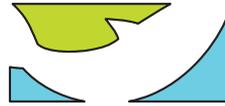


Dr. Svenja Storm
Dr. Margret Bunzel-Drücke

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung





Ergebnisbericht zum EMFF-Projekt Maßnahmenanalyse
zum Fischbestand der Lippe (NW-718)

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und
Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen

Dr. Svenja Storm¹ & Dr. Margret Bunzel-Drüke²



Band 10

¹ Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.,
storm@fv-westfalen.de

² ABU im Kreis Soest e.V. / Biologische Station Soest, Teichstraße 19, 59505 Bad-Sassendorf Lohne,
abu@abu-naturschutz.de

Herausgeber: Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
Sprakeler Str. 409
48159 Münster

Bearbeitung: Dr. Svenja Storm
Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
Sprakeler Str. 409
48159 Münster

Titelfoto: Nasen – Jan Lindner

Abbildungen: Alle Abbildungen und Fotos wurden von den beiden Autorinnen erstellt,
Fremdwerke wurden als solche mit Einvernehmen des jeweiligen Autors
gekennzeichnet

Layout & Satz: Hubertus Wittmers, Münster

Druck: Druckhaus Tecklenborg, Steinfurt

Vertrieb: Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
Sprakeler Str. 409
48159 Münster
E-Mail: info@lfv-westfalen.de
Homepage: www.lfv-westfalen.de

© 2022 Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

ISBN 978-3-9809545-8-7

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck nur mit Genehmigung des
Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V.

Printed in Germany

Die vorliegende Arbeit wurde aus Mitteln der Fischereiabgabe und
des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (NW – 718) gefördert.

Der ausführliche Ergebnisbericht zum EMFF-Projekt findet sich unter:
https://www.lfv-westfalen.de/images/pdf/lippeprojekt_abschlussbericht_storm2020.pdf



Inhalt

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen

I	Autorenschaften und Bildrechte	8
II	Vorwort	9
1.	Kurzfassung	11
2.	Einführung & Projektziele	17
3.	Die Lippe	19
3.1.	Grundlagendaten	19
3.2.	Sohlsubstrate	19
3.3.	Wasserqualität	23
3.4.	Ausbauzustand	23
3.5.	Querbauwerke und Stauabschnitte	27
3.6.	Auengewässer	28
4.	Auswertung von (Alt-)Daten und Gutachten	29
5.	Standardisierte Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässer	30
5.1.	Elektrobefischungen 2017 & 2018	34
5.1.1.	Verbreitung und Abundanz	34
5.1.2.	Verbreitungsmuster	39
5.1.3.	Beziehungen zwischen der Abundanz von Arten & der Naturnähe der Lippestrecken	41
5.2.	Nachtbefischungen	47
5.3.	Befischung Stillgewässer	52
5.3.1.	Abundanz, Frequenz & Artenzusammensetzung	54
5.3.2.	Konnektivität der Auengewässer und Besiedlung durch Fische	56
6.	Analyse von Eisvogelgewöllen	58
7.	Reusenfang am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019	62
7.1.	Artenzusammensetzung	63
7.2.	Saisonalität	65
7.3.	Längenverteilung	68
7.4.	Vergleich mit früheren Reusenkontrollen	71
7.5.	Zusammenfassung & Fazit	71

8.	Besonderung von Wanderfischen 2018 bis 2019	74
8.1.	Sender	74
8.2.	Receiver-Standorte	75
8.3.	Versuchtierfang	77
8.4.	Besonderung	78
8.5.	Auswertung der Daten	78
8.6.	Allgemeine Ergebnisse	79
8.7.	Darstellung einzelner Individuen	81
8.7.1.	Bachforelle & Flussneunauge	82
8.7.2.	Aland	82
8.7.3.	Barbe	84
8.7.4.	Brassen	86
8.7.5.	Döbel	88
8.7.6.	Nase	89
8.8.	Passieren der Rauschen in Wesel	93
9.	Untersuchungen mit dem DIDSON-Sonar	96
9.1.	Standort und Technik	96
9.2.	Aal	98
9.3.	Flussneunauge	101
9.4.	Schwärme	104
9.5.	Zusätzliche Beobachtungen	107
10.	Gesamtbetrachtung aller Ergebnisse	111
10.1.	Artenliste und Fangzahlen	111
10.2.	Artkapitel	114
10.2.1.	Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	114
10.2.2.	Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	117
10.2.3.	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	120
10.2.4.	Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	123
10.2.5.	Brassen (<i>Abramis brama</i>)	126
10.2.6.	Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	130
10.2.7.	Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)	133
10.2.8.	Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	136
10.2.9.	Aland (<i>Leuciscus idus</i>)	140
10.2.10.	Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	143
10.2.11.	Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	146

10.2.12. Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)	151
10.2.13. Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	154
10.2.14. Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	157
10.2.15. Wels (<i>Silurus glanis</i>)	161
10.2.16. Hecht (<i>Esox lucius</i>)	165
10.2.17. (Bach- / Meer-) Forelle (<i>Salmo trutta</i>)	168
10.2.18. Atlantischer Lachs (<i>Salmo salar</i>)	172
10.2.19. Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	174
10.2.20. Quappe (<i>Lota lota</i>)	177
10.2.21. Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	180
10.2.22. Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	184
10.2.23. Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	187
10.2.24. Schwarzmaulgrundel (<i>Neogobius melanostomus</i>)	189
10.2.25. Marmorgrundel (<i>Protherorhinus semilunaris</i>)	192
10.2.26. Sonstige Arten	195
11. Defizitanalyse und Verbesserungsvorschläge	197
11.1. Wasserqualität	197
11.1.1. Belastung durch diffuse Quellen	197
11.1.2. Kläranlagen	197
11.1.3. Grubenwasser	200
11.1.4. Abwärme	204
11.2. Habitatstruktur	204
11.2.1. Habitatstruktur Lippe	204
11.2.2. Habitatstruktur Auengewässer	205
11.3. Querbauwerke	206
11.3.1. Überblick über die 21 für Fische relevanten Querbauwerke	207
11.3.2. Sohlgleite/Sohlrampe flussabwärts der Renaturierungsstrecke an der Mündung (Fluss-Kilometer 0,4)	209
11.3.3. Sohlrampe flussaufwärts der renaturierten Mündung am Lippeschlösschen (Fluss-Kilometer 2,3)	210
11.3.4. Wehr Dahl (Fluss-Kilometer 83,7)	212
11.3.5. Wehr Buddenburg (Fluss-Kilometer 91,8)	213
11.3.6. Wehr Beckinghausen (Fluss-Kilometer 99,3)	214
11.3.7. Wehr Stockum (Fluss-Kilometer 116,6)	215
11.3.8. Wehr Hamm (Fluss-Kilometer 125,1)	217

