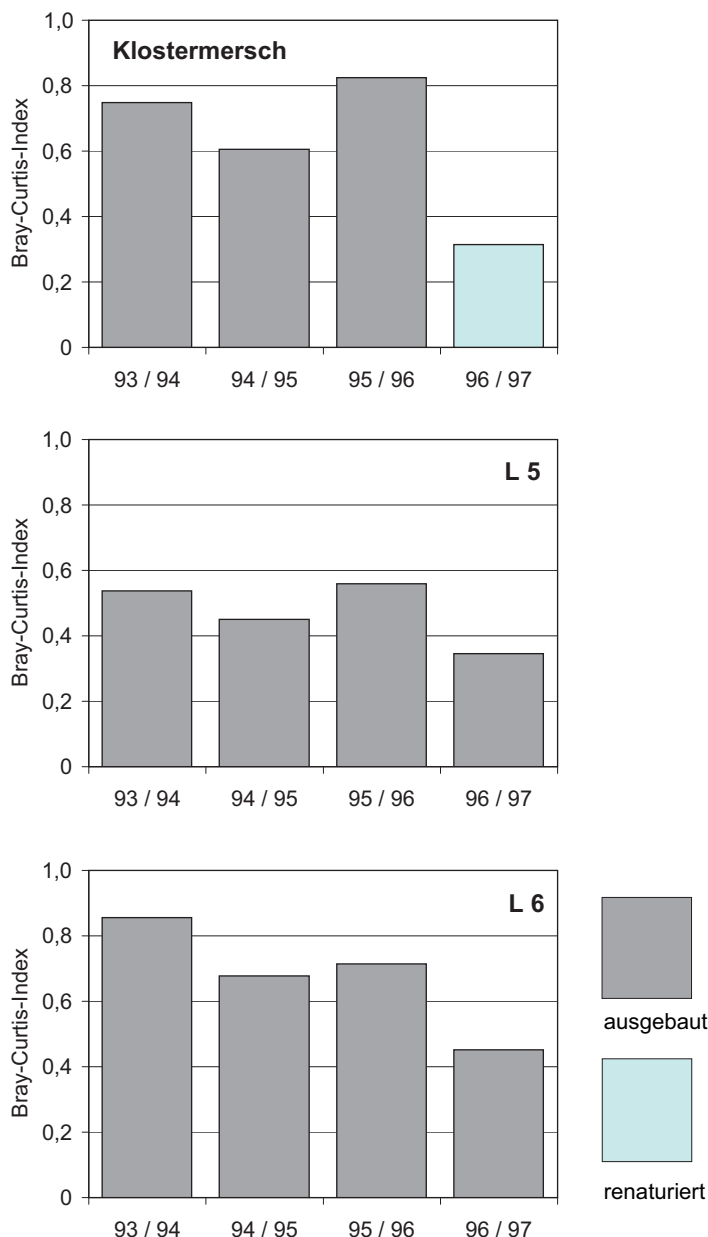
Bei dieser Auswertung musste allerdings die zeitliche Entwicklung der Umgestaltungsstrecken und ihrer Fischfauna unberücksichtigt bleiben. In der Klostermersch zeigen verschiedene Arten nach den Baumaßnahmen gerichtete Bestandsentwicklungen, die offenbar noch nicht abgeschlossen sind (ABU 1997–2006). In den Entfesselungsstrecken der Disselmersch scheinen die Abundanzen bei einigen Arten nach hohen Anfangswerten in den folgenden Jahren allmählich abzunehmen (LIPPEVERBAND & LÖBF NRW 2005). Für eine Analyse der morphologischen Veränderungen in den Umgestaltungsstrecken durch Sedimentation, Erosion, Pflanzensukzession und andere dynamische Prozesse sowie die dadurch ausgelösten Veränderungen der Fischfauna liegen noch nicht genug Daten vor. Zur Klärung der Frage, ob Maßnahmenstrecken „altern“ und ob oder wann sich stabile oder wiederkehrende Zustände in der Fischfauna einstellen, müssen die Bestandsaufnahmen noch einige Jahre fortgesetzt werden.

## **5.2 Die Fischfauna ausgebauter Strecken vor und nach der Renaturierung der Klostermersch**

Nach der Renaturierung der Klostermersch kam es in zwei ausgebauten Probestrecken flussabwärts bei einigen Fischarten zu Abundanzvergrößerungen, die durch einen „Austrag“ oder durch ein Abwandern von Individuen aus dem umgestalteten Abschnitt erklärt werden können. Eine multivariate Betrachtung zeigt, dass die Fischfauna von Ausbaustrecken in der Nähe der Klostermersch stärker durch die Fischfauna der Klostermersch beeinflusst wird als weiter entfernt.

Etwas überraschend war das Ergebnis, dass in 1997, dem Jahr der Umgestaltung der Klostermersch, die Ähnlichkeit der beiden ausgebauten Strecken zur Klostermersch etwa genauso groß war wie in den Vorjahren, als sich alle Strecken im Ausbauzustand befanden. Die umfangreichen Baumaßnahmen und teilweise deutlichen Veränderungen der Fischfauna der Klostermersch (ABU 1998 a) ließen eigentlich Differenzen zwischen dem renaturierten Abschnitt und

den ausgebauten Kontrollstrecken erwarten. Eine Betrachtung der Ähnlichkeiten der Fischfauna in den drei Abschnitten jeweils von einem Jahr zum nächsten gibt eine Erklärung (Abb. 16).



**Abb. 16:** Ähnlichkeit der Fischfauna in drei Lippeabschnitten jeweils von einem Jahr zum nächsten.

Vor der Umgestaltung ändert sich die Fischfauna der Klostermersch von einem Jahr zum nächsten kaum; die Ähnlichkeit beträgt jeweils 60 – 80 %. Vom letzten ausgebauten Jahr (1996) zum Jahr der Umgestaltung sinkt der Bray-Curtis-Index dann aber auf etwa 30 %. Bei den Probestrecken L 5 und L 6 ist der Ablauf ähnlich, wenn auch insbesondere bei L 5 nicht so deutlich. Dieses Ergebnis zusammen mit Abbildung 8 (S. 25) zeigt, dass sich die Fischfauna im Jahr der Baumaßnahmen in der Klostermersch und in den ausgebauten Kontrollstrecken auf ähnliche Weise geändert hat. Durch die Baggerarbeiten war viel Sand aus der Klostermersch ausgetragen worden und hatte die Steinschüttungen noch weit flussabwärts überdeckt. Dadurch verschlechterten sich die Bedingungen z.B. für Aale, während junge Gründlinge mehr geeignete Habitate vorfanden als in anderen Jahren. Dazu kam, dass 1997 ein Sommer mit

geringen Abflüssen war, was eine größere Ähnlichkeit der Fischfauna von Ausbaustrecken mit derjenigen von naturnahen Strecken verursachen kann (vgl. Kapitel 4.2, S. 24). 1998 waren die Sandablagerungen wieder verschwunden. Die Ähnlichkeit der Fischfauna der Ausbaustrecken zu derjenigen der Klostermersch 1997 war also wahrscheinlich eine Folge des Austrags von Sand und wohl auch des Austrags von Fischen aus der Klostermersch durch die Renaturierungsarbeiten.