11.3.9. Wehr Uentrop (Fluss-Kilometer 138,0)	218
11.3.10. Ableitungswehr Boker Heide (Fluss-Kilometer 208,6)	219
11.3.11. Prioritätenliste für den Umbau der Querbauwerke in der Lippe	221
12. Prädation	223
13. Invasive Arten	227
13.1. Blaubandbärbling	227
13.2. Sonnenbarsch	229
13.3. Flussgrundel	230
13.4. Schwarzmaulgrundel	231
13.5. Kesslergrundel	233
13.6. Marmorgrundel	234
13.7. Kamberkrebs	236
13.8. Wollhandkrabbe	238
13.9. Fazit invasive Arten	238
14. Besatz / Wiederansiedlungen	241
14.1. Besatzmaßnahmen	241
14.1.1. Äsche	242
14.1.2. Bachforelle	244
14.1.3. Quappe	245
14.2. Wiederansiedlung	246
15. Öffentlichkeitsarbeit	247
15.1. Flusslandschaft des Jahres 2018/2019	247
15.2. Weitere projektbezogene Öffentlichkeitsarbeit	250
16. Perspektiven des Projektes	251
17. Literatur	253
III Glossar	266
IV Abkürzungsverzeichnis	267
V Abbildungsnachweis	268
VI Danksagungen	269



I Autorenschaften und Bildrechte

Der Bericht wurde von der Projektleitung Dr. Svenja Storm in Zusammenarbeit mit Dr. Margret Bunzel-Drücke verfasst. An der Zusammenstellung einzelner Kapitel wirkten zudem **Dr. Marc Schmidt** und **Dr. Manuel Langkau** (LFV Hydroakustik GmbH, Kap. 9) sowie **Wolfgang Pilarski** (Kap. 14.1.2) mit. **Olaf Zimball** und **Joachim Drücke** (ABU) verfassten eigene Abschnitte.

Viele der hier abgebildeten Fotos entstammen der Datenbank des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V. oder wurden von den Auftragnehmern (ABU, NZO GmbH, LimnoPlan und LFV Hydroakustik GmbH) im Rahmen ihrer projektbezogenen Ausführungen angefertigt. Zudem wurden auch Bilder und Grafiken aus weiteren Quellen genutzt. Bilder, die nicht aus dem LFV-Bestand stammen, sind durch eine entsprechende Autorenangabe im Abbildungsnachweis (Kap. V) gekennzeichnet. Die Vervielfältigung oder Nutzung einzelner Bilder ist im Vorfeld mit dem Landesfischereiverband bzw. mit den Autoren abzustimmen.

II Vorwort

Mit 220 km Länge ist die Lippe der bedeutendste Fluss, der in seiner Gänze durch Nordrhein-Westfalen fließt. Der Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. verfügt über weitläufige Fischereirechte an der Lippe und bezeichnet sie somit zu Recht liebevoll als „Hausgewässer“. Von der Quelle bis zur Mündung bietet die Lippe vielfältige Angelmöglichkeiten, vom Fliegenfischen auf Bachforellen im Oberlauf, Feedern auf einen der zahlreichen kapitalen Döbel im Mittellauf bis hin zum Stippen auf Rotaugen und andere sog. Weißfische in den ausgebauten Bereichen des Unterlaufs.



Die Lippe durchlebt eine enorme Entwicklung. Von einem industriell geprägten, ausgebauten, von Einleitungen und Abwässer belasteten Fluss vollzieht sich der Wandel zu einem Gewässer, das immer mehr naturnahe Strecken aufweist und Lebensraum für Flora und Fauna sowie Erholungsgebiet für die Bevölkerung darstellt.

Maßgeblich haben auch die Angler dazu beigetragen, etwa mit ihrem Engagement für die beinahe ausgestorbene Quappe. Diese Art konnte gerettet werden und es geht ihr mittlerweile wieder so gut, dass sie unter einigen Schutzauflagen sogar beangelt werden darf. Die heimischen Bestände der Äsche, die u. a. durch den Kormoran massive Einbußen erleiden, sowie die Bachforellenpopulation werden ehrenamtlich durch Hegegemeinschaften der Angelvereine gestützt und durch regelmäßige Elektrobefischungen kontrolliert.

Bisher fehlten jedoch Daten, die ein vollständiges Bild der Fischfauna der Lippe zeichnen. Durch die stichpunktartigen Befischungen im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie ließen sich die Probleme der Fischbestände nicht abbilden. Mit der vorliegenden Studie des Landesfischereiverbandes konnten erstmals Missstände klar aufgezeichnet werden und konkrete Maßnahmenforderungen gestellt werden. Die mit klassischen und innovativen Methoden erzielten Einblicke in die Ichthyofauna der Lippe werden den Fischen zugutekommen.

Die an der Lippe liegenden Angelvereine haben das Projekt vielfältig unterstützt. Vorneweg sei der mühsame, ehrenamtliche Einsatz der Angler bei den täglichen Reusenkontrollen dankend erwähnt. Sie haben auch unter widrigen Umständen täglich mehrere Stunden in das Säubern der Reuse und das Auszählen der Fische investiert. Andere Vereine lieferten wertvolle Informationen zu Befischungstrecken und seltenen Fängen inklusive Bildmaterial.

Die Zusammenstellung aller Daten zeigt eine positive Entwicklung auf. Doch trotz umfangreicher Renaturierungsmaßnahmen gibt es noch viel zu tun: Querbauwerke versperren wanderwilligen Fischen den Weg zu geeigneten Laichhabitaten, noch immer soll Grubenwasser eingeleitet werden und vor allem im Unterlauf fehlt es noch an Strukturvielfalt und angebundenen Auengewässern.

Die Erkenntnisse dieser Studie dürfen nicht in den Schubladen der Behörden und anderer Institutionen versinken. Mit den hier dargestellten Ergebnissen werden wir unseren Einsatz für einen

besseren Fischbestand der Lippe noch verdoppeln. Der Landesfischereiverband hat seit Projektende bereits viele Hebel in Gang gesetzt, um Politik und Verwaltung zum Handeln zu bewegen.

Als ein besonderes Highlight dieser Studie möchte ich den im Projekt nachgewiesenen Lachs bei Wesel erwähnen. Dieser Fang veranlasste uns dazu, in den Jahren 2020 und 2021 junge Lachse im Oberlauf der Lippe und in die Alme zu besetzen. Hoffen wir, dass in Zukunft vermehrt Lachse ihren Weg (zurück) in die Lippe finden und auf diese Weise Zeugnis für eine steigende Gewässerqualität ablegen!