### **5.3 Einflüsse verschiedener Umweltvariablen auf die Fischfauna ausgebauter Lippe- strecken**

#### **5.3.1 Analyse auf Artniveau**

##### **5.3.1.1 Bestandsverlauf**

Ein Vergleich der Bestandsentwicklung der Arten an ausgebauten Strecken mit derjenigen in der renaturierten Klostermersch zeigt, dass es sowohl großräumig gleich verlaufende Trends gibt als auch, dass bei einigen Arten der Austrag von Individuen aus der Klostermersch die Bestandsentwicklung in benachbarten Probestrecken prägen kann.

Hohe Abflüsse im Sommer wirken sich negativ auf die Abundanzen von Barbe, Döbel, Rotauge und möglicherweise auch weiteren Cyprinidenarten in ausgebauten Lippeabschnitten aus. Ursache dafür dürfte sein, dass 0+-Jungfische, die den größten Teil der in der vorliegenden Untersuchung gefangenen Fische stellen, durch erhöhte Abflüsse verbunden mit stärkerer Strömung aus den strukturarmen Ausbaustrecken einfach „weggespült“ werden. Dazu passt die Beobachtung, dass in Trockenjahren die Bray-Curtis-Ähnlichkeiten zwischen ausgebauten und renaturierten Strecken besonders hoch, in abflussreichen Jahren dagegen besonders gering ist (s. Kapitel 4.2, S. 24).

Die Analyse von Jahresreihen ergab auch, dass der Bestandsverlauf von Schmerle und Steinbeißer positiv mit der Zunahme naturnaher Strecken korreliert ist. Wahrscheinlich besteht hier ein ursächlicher Zusammenhang: Mehr naturnahe Strecken bedeuten größere Bestände der beiden Arten an diesen Stellen und damit mehr Schmerlen und Steinbeißer auch an ausgebauten Abschnitten – ein Beispiel für die „Strahlwirkung“.

Hohe Korrelationen bei Aal und Groppe dagegen können ihre Ursache nicht in der Vermehrung naturnaher Strecken haben. Hier handelt es sich vielmehr um voneinander unabhängige, aber parallel verlaufende Vorgänge. Im Untersuchungszeitraum nahm die Menge entfesselter und renaturierter Strecken kontinuierlich zu (Abb. 17, S. 51). Die Abundanz des Aals nahm kontinuierlich ab (Abb. 18, S. 51). Da beide Phänomene in demselben Zeitraum abliefen, besteht rechnerisch zwischen ihnen eine hohe Korrelation. Sie dürften jedoch nichts miteinander zu tun haben. Der Aal-Rückgang fand nicht nur in der Lippe statt, sondern wird in Nordrhein-Westfalen großräumig beobachtet, wie die Daten der Ruhr-Fischereigenossenschaft beispielhaft belegen (JÄGER in litt., s. auch FRENZ 2007, Abb. 19, S. 51).

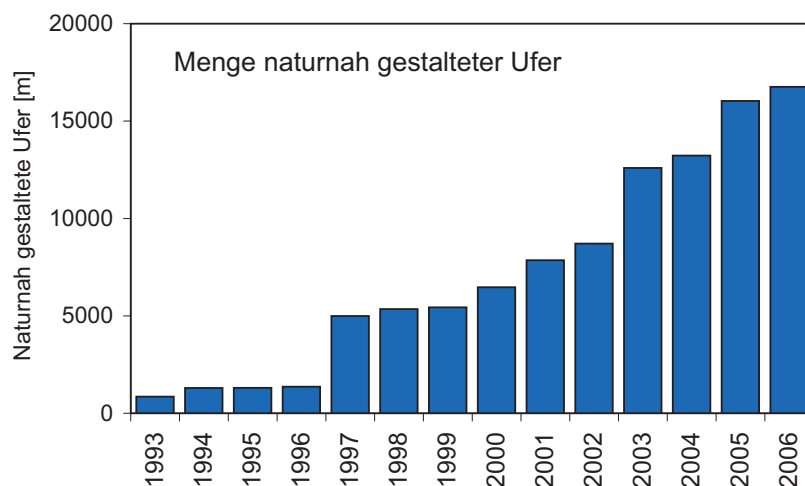


Abb. 17: Entwicklung der Menge naturnaher Uferstrecken im Untersuchungsgebiet.

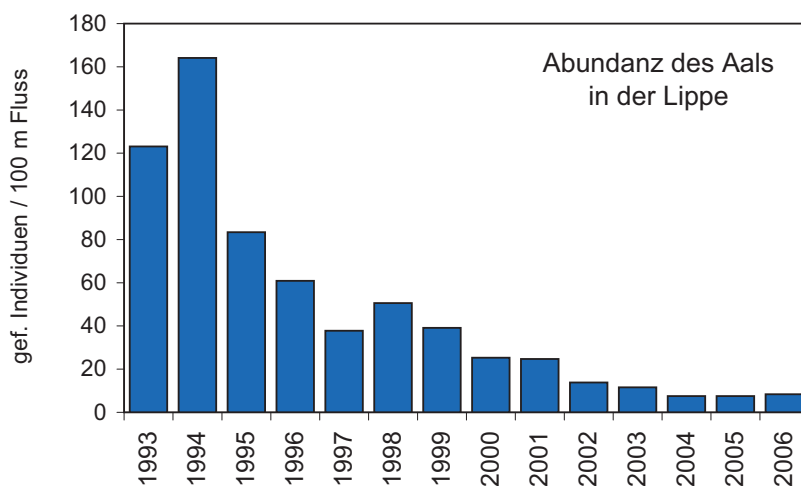


Abb. 18: Entwicklung der Abundanz des Aals in der ausgebauten Lippe.