Horst Kröber

Vorsitzender Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

I. Kurzfassung

Das Projekt „Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe“ konnte viele wertvolle Ergebnisse zur Fischfauna der Lippe generieren. Die bedeutendsten Ergebnisse und daraus resultierende Maßnahmvorschläge sind im Folgenden stichpunktartig zusammengefasst:

Die Lippe

- Die 220 km lange Lippe hat ein Einzugsgebiet von 4.880 km² und an der Mündung einen Mittelwasserabfluss von 45 m³/s.
- Im Ober- und Unterlauf ist Kies das prägende Sohlssubstrat, im Mittellauf sind es Sand und Mergel.
- Rund 66 % der Lippe sind ausgebaut, der Rest renaturiert (naturnah) oder „entfesselt“.
- Einige Strecken werden durch Bergsenkungen stark beeinflusst.
- Die Zahl der Querbauwerke ist für einen Fluss dieser Größe recht gering.
- Nur im Mittellauf existieren noch (bzw. wieder) nennenswerte Zahlen von Auengewässern.

Allgemein

- Insgesamt konnten 48 Fisch- und Rundmaularten gefangen werden, davon waren 15 nicht einheimisch.
- Von der Referenzfauna der Lippe konnten lediglich sechs Arten nicht nachgewiesen werden, diese sind Stör, Schneider, Schlammpeitzger, Schnäpel, Maifisch und Finte.

Elektrobefischungen – Lippe

- Die zahlenmäßig häufigsten Arten in der Lippe waren 2017 in der Reihenfolge ihrer Abundanz bzw. ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Schwarzmaulgrundel, Marmorgrundel und Döbel; im Jahr 2018 Schwarzmaulgrundel, Döbel und Marmorgrundel.
- In beiden Jahren am weitesten verbreitet (Frequenzen > 70 %) waren die Arten Flussbarsch, Aal, Dreistachliger Stichling, Döbel, Schmerle und Gründling.
- Die durchschnittliche Fischdichte betrug in den Lippestrecken 305 (2017) bzw. 338 (2018) Fische pro 100 m.
- Die mittlere Artenzahl lag im Jahr 2017 bei etwa 15, im Jahr 2018 bei etwa 14 Arten pro befischter Lippestrecke.
- 44,2 % aller in der Lippe gefangenen Individuen waren im Jahr 2017 allochthon (2018: 32,2%), maßgeblich auf den hohen Abundanzen von Schwarzmaul- und Marmorgrundeln beruhend.
- Die Fischfauna der Lippe zeigt ab dem Wehr Uentrop zunehmend größere Abweichungen von den Referenzfaunen. Besonders einschneidend sind das Auftreten von Marmor- und Schwarz-

maulgrundel, aber auch die sehr geringen Rotaugenanteile ab der Grubenwassereinleitung und die ebenfalls ab dieser Stelle sehr hohen Anteile des Döbels.

- Das Vorkommen der anspruchsvollen „Brutverstecker“, die gut durchspülte Kiesbänke einer gewissen Mächtigkeit benötigen, beschränkt sich derzeit weitgehend auf die obere Lippe mit ihren Plänerkies-Vorkommen.
- Auffällige Verbreitungslücken von Hasel, Barbe und Nase treten zwischen Hamm und Lünen auf, wo sieben Wehre die Lippe zerstückeln, die sie bis auf kurze Strecken jeweils direkt unterhalb der Wehre einstauen. Da alle lithophilen Arten auch rheophil sind, fehlen ihnen hier nicht nur Laichplätze, sondern allgemein Lebensräume.
- Im kiesigen Unterlauf der Lippe erreichen viele der Oberflächen-Deponierer und der fakultativen Kieslaicher ihre höchsten Dichten, was die Bevorzugung dieser Arten von Kies gegenüber Sand dokumentiert.
- Die Populationen von Aland und Rapfen enden flussaufwärts abrupt am Wehr Dahl. Dieses bildet eine klare Barriere für die Ausbreitung der beiden Arten.
- Naturnahe Strecken weisen im Mittel höhere Fischdichten und Artenzahlen auf als ausgebaute und entfesselte Strecken.
- 17 Arten und damit der größte Anteil weisen ihre höchsten CPUE-Werte in naturnahen Strecken auf, neun Arten bevorzugen ausgebaute Strecken (darunter vier allochthone Arten), drei Arten erreichen die höchsten Dichten in Entfesselungsstrecken und weitere neun Arten ließen sich nicht eindeutig zuordnen. Renaturierungen können den Zustand der Fischfauna demnach deutlich verbessern, indem heimische Arten gefördert und invasive Arten zurückgedrängt werden.

Elektrobefischungen – Stillgewässer

- Die zahlenmäßig häufigsten Arten in den Stillgewässern waren 2017 in der Reihenfolge ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Moderlieschen, Rotauge, Blaubandbärbling und Bitterling, alle mit einem Anteil über 10 %. 2018 waren die entsprechenden Arten Moderlieschen, Blaubandbärbling und Bitterling.
- Die höchsten Frequenzen in den Stillgewässern mit Werten von über 50 % erreichten 2017 Blaubandbärbling, Schleie, Hecht und Flussbarsch. 2018 wiesen Schleie, Flussbarsch, Blaubandbärbling, Hecht und Rotauge die weiteste Verbreitung auf.
- Der durchschnittliche CPUE-Wert für ein Auengewässer betrug 2017 141,5 gefangene Individuen / 10 min und 2018 287,8 gefangene Individuen / 10 min.
- Eine Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren prozentualen Anteilen am Gesamtfang in Gewässern unterschiedlicher Konnektivität konnte klare Präferenzen der einzelnen Arten für die Lippe bis hin zu isolierten Gewässern aufzeigen. Demnach müssen zur Förderung der verschiedenen Arten Gewässer verschiedener Konnektivitätstypen erhalten und geschaffen werden.

Nachtbefischungen

- Bei den Nachtbefischungen wurden im Schnitt doppelt so viele Fische wie am Tag gefangen. Dazu waren die Fische nachts größer und wiesen eine abweichende Artenzusammensetzung auf. Insbesondere Hasel, Nase und Rotaugen wurden in deutlich höheren Dichten in der Nacht gefangen.

Eisvogelgewöllanalyse

- Die Analyse von Eisvogelspeiballen aus Bruthöhlen bildet einen etwas anderen Ausschnitt der Fischfauna ab als die Elektrofischerei, die Zahl der nachgewiesenen Arten ist jedoch bei beiden Methoden ähnlich.
- Bodenorientierte Fischarten tauchen im Gewölle etwas seltener auf als bei Elektrobefischungen in der Lippe, Auenarten etwas häufiger.
- Der Eisvogel hat eine starke Präferenz für Schwarzmaulgrundeln.
- Durch die Gewöllanalyse erhöht sich die Chance, Vorkommen bzw. Reproduktion auch seltener (und kleiner) Arten u.a. in Auengewässern nachzuweisen.

Reusenkontrolle

- Der Döbel war mit 30 % des Gesamtfanges die häufigste Art bei der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg.
- Die einzelnen Arten zeigten unterschiedliche Wandermuster in Bezug auf die Saisonalität und Längenklassen bzw. Altersstadien.
- Temperaturanstiege und erhöhte Abflüsse ließen die Fischzahlen in der Reuse ansteigen.
- Der naturnahe Fischaufstieg am Wehr Buddenburg weist eine eingeschränkte Passierbarkeit oder Auffindbarkeit für Jung- und Kleinfische sowie für adulte, rheophile Fische auf.
- Im Vergleich zu früheren Reusenkontrollen hat vor allem der Brassen die größten Abundanzverluste zu verzeichnen, der Hasel dagegen kam in früheren Reusenkontrollen nicht vor und machte nun 11 % des Gesamtfanges aus.
- Ein potenzieller 0+ Lachs konnte bei den Reusenfängen im Jahr 2019 nachgewiesen werden.

Markierung von Wanderfischen

- Sieben von 32 markierten Alanden sind weiter als Wesel, dem Besatzort, in die Lippe aufgestiegen. Der höchste erreichte Punkt lag bei Haltern, 55 km von der Mündung entfernt. Die Alande zeigten ein enges Aufstiegsfenster in der Lippe und überwandern bis auf die unteren beiden Rauschen in Wesel keinerlei Querbauwerke.
- Von 27 markierten Barben befand sich der höchste erreichte Punkt bei Gahlen (km 24) und wurde nur von einem Tier angeschwommen, vier weitere Individuen konnten in Krudenburg

(14 km) verzeichnet werden. Der kiesige Unterlauf der Lippe dient als Laichhabitat für Barben, auch aus dem Rhein, mit guten Reproduktionserfolgen. Es gab mehrere Barben, die im folgenden Jahr aus dem Rhein erneut an ihre Laichplätze in der Lippe zurückgekehrt sind.

- Drei von 18 markierten Brassens sind weiter als Wesel in die Lippe eingeschwommen, ein Tier sogar bis zum Wehr Dahl (km 83), welches aber nicht überwunden werden konnte. Brassens zeigten Schwierigkeiten, die unteren beiden Rauschen in Wesel zu überwinden. Die gelungenen Aufstiege korrelierten meist mit deutlichen Pegelanstiegen.
- Die 39 markierten Döbel zeigten die geringsten Wanderaktivitäten, ein Großteil verblieb über den gesamten Zeitraum von 18 Monaten am Besatzort in Wesel, nur zwei Tiere stiegen zur Laichzeit bis Krudenburg auf (km 14). Wie bei den anderen markierten Fischarten ist davon auszugehen, dass Döbel aus dem Rhein die Lippe als Laichhabitat aufsuchen.
- Die einzige im Frühjahr markierte Nase schwamm mit einer Geschwindigkeit von 6,8 km pro Tag bis zum Wehr Dahl (km 83), was sich eindeutig als nicht überwindbares Hindernis herausstellte. Eine weitere Markierung von Nasen am Wehr Dahl im Herbst mit Besatz sowohl unter- als auch oberhalb bestätigte dieses Ergebnis. Zudem konnte eine weitere Verzögerung der Wanderung am oberhalb gelegenen Wehr Buddenburg festgestellt werden, welches erst bei Hochwasser überwunden werden konnte. Der naturnahe Fischaufstieg wird von den Nasen offenbar nicht genutzt, bzw. nicht gefunden. Endstation des Aufstieges war das Wehr Stockum, das kein Fisch in der Studie überwinden konnte.
- Für Nasen ist die Durchgängigkeit der Lippe von besonderer Bedeutung. Im Gegensatz zur Barbe, die ähnliche Habitatsansprüche an Laichplätze stellt, kommt es bei der Nase zu keiner (erfolgreichen) Reproduktion im Unterlauf der Lippe. Ein Zugang zu oberhalb gelegenen Laichhabitaten muss daher für den Fortbestand der Art gewährleistet werden.
- Alande, Döbel, Brassens und Barben zeigten eine zeitliche Verzögerung des Aufstieges in die Lippe, welcher sich auf die unteren beiden Rauschen zurückführen lässt. Diese sind nur bei guten Pegelbedingungen passierbar, insbesondere Brassens waren davon beeinflusst.

Sonaruntersuchung DIDSON

- Von Mitte November bis Mitte Dezember 2018 konnten 372 absteigende Aale mittels Sonaruntersuchungen erfasst werden. Die Aale wanderten überwiegend in der Nacht und bei gestiegenen Pegelständen.
- Im gleichen Zeitraum ließen sich 183 aufsteigende Flussneunaugen detektieren. Diese wanderten ebenfalls vornehmlich in der Nacht und bei gestiegenen Pegelständen. Unklar ist, bis wohin die Flussneunaugen aufsteigen. Am Wehr Buddenburg, etwa 90 km von der Mündung entfernt, konnte lediglich ein Flussneunauge im Frühjahr 2019 mit der Reusenkontrolle erfasst werden.
- 1.914 Fischschwärme wurden in dem Untersuchungsmonat erfasst, wovon 77 % die Lippe in Richtung Rhein verließen. Unklar ist, ob diese Fische im Frühjahr zurückwandern oder den Rhein dauerhaft nutzen. Die Wanderungsaktivität der Fische beschränkte sich vornehmlich auf die Dämmerungsphasen.