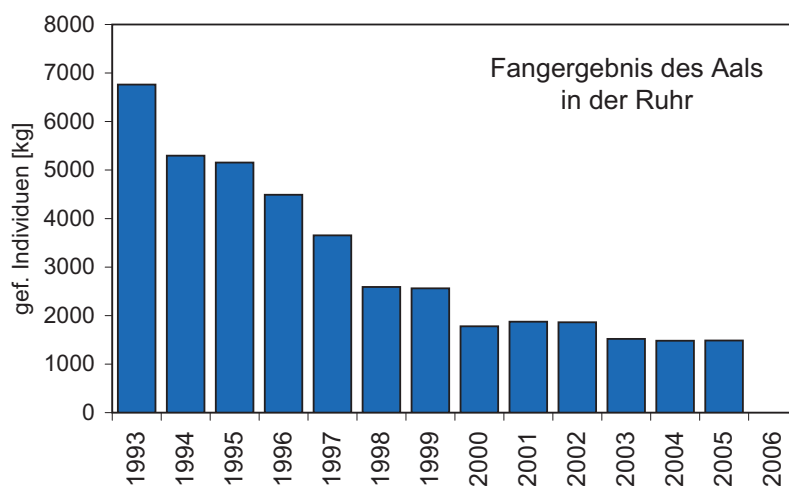
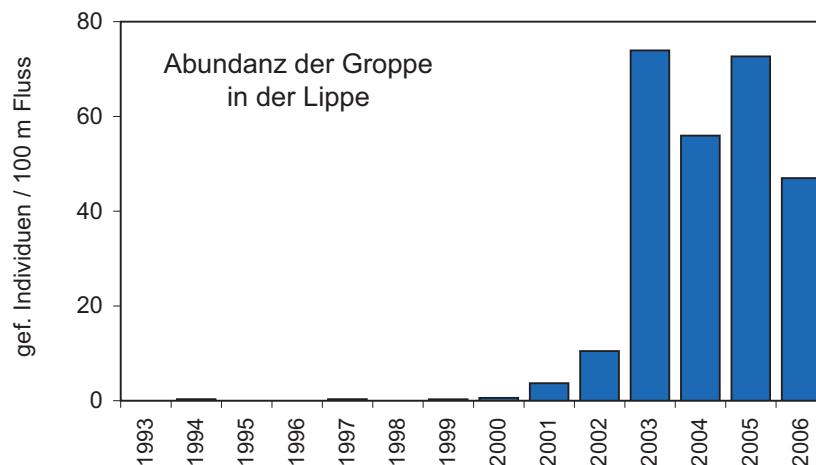


Abb. 19: Fangergebnisse des Aals in der Ruhr.

Ähnliches wie für den Aal gilt für die Groppe. Sie zeigte in den letzten Jahren nicht nur in der Lippe (Abb. 20), sondern überregional eine Bestandszunahme, deren Ursache nicht die Vermehrung naturnaher Strecken ist (vgl. auch FFH-Bericht Fische, LÖBF NRW 2006). Möglicherweise spielt jedoch auch der Rückgang des Aals als Beutegreifer eine Rolle. In der Lippe wurden die höchsten Groppendichten jedenfalls in angeströmten Steinschüttungen festgestellt, die in Vorjahren von besonders vielen Aalen besetzt waren.



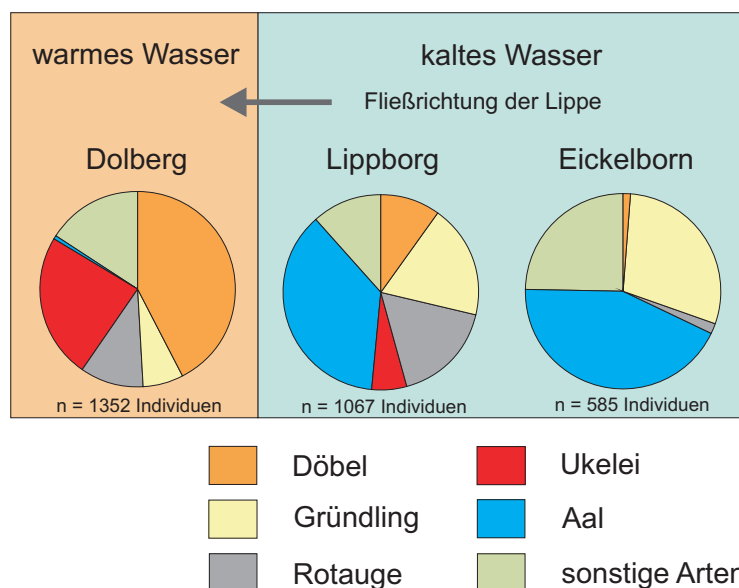
**Abb. 20:** Entwicklung der Abundanz der Groppe in der ausgebauten Lippe.

### 5.3.1.2 Verbreitungsmuster

Bei der Analyse von Verbreitungsmustern in acht Untersuchungsjahren konnte für mehrere Arten nachgewiesen werden, dass ihre Abundanzen (CPUE-Werte) durch Strukturelemente oder Parameter anderer Flussabschnitte beeinflusst wurden.

Die Entfernung zum nächsten flussabwärts gelegenen **Wehr**, also das Ausmaß, zu der eine Probestrecke im Rückstaubereich liegt, hat einen Einfluss zumindest auf fünf der untersuchten Fischarten. Im Flachland liegt die Stauwurzel wegen des geringen Gefälles oft relativ weit vom Wehr entfernt. Im Fall der Lippe zeigte sich nach der Niederlegung des Wehrs Benninghausen im Jahr 2005, dass dadurch der Wasserspiegel noch mehr als 8 km flussaufwärts abgesenkt wurde (ABU 2006). Stauhaltung kann also eine lange Gewässerstrecke beeinflussen; dies lässt sich als „unerwünschte Strahlwirkung“ des Wehrs bezeichnen.

Ein weiteres Beispiel für „unerwünschte Strahlwirkung“ liefert die **Abwärme-Einleitung** des Kraftwerks Westfalen flussabwärts des Untersuchungsgebietes. Döbel und Ukelei weisen in der Nähe der Einleitung signifikant höhere Abundanzen auf als weiter entfernt. Im Unterschied zur Stauhaltung, wo die Probestrecken direkt durch das Wehr beeinflusst werden, also selbst im Rückstaubereich liegen, befindet sich keine der untersuchten Probestrecken in einem Lippeabschnitt, dessen Wasser durch die Kühlwassereinleitung erwärmt wird. Die am weitesten flussabwärts gelegene Probestrecke liegt rund 3,5 km oberhalb der Einleitungsstelle. Dennoch treten signifikante Einflüsse auf die Fischfauna auf, was auch eine Abbildung aus der Veröffentlichung von BUNZEL-DRÜKE & SCHARF (2004) belegt (Abb. 21, S. 53).