Einzelarten

- Barben konzentrieren sich auf den kiesigen Unterlauf der Lippe, hier gibt es gute Laichareale. Die Stauhaltungen im Mittellauf, bedingt durch die Vielzahl der Wehre lassen klare Abundanzlücken für diese Art erkennen.
- Die Dichte der Brassen in der Lippe ist verschwindend gering, auch in den Nebengewässern wurden selten höhere Abundanzen verzeichnet. Die Art leidet unter der fehlenden Anbindung von Nebengewässern, diese fehlen insbesondere im Unterlauf der Lippe.
- Das Hauptverbreitungsgebiet der Nasen in der Lippe befindet sich zwischen Lippstadt und Hamm, hier findet eine erfolgreiche Reproduktion statt. Im Unterlauf sind junge Nasen dagegen Einzelfunde, was an einer unzureichenden Wasserqualität liegen könnte. Die Durchgängigkeit der Lippe ist somit für die Nasen von höchster Bedeutung für die Sicherung der Bestände.
- Die Verbreitung des Rotauges in der Lippe bricht mit der Einleitung des Grubenwassers am Haus Aden abrupt ab. Es wird ein Absterben der Embryonen aufgrund der hohen Salzbelastung des Grubenwassers vermutet.
- Der Döbel war die häufigste heimische Art und ist in der Lippe weit verbreitet. Er kommt selbst mit den Stauhaltungen zwischen Hamm und Unna zurecht und reproduziert sich auch dort.
- Die FFH-Art Steinbeißer konzentriert sich auf die renaturierten Bereiche im Kreis Soest. Diese Art hat durch die Renaturierungen deutlich profitiert und breitet sich von hier aus weiter in der Lippe aus.
- Der Wels breitet sich in der Lippe weiter aus und wanderte womöglich, wie auch die Grundeln, durch die Wasserverteilungsanlage in Hamm aus dem Westdeutschen Kanalnetz ein.
- Zusätzlich zu dem potenziellen Junglachs aus den Reusenkontrollen wurde im Oktober 2017 ein adulter Lachs bei den Elektrofischungen in Wesel gefangen, das Tier war bereits knapp 10 km in die Lippe eingewandert. Die Lippe bietet ein großes Wiederansiedlungspotenzial für diese Art.
- Die Quappe ist mittlerweile bis hinunter in den Kreis Wesel in der Lippe verbreitet. Da die Bestandszahlen im Unterlauf noch recht gering sind, ist hier weiterer Besatz empfehlenswert.
- Noch bis zum Jahr 2014 war der Kaulbarsch in der Lippe recht häufig, danach brachen die Bestände zusammen. Heute kommt er nur noch in äußerst geringen Dichten in der Lippe vor.
- Die Schwarzmaulgrundel ist die häufigste Art der Lippe und kommt mittlerweile flussaufwärts bis zum Wehr Uentrop vor. Die Ausbreitung erfolgte sowohl vom Rhein als auch von der Wasserverteilungsanlage in Hamm, von der aus die Lippe bei Niedrigwasser aus dem Kanalsystem gespeist wird. Renaturierte Abschnitte und Stillgewässer werden von dieser Art gemieden, dagegen scheint sie die Bereiche mit einer hohen Leitfähigkeit, wie etwa unterhalb der Grubenwasser-einleitung, zu präferieren.
- Die Marmorgrundel ist in der Lippe weit verbreitet und erreicht teilweise sehr hohe Dichten. Von 2017 auf 2018 ist es ihr gelungen, die bisherige Barriere des Wehrs Uentrop zu überwinden, so dass eine weitere Ausbreitung flussaufwärts nun zu erwarten ist.
- Angler setzen sich intensiv für die Bestandsstützung der Arten Bachforelle, Äsche und Quappe mit autochthonen Besatzfischen ein.

Defizitanalyse & Verbesserungsvorschläge

- Die wenigsten Kläranlagen an der Lippe sind mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet, daher ist die Belastung mit Mikroschadstoffen wie etwa Diclofenac sehr hoch.
- Die letzte Grubenwassereinleitungsstelle am Haus Aden sollte nicht wieder in Betrieb genommen werden. Die Einleitung wirkt sich auf Rotaugen und womöglich auch andere Arten negativ aus.
- Ein Schutz der bestehenden sowie zusätzliche Renaturierungen würden den Bestand der heimischen Arten stärken und zugleich die Bestände von invasiven Grundeln und Kamberkrebs reduzieren.
- Totholzeintrag kann zu weiteren Strukturverbesserungen der Lippe beitragen.
- Insbesondere im Unterlauf der Lippe fehlen angebundene Stillgewässer, von denen viele Arten wie der Brassen profitieren würden.
- Verschiedene weitere Optimierungsmaßnahmen wie Uferentfesselungen, Sohlauflweitungen, Laufverlängerungen, Anlage von Ersatzauen und Verbesserung der Wasserhaltung in der Aue werden vorgestellt und ihre Wirkungen auf Fischarten diskutiert.
- Die Ergebnisse aus den verschiedenen Methoden weisen darauf hin, dass die Lippe nicht durchgängig ist. Teilweise stellen Wehre regelrechte Verbreitungsgrenzen für einige Arten dar. Besonders hoher Maßnahmenbedarf besteht an den Wehren Dahl und Stockum sowie an der Sohlrampe am Lippeschlösschen in Wesel.
- Weiterer Handlungsbedarf besteht an der untersten Sohlrampe im unmittelbaren Mündungsbereich, an den Wehren Buddenburg, Beckinghausen, Hamm, Uentrop sowie dem Ableitungswehr am Boker Kanal, die alle einen mangelhaften Fischaufstieg aufweisen.
- Die Verbindung der Lippe mit dem Westdeutschen Kanalnetz wirkt sich negativ auf den Fischbestand der Lippe aus, da dadurch allochthone Arten in die Lippe gelangen und sich die Temperatur und Eintrübung der Lippe erhöht.

Öffentlichkeitsarbeit

- Das Projekt wurde durch den Titel „Flusslandschaft des Jahres 2018/2019“ sowie umfangreiche Präsentationen, Infomaterialien und Veranstaltungen der breiten Öffentlichkeit und Entscheidungsträgern nahegebracht.

Perspektiven

- Einige Ergebnisse dieses Projektes bedürfen einer weiteren Untersuchung. Teilweise liegt auch noch umfangreiches Datenmaterial vor, welches zusätzlich ausgewertet werden sollte. Weiter werden die Wiederansiedlung bzw. Bestandsstützung einiger Arten empfohlen. Die umfangreichen Zusammenstellungen in diesem Bericht und noch weiteres unveröffentlichtes Material bieten sich zudem für eine Buchpublikation an.

2. Einführung & Projektziele

Die Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe und ihrer Aue wurde in verschiedenen Flussabschnitten relativ gut untersucht, aber die bisherige Bearbeitung wies sowohl räumliche als auch gravierende thematische Lücken auf. Mit dem Projekt „Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe“ erfolgte erstmalig die Untersuchung eines Gewässers in der Größe der Lippe von der Quelle bis zur Mündung auf seinen Fischbestand hin mit standardisierten Methoden. Dies trug umfangreiche Grundlagendaten zusammen, die in Maßnahmenvorschlägen zur Optimierung des Fischbestandes resultierten.

Durch die wissenschaftliche Herangehensweise bilden die Ergebnisse die Grundlage für lokale und überregionale Entscheidungsträger im Bereich Gewässerökologie und Wasserwirtschaft und lassen sich zudem auf andere Gewässer in Nordrhein-Westfalen übertragen. Für Europäische Planwerke – wie die Wasserrahmenrichtlinie – sind die Ergebnisse deshalb von außerordentlicher Bedeutung.

Die hier dargestellten Maßnahmen wurden vom Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. in Münster koordiniert und geleitet. Maßgeblich an der Planung, Umsetzung und Evaluierung der Daten war die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) beteiligt. Eine Arbeitsgruppe unter Beteiligung der Bezirksregierungen Münster, Detmold, Arnsberg und Düsseldorf, des MKULNV, des LANUV FB 26 (Fachbereich Fischereiökologie und Aquakultur) sowie des Lippeverbandes und des Wasserverbandes Obere Lippe begleitete das Projekt. Dadurch waren relevante Stakeholder, die nach Fertigstellung des Projektes auch für die Umsetzung der Maßnahmenvorschläge verantwortlich sind, bereits von Anfang an eingebunden. Ergänzt wurde der Arbeitskreis durch den fachkundigen Rat seitens der Anglerschaft und Kreisfischereiberater. Die gewählten Methoden wurden zusammen in diesem Expertenkreis umfangreich diskutiert und entschieden. Zudem waren zahlreiche Angelvereine, die zum Teil Gewässerstrecken an der Lippe gepachtet haben, aktiv in das Projekt eingebunden.

Die Ziele des Projekts wurden wie folgt formuliert:

- Beschreibung von Verbreitung, Abundanz und Fortpflanzungserfolg der Fisch- und Rundmaularten der Lippe,
- Ursachensuche für Verbreitungs- oder Abundanzlücken (z.B. Querbauwerke, Einleitungen, Stauhaltungen, Beutegreiferkonzentrationen),
- Suche nach Ursachen für Verbreitungsschwerpunkte (z.B. Laichhabitate oder Winterlager), Identifikation von Abschnitten und Lebensräumen mit besonderer Bedeutung für bedrohte Arten,
- Beurteilung des Ist-Zustandes von FFH-Arten innerhalb und außerhalb der ausgewiesenen FFH-Gebiete,
- Analyse der Bedeutung der Lippe für Wanderfische, Verfolgung der Wanderrouten und Evaluierung der Durchgängigkeit zum Erreichen der Laichhabitate,

- Vergleich der Fischfauna von verschiedenen alten, strukturell optimierten Lippe-Abschnitten mit nahegelegenen ausgebauten Abschnitten, um die Bedeutung von Uferentfesselungen und Renaturierungen von Fluss und Aue für Fischarten zu beschreiben,
- Darstellung der Bestandsentwicklung von Fischarten nach Möglichkeit ab den 1970er Jahren und Diskussion von möglichen Ursachen für Veränderungen,
- Untersuchung der Frage, ob die Biomasse und/oder die Zahl großer Individuen in den vergangenen Jahrzehnten rückläufig sind,
- Bewertung der Befischungsergebnisse mittels des fischbasierten Bewertungssystem (fiBS),
- ggf. Erarbeitung von Vorschlägen zur Optimierung der Referenzfischfaunen der vier Fischgewässertypen der Lippe unterhalb der Padermündung zur Bewertung von Befischungsergebnissen für die WRRL,
- Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen für die Optimierung der Natura-2000-Gebiete, der Laichgebiete und Wanderrouten der wandernden Fischarten und der Verbesserung der Durchgängigkeit zum Schutz und Aufbau der aquatischen Fauna,
- Zusammenstellung von Empfehlungen, die auf andere Gewässer übertragbar sind.

Zur Erreichung der gesetzten Ziele wurden standardisierte Elektrobefischungen über zwei Jahre im gesamten Verlauf der Lippe durchgeführt. Auch angrenzende Auengewässer wurden in die Befischungen einbezogen. Nachtbefischungen, Sonaruntersuchungen, Reusenbefischungen an einem Fischaufstieg und Markierungsstudien an Wanderfischen zur Verfolgung der Wanderrouten sind, ergänzend zu Eisvogelgewöllanalysen, weitere innovative Bestandteile des Projektes.

Zusammen liefern die Ergebnisse erstmalig ein umfassendes Bild der Fischfauna der Lippe, bei dem Missstände klar formuliert und konkrete Maßnahmenvorschläge gestellt werden können. Der fischökologische Zustand der Lippe von der Quelle bis zur Mündung wurde erfasst und die notwendigen Maßnahmen zur Optimierung der Habitats, der Laichgebiete und auch der Wanderrouten der wandernden Fischarten und der Verbesserung der Durchgängigkeit zum Schutz und Aufbau der aquatischen Fauna formuliert.

3. Die Lippe

3.1. Grundlagendaten

Die Lippe entspringt bei Bad Lippspringe am Fuß des Teutoburger Waldes und fließt über 220 Kilometer Richtung Westen, wo sie schließlich bei Wesel in den Rhein mündet (Abb. 1). Sie überwindet 70 Höhenmeter mit einem durchschnittlichen Gefälle von 0,57 ‰. Mit einem Mittelwasserabfluss von 45 Kubikmeter pro Sekunde an der Mündung ist sie ein mittelgroßer Fluss, aber der größte, der in Nordrhein-Westfalen entspringt und mündet. Ihr Einzugsgebiet umfasst 4.880 km². Die längsten Zuflüsse sind Alme und Stever.

Wesentliche Abschnitte der Lippe sind Teil des Schutzgebietssystems „Natura 2000“. Zielarten des FFH-Schutzes sind u.a. Fische und Rundmäuler wie Groppe, Steinbeißer, Bach- und Flussneunauge.

Die Lippe und alle am Fuß des Haarstrangs bzw. der Paderborner Hochfläche entspringenden Zuflüsse von der Beke in Bad Lippspringe bis zum Salzbach in Welver sind Karstquellbäche, ebenso wie die am Fuß des Teutoburger Waldes entspringenden Zuflüsse des Lippe-Einzugsgebietes.

Eine typische Eigenschaft von Karstquellen sind geringe Temperaturschwankungen im Jahreslauf. Das Wasser tritt mit etwa 8 - 10 °C aus dem Boden (SAUERLAND 1969). Abhängig von der Quellschüttung dauert es wenige bis mehrere Kilometer, bis sich das Wasser im Sommer erwärmt oder bei Frost abkühlt. Die Oberläufe stark schüttender Gewässer wie Lippe, Pader und Heder bleiben auch im Hochsommer kühl und frieren selbst in strengen Wintern nicht zu.

Zu den weiteren Charakteristika von Karstgewässern gehört die – verglichen mit anderen Bächen und Flüssen – relativ gleichmäßige Wasserführung im Jahreslauf.

3.2. Sohlsubstrate

Kies

Quellgebiet und Oberlauf der Lippe liegen im Plänerkies (Abb. 2). Er besteht aus relativ hartem Kalkgestein der Oberkreide, das auf dem Haarstrang, der Paderborner Hochfläche und an den anderen Rändern des Kreidebeckens von Münster zu Tage tritt und auch in Steinbrüchen abgebaut wird.

Flussabwärts von Lippstadt befindet sich der Plänerkies in größeren Tiefen unter Flur und endet im Westen kurz vor der Mündung der Glenne schließlich ganz.