**Abb. 21:** Artenzusammensetzung [%] in den Lippeabschnitten „Dolberg“, „Lippborg“ und „Eickelborn“ im Spätsommer / Frühherbst 2000 (aus BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).

Im erwärmten Wasser des Abschnitts „Dolberg“ (in der vorliegenden Auswertung nicht bearbeitet) wurden signifikant mehr Döbel und Ukelei und viel weniger Aale festgestellt als im Abschnitt „Eickelborn“, der 14 – 24 km flussaufwärts der Einleitungsstrecke entfernt liegt.

Im Abschnitt „Lippborg“, der sich 3,5 – 7 km flussaufwärts der Einleitung befindet und dessen Probestrecken in der vorliegenden Auswertung verwendet wurden, sind erhöhte Anteile von Döbel und Ukelei festzustellen, die sich durch eine „Strahlwirkung“ der großen Populationen dieser Arten im flussabwärts gelegenen, erwärmten Abschnitt erklären lassen. Die „unerwünschte Strahlwirkung“ der Abwärmeeinleitung auf die Fischfauna der nicht erwärmten Lippeabschnitte wirkt sich also noch mehrere Kilometer flussaufwärts aus.

Signifikante Korrelationen der Abundanz mit der **Entfernung von der Klostermersch** belegen bei drei Arten eine „positive Strahlwirkung“. Quappen pflanzen sich in der Klostermersch erfolgreich fort, von hier aus besiedeln Jungfische die Umgebung (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 b). Auch bei der Schmerle ist ein „Austrag“ von Fischen aus der Klostermersch in nahe gelegene Ausbaustrecken wahrscheinlich. In den Jahren 1999 – 2002, dem Zeitraum, in dem die signifikanten Korrelationen ermittelt wurden (vgl. Tabelle 14, S. 33), waren die Schmerlenbestände in der Klostermersch besonders groß (ABU 2006). Das Verbreitungsmuster der Äsche kann ebenfalls durch die Fortpflanzung dieser Art in der Klostermersch entstehen (zum Reproduktionsnachweis s. ABU 2002 a), kann aber auch eine Folge des Besatzes sein; ein wichtiger Besatzort der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg für Äschen liegt nämlich direkt flussabwärts der Klostermersch (KRISCH 2007 mdl).

Der Ukelei schließlich erreicht höhere Dichten, je weiter die Probestrecke von der Klostermersch entfernt liegt. Ukeleis meiden wahrscheinlich nicht die Klostermersch, sondern werden durch die Abwärme-Einleitung gefördert (s.o.). Diese liegt weit flussabwärts der Klostermersch, so dass hohe Abundanzen des Ukeleis gleichzeitig weit von der Klostermersch entfernt und nahe an der Abwärme-Einleitung auftreten (vgl. Tabelle 11, S. 31).

Bei den weiteren, untereinander stark korrelierten Umweltvariablen treten keine eindeutigen Korrelationen mit den Abundanzen von Arten auf. Die **Menge naturnaher Uferstrecken** in der Umgebung einer Probestrecke (und gleichzeitig die Entfernung zum nächsten naturnahen Ab-

schnitt) scheint keinen Einfluss auf die Verbreitungsmuster der Arten zu haben. Unter dem Begriff „naturnahe Uferstrecken“ sind Renaturierungen, Entfesselungen und kleinere unbefestigte Strecken zusammengefasst. Da Korrelationen mit der Entfernung von der Klostermersch bestehen, solche mit naturnahen Strecken allgemein aber nicht, liegt der Schluss nahe, dass die „Strahlwirkung“ die von den verschiedenartigen naturnahen Strecken ausgeht, nicht gleich ist. Zum einen bestehen für einige Arten Unterschiede hinsichtlich der Abundanzen in entfesselten oder renaturierten Abschnitten (s. Kapitel 4.1, S. 19), zum anderen dürfte einfach die Menge an Fischen, die für eine Abwanderung zur Verfügung steht, bei Entfesselungsstrecken und Renaturierungen deutlich verschieden sein. Im Untersuchungsgebiet sind die stets nur auf einem Ufer liegenden Entfesselungsstrecken zwischen 40 und 800 m lang, der Mittelwert liegt im Jahr 2002 etwa bei 250 m. In der fast 2 km langen renaturierten Klostermersch sind beide Ufer naturnah gestaltet. Damit stehen den Fischen dort etwa 15mal so viele Uferstrecken zur Verfügung wie an einer durchschnittlichen Entfesselungsstrecke; es ist also allein rechnerisch ein 15mal höherer „Austrag“ von Individuen zu erwarten.

### 5.3.2 Analyse der gesamten Fischfauna

Die kanonische Korrespondenzanalyse zeigte dass Umweltvariablen, die auf Strahlwirkung hindeuten, die Fischfauna ausgebauter Strecken beeinflussen können. Dieser Einfluss nimmt mit der Entfernung ab. Die flussabwärts der Klostermersch zu beobachtende allmähliche Reduzierung der Ähnlichkeiten der Fischfauna zu der renaturierten Strecke ist zwar kein absoluter Beweis für eine „Strahlwirkung“, aber ein Indiz für die positiven Einflüsse naturnaher Abschnitte auf Ausbaustrecken, das in dieselbe Richtung weist wie die anderen Ergebnisse.

### 5.4 Altersaufbau

Ein Kriterium der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000, s. Anhang V) ist die Altersstruktur der Fischgemeinschaften. Im Zusammenhang mit der „Strahlwirkung“ stellt sich die Frage, ob der Altersaufbau von „ausstrahlenden“ Arten in den Ausbaustrecken vom Altersaufbau in den „Strahlquellen“ abweicht.

Quappen benötigen für ihre Larvalentwicklung lange überstaute Auen oder ähnliche Lebensräume (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 b). In der renaturierten Klostermersch konnte indirekt in mindestens zwei Jahren eine erfolgreiche Reproduktion und eine Ausbreitung von Jungfischen von hier aus nachgewiesen werden. Die 0+-Fische besiedeln auch ausgebauten Strecken flussabwärts der Klostermersch, wo neben den Jungtieren auch ältere Quappen vorkommen.

Einige Jahre nach der Renaturierung der Klostermersch entwickelte der Steinbeißer hier eine mittelgroße Population, die offenbar in die Umgebung „ausstrahlte“. Der Altersaufbau des Steinbeißers in ausgebauten Strecken, die man zuvor eigentlich als kaum geeignet für die Art eingeschätzt hätte, unterscheidet sich nicht von demjenigen in der Klostermersch. Es ist nicht zu entscheiden, ob diese Individuen alle aus der Klostermersch stammen oder ob auch in den Ausbaustrecken eine erfolgreiche Reproduktion stattfindet. Deutlich wird aber, dass selbst mittelgroße Steinbeißerpopulationen ein gutes Ausbreitungspotenzial besitzen. Neu entstehende Lebensräume werden rasch gefunden, und die besiedelten Räume stehen genetisch miteinander in Kontakt, selbst wenn sie durch mehrere Kilometer lange strukturarme Ausbaustrecken voneinander getrennt sind.