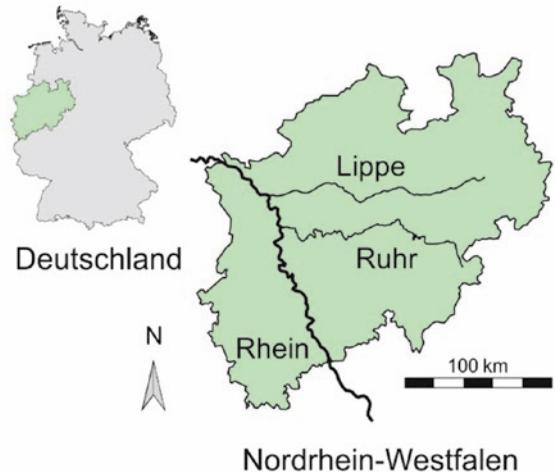


Abb. 1: Die räumliche Lage der Lippe

In der Lippestrecke zwischen Lippstadt und Dorsten verzeichnen die Karten des Geologischen Dienstes NRW keine Kiesvorkommen, sondern nur Sand-Lagerstätten. Der Sand enthält jedoch v.a. in seinen untersten Schichten über dem Emschermergel außer Grobsand auch kleine Mengen nordischer Gerölle, darunter Porphyre und Silexstücke („Feuerstein“). Diese von den Gletschern der Saale-Kaltzeit eingetragenen Substrate können sich unter natürlichen Bedingungen in schnell fließenden Flussstrecken ansammeln und kleine Bänke geringer Mächtigkeit ausbilden, die u.U. als Laichplätze für weniger anspruchsvolle lithophile Arten in Frage kommen, z. B. Neunaugen, Barbe und Nase, wahrscheinlich aber nicht für anspruchsvolle „Brutverstecker“ wie Salmoniden, Äsche und Elritze.

In der Umgebung von Haus Vogelsang südwestlich von Olfen wiesen Uferanschnitte der Renaturierungsbaustellen in den Jahren 2017/18 bis zu 15 cm dicke Schichten aus Kies mit Schalen der heute hier nicht mehr vorkommenden Flussmuschel (*Unio crassus*) auf. Eine ausgedehnte und mindestens 10 cm mächtige Bank aus diesem Material mit zusätzlich einigen Schalen der erst im 20. Jahrhundert eingeschleppten Körbchenmuschel (*Corbicula spec.*) befindet sich in einer Aufweitung der Lippe unterhalb der Klippen von Haus Vogelsang.

Lippeabwärts finden sich bedeutende Kiesvorkommen dann erst wieder am Unterlauf westlich von Dorsten-Holsterhausen. Die Sohle auf den letzten 25 km des Flusses besteht heute weitgehend aus Kies gemischter geologischer Herkunft. Nach HERGET (1997) handelt es sich um Sedimente des Rheins. An vielen Stellen ist das Wasser so flach, dass im Spätsommer z.T. große Kiesbänke trockenfallen. Einige Inseln – z.B. bei Stegerfeld-Gartrop – reichen dauerhaft über die Wasseroberfläche.

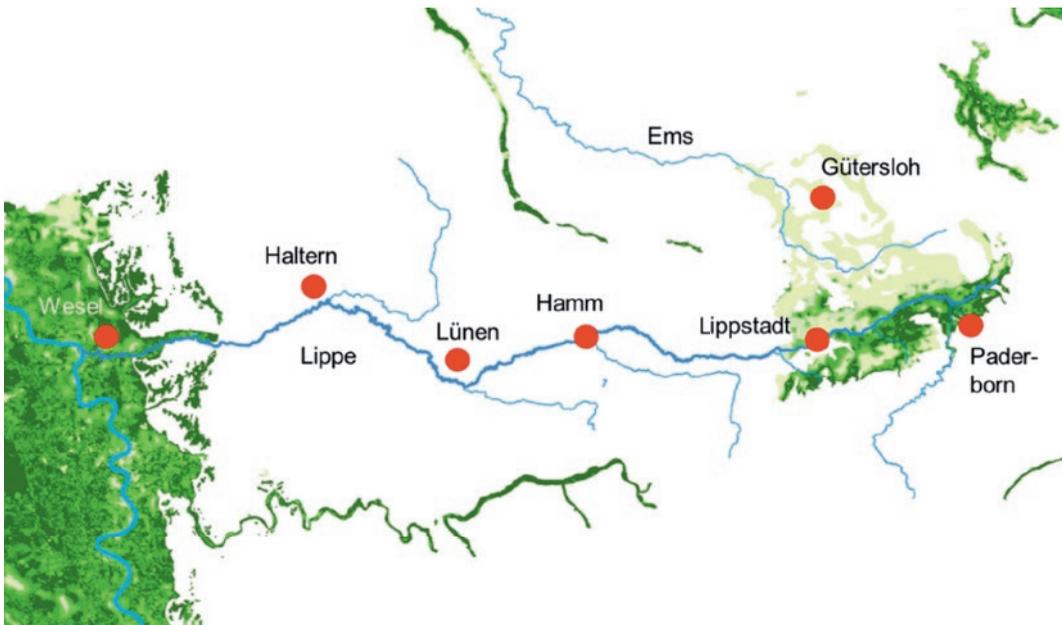


Abb. 2: Kieslagerstätten in der Umgebung der Lippe (Daten aus der Karte „Lockergesteine“ des Geologischen Dienstes NRW): Je dunkler grün, desto dichter befindet sich der Kies unter der Oberfläche.

Sand & Mergel

Von Paderborn-Marienloh bis Dorsten-Holsterhausen durchfließt die Lippe Sandschichten, die direkt unter der Oberfläche bis maximal 4 m darunter beginnen, aber sehr unterschiedliche Mächtigkeiten aufweisen (Abb. 3). Wo Sand und Kies gemeinsam vorkommen, überlagert der Sand die Kiesschichten.

In ihrem Oberlauf fließt die Lippe am Südrand der großen Sandvorkommen im Osten der Westfälischen Bucht (Senne) entlang. Hier am Rand weisen die Sandschichten nur eine geringe Mächtigkeit auf.

Zwischen der Mündung der Glenne bei Lippstadt und flussabwärts von Lippetal-Kessler ist das Sandvorkommen ausgesprochen schmal und von geringer Mächtigkeit. Der Grund dafür ist, dass dieser Lippeabschnitt in erdgeschichtlich betrachteten Zeiträumen „jung“ ist, weil die Lippe zuvor zur Ems entwässerte und erst am Ende der letzten Eiszeit nach Westen durchbrach (SKUPIN 2002).

Ursprünglich war der Mergel auf dem Flussgrund wahrscheinlich überwiegend von Sand bedeckt. Da die Oberfläche des Mergels jedoch nicht eben ist, dürften auch im Naturzustand mit einer nur gering eingetieften Lippe an verschiedenen Stellen flach überströmte „Mergelschwellen“ vorhanden gewesen sein.

Die frei liegenden oberen Schichten des Emschermergels „schilfern ab“, zerfallen in plattige Stücke, die sich zu Bänken aus „Mergelkies“ ansammeln können. Dieses Substrat ist sehr viel weicher als Plänerkies, es kann mit der Hand zerbrochen oder zerdrückt werden und die bisher beobachteten Mergelkiesbänke haben nur Mächtigkeiten von ca. 50 cm. Dennoch kommen sie als Laichsubstrat zumindest für „Oberflächendeponierer“ unter den lithophilen Fischarten in Frage, wie der neu entstandene Laichplatz von Barben und Nasen in der Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn belegt (vgl. ABU 1994-2020).