## 5.5 Gesamtfazit

### 5.5.1 „Strahlwirkungseffekte“ bei einzelnen Fischarten

Eine Beeinflussung der Fischbestände ausgebauter Flussstrecken durch naturnah gestaltete Strecken ist mit den Langzeitdaten von der Lippe nachweisbar. Darüber hinaus lässt sich aber auch eine „unerwünschte“ Beeinflussung durch anthropogene Eingriffe (Wehre, thermische Belastung) feststellen. Phänomene aus beiden Gruppen treten insgesamt bei 13 der 21 untersuchten Arten auf (Tab. 18).

**Tab. 18:** Überblick über die Reaktion der Arten auf die untersuchten Umweltvariablen.

- + Art reagiert auf den Einfluss (z.B. Renaturierung, geringe Entfernung zur Klostermensch) mit Abundanzzunahme
- Art reagiert auf den Einfluss (z.B. geringe Entfernung zum Wehr, hohe Abflüsse) mit Abundanzabnahme

Arten	Einfluss von naturnah umgestalteten Abschnitten auf ausgebaute Strecken					Einfluss von anthropogenen Beeinträchtigungen		Einfluss der Witterung maximaler Abfluss im August
	Abundanz vor und nach der Renaturierung der Klostermensch	Bestandsverlauf und Menge naturnaher Abschnitte	Bestandsverlauf und Bestand in der Klostermensch	Verbreitungsmuster: Entfernung zur Klostermensch	Verbreitungsmuster: Entfernung zur nächsten naturnahen Strecke	Entfernung vom Wehr (Stauinfluss)	Entfernung zur Abwärme-Einleitung (Wärmeeinfluss)	
Aal								
Äsche			+	+		-		
Bachforelle								
Bachneunauge								
Barbe						-		-
Döbel			+				+	-
Dreistachliger Stichling	+							
Flussbarsch								
Groppe						-		
Gründling	+							
Hasel								
Hecht								
Kaulbarsch	+		+			-		
Nase								
Quappe			+	+		-		
Rotaugen								-
Schmerle	+	+		+	(+)			
Steinbeißer	+	+						
Ukelei			+				+	
Zander			+					
Zwergstichling	+		+					

+ Art reagiert auf den Einfluss mit Abundanzzunahme

- Art reagiert auf den Einfluss mit Abundanzabnahme

Vergleicht man diese Artenliste mit der in Kapitel 2 vorgenommenen Einteilung der Fischarten in drei Gruppen, so wird deutlich, dass Vertreter aus allen drei Artengruppen Effekte der Strahlwirkung zeigen: Arten, deren Ansprüche in der ausgebauten Lippe komplett erfüllt werden, Arten, die nur in naturnahen Abschnitten leben können und Arten, die zeitweise naturnahe Strukturelemente benötigen (Tab. 19, S. 56). Es sind sowohl Arten mit kurzer als auch mit mittlerer Migrationsdistanz betroffen.

**Tab. 19:** Einteilung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren Ansprüchen an die Naturnähe (vgl. Tab. 1, S. 6) und dem Auftreten von „Strahlwirkungs-Phänomenen“.

Distanz Migrationsdistanz (JUNGWIRTH et al. 2003) als Maß für die Mobilität  
 a „positive Strahlwirkung“  
 b „unerwünschte Strahlwirkung“

Art	Notwendigkeit Naturnähe	Distanz	a	b
Aal	Ausbauzustand genügt	lang		
Döbel	Ausbauzustand genügt	kurz	x	x
Dreistachl. Stichl.	Ausbauzustand genügt	(kurz)	x	
Flussbarsch	Ausbauzustand genügt	kurz		
Groppe	Ausbauzustand genügt	kurz		x
Kaulbarsch	Ausbauzustand genügt	kurz	x	x
Rotauge	Ausbauzustand genügt	kurz		
Bachneunauge	immer naturnah	mittel		
Schmerle	immer naturnah	kurz	x	
Steinbeißer	immer naturnah	kurz	x	
Zwergstichling	immer naturnah	(kurz)	x	
Barbe	zeitweise naturnah	mittel		x
Nase	zeitweise naturnah	mittel		
Quappe	zeitweise naturnah	mittel	x	x
Äsche	zeitweise naturnah	kurz	x	x
Bachforelle	zeitweise naturnah	kurz		
Gründling	zeitweise naturnah	kurz	x	
Hasel	zeitweise naturnah	kurz		
Hecht	zeitweise naturnah	kurz		
Ukelei	zeitweise naturnah	kurz	x	x
Zander	zeitweise naturnah	kurz	x	

Welche Charakteristika besitzen Arten, bei denen keine „Strahlwirkungs-Phänomene“ wahrscheinlich gemacht werden konnten?

- Der Aal pflanzt sich im Süßwasser nicht fort, so dass eine Strahlwirkung unwahrscheinlich ist.
- Flussbarsch und Rotauge sind euryök und von den untersuchten Umweltvariablen offenbar weitgehend unabhängig.
- Bei Bachneunaugen scheinen höhere Siedlungsdichten in naturnahen Abschnitten keine nachweisbare Strahlwirkung auf benachbarte Ausbaustrecken zu haben, möglicherweise, weil die Art auf Schlamm- oder Sandbänke angewiesen ist und bei Fehlen solcher Strukturen sich auch in der Klostermersch benachbarten ausgebauten Strecken nicht halten kann.
- Die Nase ist im Untersuchungsgebiet insbesondere in ausgebauten Gewässerstrecken noch zu selten, um bei dieser Art „Strahlwirkungs-Phänomene“ nachweisen zu können.
- Die räumliche Verteilung der Bachforellen wird eventuell durch Besatz beeinflusst.
- Beim Hasel sind die Gründe für fehlende Strahlwirkung nicht ersichtlich.
- Beim Hecht scheinen Besatzmaßnahmen möglicherweise vorhandene Fortpflanzungsschwerpunkte (z.B. in der Klostermersch) zu überdecken.

### 5.5.2 „Strahlwirkungseffekte“ auf die gesamte Fischzönose ausgebauter Strecken

Die Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse geben Hinweise darauf, wie stark Strahlwirkungseffekte eine Fischzönose beeinflussen können. Dabei ist interessant, dass die Fischfauna ausgebauter Strecken stärker von der Fernwirkung anderer Strukturen abhängt als die Fischfauna renaturierter und entfesselter Strecken, also mehr „am Tropf hängt“ (Tab. 17, S. xx). Aber auch die signifikanten „Strahlwirkungsparameter“ unterscheiden sich in der Stärke ihres Einflusses zwischen ausgebauten und naturnäheren Strecken. Der Parameter „Menge naturnaher Strecken...“ ist etwa doppelt so wichtig für ausgebauten Probestellen wie für naturnähere Probestellen, was nahe legt, dass der Profit, den ausgebauten Strecken aus den naturnahen Strecken ziehen, mit höherer Trittsteindichte ansteigt. Zudem ist die Entfernung zum nächsten größeren Zufluss für ausgebauten Probestellen von Bedeutung, für die Fischfauna in entfesselten und renaturierten Probestellen jedoch nicht. Auch daran zeigt sich, dass ausgebauten Strecken immer wieder neu von anderen Quellen aus „infiziert“ werden. Die Fischfauna in naturnahen Flussabschnitten ist darauf nicht angewiesen.

Auch die „unerwünschte Strahlwirkung“ wird in ihrem signifikanten Einfluss auf die Fischfauna aller untersuchten Probestellen deutlich.

Die Erklärungskraft der Umweltvariablen gibt einen Eindruck, wie stark Strahlwirkungseffekte sein können. An den ausgebauten Probestrecken wird etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz durch „Strahlwirkungsparameter“ erklärt. Reduziert man die Betrachtung auf die „erwünschte“ Strahlwirkung (zieht man also die Effekte der Wärmeeinleitung ab), bleiben nur etwa 22 % übrig. Anders herum ausgedrückt bedeutet dies, dass die Zusammensetzung und Abundanz der Fischfauna zu etwa 80 % von anderen Einflussgrößen abhängt, allen voran wohl die Struktur der betrachteten Probestrecken selbst.

### 5.5.3 Randbedingungen für „Strahlwirkungseffekte“

Die Daten von der Lippe geben erste Hinweise darauf, wie eine „Strahlquelle“ der Fischfauna beschaffen sein muss und auch darauf, in welchen Entfernungen „Strahlwirkungen“ vorkommen.

Die fast 2 km lange, samt ihrer Aue umfassend renaturierte Klostermersch „produziert“ so viele Fische, dass bei einigen - auch bedrohten - Arten ein Austrag oder Abwandern von Individuen festzustellen ist. In der Umgebung kürzerer Entfesselungsstrecken, die teilweise auch eine sehr hohe Abundanz von Fischen aufweisen, trat dagegen keine signifikante Strahlwirkung auf. Eine „Strahlquelle“ muss also eine gewisse Mindestgröße haben. Für einige Arten sind weitere Eigenschaften erforderlich, z.B. bei der Quappe die Verzahnung von Fluss und Aue, die in reinen Entfesselungsstrecken selten möglich ist.

Fische als mobile Arten können größere Entfernungen zurücklegen, so dass eine Strahlwirkung theoretisch sehr weit reichen kann. Beispiele von Nasen oder Barben, die kilometerlange Wanderungen ausführen können, um bestimmte, besonders gute Laichplätze zu erreichen, belegen dies. In der Lippe war ein über mehrere Kilometer stattfindendes, flussaufwärts gerichtetes „Ausstrahlen“ der sehr großen Döbel- und Ukeleibestände in einem thermisch belasteten Flussabschnitt nachzuweisen. Dieses (allerdings unerwünschte) Phänomen ist ein weiterer Beleg für die Bedeutung hoher Bestandsdichten und großer absoluter Zahlen am Ort einer „Strahlquelle“.

Viele kleine Einzelmaßnahmen wie z.B. Ufer-Entfesselungen sind relativ schnell und kostengünstig zu realisieren und führen zu Bestandsvergrößerungen bei vielen Fischarten. Solche

Maßnahmen können aber längere, umfassend renaturierte Flussabschnitte mit Auenanbindung nicht ersetzen, denn die aufwändigeren Maßnahmen erzielen stärkere Effekte auf die Fischfauna eines Gesamt-Wasserkörpers. Wanderungshindernisse beenden die Strahlwirkung abrupt. An der Lippe war flussaufwärts des (heute niedergelegten) Wehrs Benninghausen, das nur bei Hochwasser durchgängig war, kein Einfluss der unmittelbar unterhalb gelegenen renaturierten Klostermersch feststellbar.

#### 5.5.4 Einfluss der „Strahlwirkung“ auf die Einstufung nach EU-WRRL

Auch das überarbeitete fiBS-Verfahren in der Version 8.0 in Kombination mit der neuen Referenz-Fischfauna für die Lippe kann vorhandene Unterschiede zwischen renaturierten und ausgebauten Flussabschnitten nicht adäquat abbilden. Die beiden Datensätze unterscheiden sich signifikant voneinander, und zwar in den folgenden Parametern (BUNZEL-DRÜKE & ZIMBALL 2005 a, SCHÜTZ et al. 2006, s. auch Abb. 15, S. 46 in der vorliegenden Auswertung):

- Viele Arten besitzen in vielen Untersuchungsjahren in der Klostermersch eine höhere Abundanz (bezogen auf die Gewässerstrecke) als in den Ausbaustrecken.
- Die Anzahl der Referenzarten und die Anzahl der Referenzarten mit Reproduktion und älteren Stadien sind in der Klostermersch höher als in den Ausbaustrecken.

Die Ursache dafür, dass die fiBS-Bewertung diese Unterschiede nicht wiedergibt ist, dass das fiBS-Verfahren nur einen Teil der von der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Parameter:

- die Zusammensetzung und Abundanz der Arten,
- die typspezifischen Arten (und unter ihnen die störungsempfindlichen Arten) und
- die Altersstruktur der Fischgemeinschaften

einbezieht.

Das fiBS-Verfahren verwendet unter anderem

- mit hoher Gewichtung die prozentualen Anteile der häufigsten Arten am Gesamtfang („Leitarten“, in der Lippe sind das sieben),
- mit geringer Gewichtung die Gesamtzahl der nachgewiesenen Referenzarten,
- unter den störungsempfindlichen Arten nur die wandernden Arten,
- die Altersstruktur nur der häufigsten (sieben) Arten,
- Auftreten und prozentuale Anteile verschiedener ökologischer Gilden.

In der Klostermersch weicht die prozentuale Zusammensetzung der Fischfauna in den meisten Jahren deutlich von derjenigen der Referenzfischfauna ab, so dass bei diesem Parameter keine gute Bewertung zustande kommt. Möglicherweise laufen hier noch von den Umbauarbeiten ausgelöste Sukzessionsprozesse ab, die z.B. einen hohen Rotaugenanteil verursachen könnten. Außerdem schwanken die prozentualen Anteile der Arten in Flüssen auch unter ungestörten Bedingungen von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit von Temperatur, Abfluss etc..

Die Unterschiede zwischen der Fischfauna der Klostermersch und der Fischfauna der Ausbaustrecken liegen vor allem in der Abundanz, die das fiBS nicht berücksichtigt und in Vorkommen und Reproduktion auch seltener, störungsempfindlicher Arten, was im fiBS nur eine geringe Rolle spielt. Auch die neue Version des fiBS kann also Unterschiede in der Fischfauna, die durch Unterschiede in der Gewässerstruktur entstehen, nicht eindeutig bewerten und auch die nachgewiesenen Strahlwirkungseffekte im allgemeinen nicht erfassen.

Die Strahlwirkung kann – wie das Beispiel der Lippe zeigt - alle im Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie genannten Faktoren (s.o.) positiv beeinflussen. Das Ausmaß der dadurch eintretenden

Veränderungen ist jedoch je nach Fischart, Lage der untersuchten Strecken und vielen weiteren Faktoren sehr unterschiedlich. Da sich die Fischfaunen ausgebauter Flussabschnitte auf der einen Seite und renaturierter oder entfesselter Abschnitte auf der anderen Seite signifikant voneinander unterscheiden, ist es nicht wahrscheinlich, dass in strukturarmen Ausbaustrecken allein durch Strahlwirkung der gute ökologische Zustand zu erreichen wäre. Eine Verbesserung der Wertzahl (eines besser funktionierenden Bewertungsverfahrens) für die Fischfauna durch die Strahlwirkung ist aber durchaus anzunehmen. Abschnittsweise Maßnahmen können also den Zustand eines Wasserkörpers insgesamt verbessern, wenn auch nicht automatisch in den „guten Zustand“ bringen.

Für die Fisch- und Rundmaularten ist – biologisch gesehen - nicht die Bewertungszahl wesentlich, sondern die Frage, ob abschnittsweise Umgestaltungen den Fluss in ein für diese Art „funktionsfähiges“ Gewässer verwandeln können. Im Fall der mittleren Lippe scheint dies für viele Arten, darunter auch einige bedrohte Arten, zu gelingen, z.B. Quappe, Steinbeißer und Nase, die alle vor Beginn der Maßnahmen sehr selten waren und ihre Bestände nach der Schaffung von geeigneten Habitaten vergrößern konnten.

## 6 Zusammenfassung

Die Auswertung von Langzeituntersuchungen zur Fischfauna in ausgebauten, entfesselten und renaturierten Abschnitten der Lippe erbrachte folgende Ergebnisse:

Die Fischfauna naturnah gestalteter Abschnitte zeichnet sich gegenüber derjenigen von Ausbaustrecken durch höhere Abundanzen (bezogen auf die Gewässerstrecke) sowie durch vermehrtes Auftreten und Reproduktion von anspruchsvollen Arten aus.

Eine Beeinflussung der Fischbestände ausgebauter Abschnitte ist sowohl durch die Fischfauna naturnaher Strecken als auch durch anthropogene Eingriffe in der Umgebung (Abwärme-Einleitung, Stauhaltung) nachweisbar. Phänomene aus beiden Gruppen traten insgesamt bei 13 von 21 untersuchten Arten auf.

Etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz an Ausbaustrecken ließ sich durch „Strahlwirkungsparameter“ erklären. Zweiundzwanzig Prozent betrafen „erwünschte Strahlwirkungen“ durch naturnah umgestaltete Abschnitte.

Eine „Strahlquelle“ muss hohe Bestandsdichten und große absolute Individuenzahlen aufweisen. Aus diesem Grund ist der Effekt umfassend renaturierter Auenabschnitte besonders groß.

Das derzeit eingesetzte Fisch-Bewertungsverfahren fiBS 8.0 bildet die nachgewiesenen Strahlwirkungseffekte nicht ab. Auch die Unterschiede der Fischfaunen von ausgebauten und naturnahen Strecken kann fiBS 8.0 nicht nachvollziehen, die diese Unterschiede vor allem die Parameter betreffen, die in das Bewertungsverfahren nicht oder nur mit geringer Gewichtung einfließen.

## 7 Literatur

(ABU) ARBEITSGEMEINSCHAFT BIOLOGISCHER UMWELTSCHUTZ IM KREIS SOEST e.V. (1997–2006): Jahresberichte über Betreuung und Monitoring in der Klostermersch im Auftrag des Kreises Soest und des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. – ABU e.V., Bad Sassendorf-Lohne.

LIPPEVERBAND & (LÖBF NRW) Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (2001): Monitoring „Uferentfesselung der Lippe in den Bereichen „Disselmersch“ und „Im Winkel““ – Bericht zum Jahr 2000. – Unveröffentlichtes Gutachten, zusammengestellt von der ABU, Essen & Recklinghausen.

LIPPEVERBAND & (LÖBF NRW) Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (2005): Monitoring „Uferentfesselung der Lippe in der „Disselmersch““ – Bericht zu den Untersuchungsjahren 2000 bis 2004. – Unveröffentlichtes Gutachten, zusammengestellt von der ABU, Essen & Recklinghausen.

BODE, H. (1954): Die hydrologischen Verhältnisse am Südrand des Beckens von Münster. – Geol. Jb. 69: 429-454.

BOHLEN, J. (2003): Untersuchungen zur Autökologie des Steinbeißers, *Cobitis taenia*. - Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin, 155 S.

BORCHARD, B. & M. BUNZEL-DRÜKE (1992): Die Fischfauna der Lippeaue zwischen Lippstadt und Lippborg. - Ichthyologisches Gutachten im Rahmen des Lippeaueprogramms im Auftrag des STAWA Lippstadt. Kirchhundem-Albaum & Bad Sassendorf-Lohne.

BITTKAMP, U. (2000): Die Lippe im Rückblick der Güteüberwachung. – In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN & LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Gewässergütebericht 2000 – 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen: 163–176, LUA NRW, Essen.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (2000): Ökologisches Monitoring in der Klostermersch am Beispiel der Fischfauna. - Angewandte Landschaftsökologie 37: 163–175.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (2002): Zur Veränderung der Fischfauna der Lippeaue nach einer umfassenden Renaturierung. – Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V. 78: 95-117.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (2004): Wärmeeinleitung in die Lippe: Auswirkungen auf die Fischfauna. – LÖBF-Mitteilungen 3/04: 44-51.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2004 a): Die Quappe in Nordrhein-Westfalen – Bestandssituation und Schutz eines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. – LÖBF-Mitteilungen 3/04: 12-17.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2004 b): Zur Biologie der Quappe – Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. – Naturschutz und Landschaftsplanung 36: 334-340.

BUNZEL-DRÜKE, M. & O. ZIMBALL (2005 a): Anwendung des neuen Fisch-Bewertungsverfahrens (DUSSLING et al. 2004) auf Langzeitdaten der Lippe. – Untersuchung im Auftrag der LÖBF NRW.

BUNZEL-DRÜKE, M. & O. ZIMBALL (2005 b): Anwendung des neuen Fisch-Bewertungsverfahrens „FAME“ auf Langzeitdaten der Lippe. – Untersuchung im Auftrag der LÖBF NRW.

DETERING, U. (2000): Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. - Angewandte Landschaftsökologie 37: 153–162.

DETERING, U. (2003): Maßnahmen des StUA Lippstadt zur Umsetzung des Lippeauenprogramms. – In: NATUR- UND UMWELTSCHUTZAKADEMIE des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Lippe: Entwicklung, Visionen – Flusskonferenz Lippe. – NUA-Seminarbericht 9: 59-65.

DETERING, U., M. LEISMANN & A. VOLLMER (1999): Die Umsetzung des Gewässerauenprogramms Nordrhein-Westfalen am Beispiel des Oberlaufs der Lippe. - Wasser und Abfall 1999 (6): 48–52.

DIEKMANN, M, U. DUSSLING & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: [www.LVVG-BW.de](http://www.LVVG-BW.de).

DUSSLING, U. (2007): FiBS 8.0 – Softwareanwendung zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. – Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: [www.LVVG-BW.de](http://www.LVVG-BW.de).

DUSSLING, U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2004): Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL – Kurzbeschreibung. – Manuskript erarbeitet durch das Verbundprojekt: Erforderliche Probenahme und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur Ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. – Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: [www.LVVG.bwl.de/FFS](http://www.LVVG.bwl.de/FFS), 13 S.

DUSSLING, U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2007): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer - fiBS – Kurzbeschreibung – Stand: März 2007. – Manuskript basierend auf den Ergebnissen aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahme und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur Ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. – Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: [www.LVVG-BW.de](http://www.LVVG-BW.de), 15 S.

DYTHAM, C. (1999): Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide. – Blackwell Science, Oxford, 218 pp.

(EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – ABl. EG. Nr. L 327 v. 22.12.2000, 81 S.

FAME CONSORTIUM (2004): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005: <http://fame.boku.ac.at>, 66 pp.

FAME PROJECT GROUP (2005): The development of a fish-based assessment method for the ecological status of European rivers – a tool to support the implementation of the European Water Framework Directive: [http://fame.boku.ac.at/downloads/FAME\\_FinalSummary\\_Feb2005.pdf](http://fame.boku.ac.at/downloads/FAME_FinalSummary_Feb2005.pdf), 7 pp.

FAO (1998): Guidelines for the routine collection of capture fishery data. – FAO Fish. Tech. Pap. 382, 113 pp.

- FRENZ, C. (2007): Fisch und Fischerei an der Ruhr – früher, heute, zukünftig. – In: RUHRFISCHE-REIGENOSSENSCHAFT (Hrsg.): 125 Jahre (1881-2006) Ruhrfischereigenossenschaft. RFG, Essen: 15-34.
- FREYHOF, J. (1997): Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Sieg, Germany. – *Folia zoologica* 46 (Suppl. 1): 89-96.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. – Facultas, Wien, 547 S.
- KOSTRZEWA, J., M. PRZYBYLSKI, L. MARSZAL & M. VALLADOLID (2003): Growth and reproductive biology of loaches *Cobitis* Sp. in Lake Lucien, Poland. – *Folia biologica* 51 (Suppl.): 179-182.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 221 S.
- LIPPEVERBAND & (LÖBF NRW) LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN Nordrhein-Westfalen (2001): Monitoring „Uferentfesselung der Lippe in den Bereichen „Disselmersch“ und „Im Winkel““ – Bericht zum Jahr 2000. – Unveröffentlichtes Gutachten, zusammengestellt von der ABU, Essen & Recklinghausen.
- LIPPEVERBAND & (LÖBF NRW) LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN Nordrhein-Westfalen (2005): Monitoring „Uferentfesselung der Lippe in der „Disselmersch““ – Bericht zu den Untersuchungsjahren 2000 bis 2004. – Unveröffentlichtes Gutachten, zusammengestellt von der ABU, Essen & Recklinghausen.
- (LÖBF NRW) LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN Nordrhein-Westfalen (2006): FFH-Bericht Fische. - Unveröffentlichter Bericht.
- (MUNLV) MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (Hrsg.) (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna. - Unveröffentlichter Projektbericht, Bearbeiter NZO GmbH und Institut für angewandte Ökologie unter fachlicher Leitung der Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat 51.4.
- NZO GMBH (2003): Biozönotische Leitbilder für die Flusslandschaften in NRW (Teilbeitrag: Fischfauna, Teil 2: Steckbriefe für die Fischfauna der Fließgewässertypen in NRW). – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF NRW, 154 S.
- RICKER, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. – *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 2-6.
- SACHS, L. (1978): Angewandte Statistik: Statistische Methoden und ihre Anwendungen. 5. Auflage. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 553 S.
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. – In: PETTS, G.E. (ed.): *River Conservation and Management*. – John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: 363-382.
- SCHÜTZ, C. (2005): Application of WFD fish assessment tools: results from an investigation program in North Rhine-Westphalia, 2004. – im Druck.



SCHÜTZ, C., M. FUCHS, M. BUNZEL-DRÜKE & O. ZIMBALL (2006): Sondermessprogramm 2004/2005: „Biologische Monitoringmethoden an Fließgewässern“ – Bericht Fische, Teil 1: Erprobung neuer Fischbewertungssysteme für die Anwendung in der WRRL. – Untersuchung im Auftrag des MUNLV NRW. – Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Abt. Fischerei, Albaum. 137 S.

(STUA) STAATLICHES UMWELTAMT LIPPSTADT (Hrsg.) (2002): Die Klostermersch – Ein Fluss erobert seine Aue zurück. - Broschüre, bearbeitet durch die ARBEITSGEMEINSCHAFT BIOLOGISCHER UMWELTSCHUTZ im Kreis Soest e.V.; Lippstadt. 21 S.

ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in bezug auf deren Lebensraumanprüche. – Österreichs Fischerei 52: 198-205.