Für die Schiffbarmachung der Lippe wurden Mergelbänke ab dem Beginn des 19. Jahrhunderts gezielt „ausgebrochen“. Später vertieften Ausbaumaßnahmen die Flusssohle bis in den Mergel hinein.

Die Mächtigkeit der Sandschichten nimmt von Hamm bis Lünen-Alstedde allmählich zu, bis auf über 10 m im Raum Werne/Bergkamen. Es gibt jedoch eine Ausnahme: der Abschnitt bei Lünen-Beckinghausen. Hier ist die Sandschicht sehr dünn, der Mergel lag einst wohl auch natürlicherweise frei und bildete „Klippen“.

Etwa ab Selm-Bork verläuft die Lippe dann in Sandschichten sehr geringer Mächtigkeit. An mehreren Stellen liegen heute Mergelschichten des Recklinghäuser Sandmergel frei, der im Gegensatz zum weichen Emschermergel standfester ist und eingelagerte harte Kalksandsteinbänke aufweist (KUKUK 1938, BREMER 2001).

Zwischen Haus Dahl und Haus Vogelsang werden bereits seit 1707 in historischen Berichten und Karten mehrere Stromschnellen bzw. „Klippen“ erwähnt, die die Schifffahrt behinderten. Da die Sohleintiefung der Lippe auf diesem Abschnitt moderat war, existierten hier nach BREMER (2001) Stromschnellen wahrscheinlich bereits zur Römerzeit.

Auf den rund 20 km Lauflänge in den Halterner Sanden befinden sich in der Lippe keine Kalkfelsen. Bei Bergbossendorf liegt der westliche Rand der Halterner Sande, aber bis Dorsten-Holsterhausen ist das Lippetal mit quartären Sanden überwiegend mit einer Mächtigkeit von mehr als 7 m gefüllt. Auf kurzen Strecken beträgt die Mächtigkeit allerdings nur maximal 2,5 m, u.a. bei Dorsten-Hervest.

Die hier an mehreren Stellen vorhandenen Stromschnellen bestehen aus Kalksandsteinbänken. Der ursprüngliche Name der Bänke war „die Papensteine“. Sie sind heute nicht mehr sichtbar, weil die Lippe verlegt wurde. Mittlerweile sind jedoch in der Nähe des alten Standorts die von uns so genannten „Neuen Papensteine“ durch weitere Eintiefung der Lippe zum Vorschein gekommen.

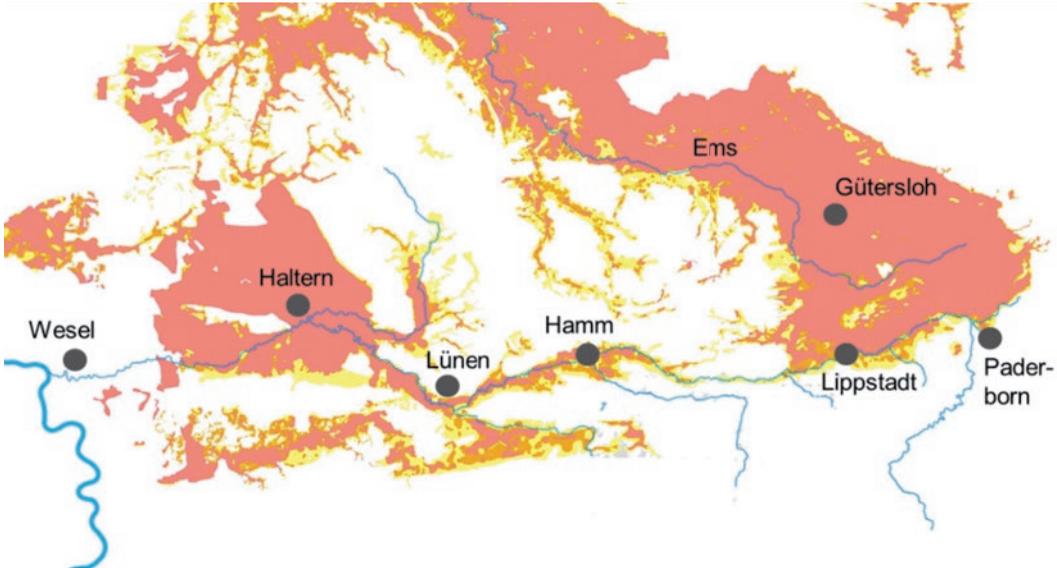


Abb. 3: Sandlagerstätten in der Umgebung der Lippe mit einem Beginn der Sandschichten unter Flur (= Mächtigkeit des Abraums) von maximal 4 m (Daten aus der Karte „Lockergesteine“ des Geologischen Dienstes NRW): Je heller gelb, desto geringer mächtig ist die Sandschicht.

Die dominierenden mineralischen Sohlsubstrate der Lippe im „Naturzustand“ - hier definiert als der Zeitraum von 2.000 bis 1.000 Jahren vor Beginn stärkerer menschlicher Eingriffe – waren:

- Quelle bis Glennemündung: Plänerkies, nach flussabwärts zunehmend lehmiger Sand,
- Glennemündung bis Mündung der Ahse in Hamm: lehmiger Sand, mit Mergelschwellen v. a. im oberen Abschnitt, wahrscheinlich hier auch letzte Plänerkiesbänke,
- Hamm bis Beckinghausen: lehmiger Sand,
- Raum Beckinghausen: lehmiger Sand mit Mergelklippen,
- Beckinghausen bis Haus Dahl: Sand mit abnehmendem Lehmanteil,
- Haus Dahl bis Ahsen: Sand, allenfalls schwach lehmig, mit mehreren ausgeprägten Sandmergelklippen und Kalksteinfelsen auf der Sohle,
- Ahsen bis Holsterhausen: Sand,
- Holsterhausen bis Mündung: Kies und Sand.

3.3. Wasserqualität

Auf ihrem Weg durchquert die Lippe neben naturnahen Landschaften auch stark industriell geprägte Bereiche mit einer hohen Bevölkerungsdichte. Noch in den 1980er Jahren wies die Lippe gravierende Missstände auf. Begradigt, befestigt und eingetieft, verschmutzt und belastet durch Industrie- und Haushaltsabwässer sowie durch Kühl- und Grubenwasser litten Struktur und Wasserqualität und damit auch die Biodiversität enorm (Lippeverband Dortmund 2001).

Heute ist die Lippe laut Komponentenbewertung Biologie mit dem PERLODES-Verfahren von der Quelle bis zur Stauwurzel des Wehrs Uentrop in gutem oder sogar sehr gutem Zustand, vom Stau Uentrop bis zur Mündung wird der Zustand dann aber als schlecht oder unbefriedigend eingeschätzt. Die Bewertung der Chemie (ohne ubiquitäre Stoffe) ist von der Quelle bis Dorsten „gut“, von dort bis zur Mündung „nicht gut“. Der Abwasseranteil am Lippewasser liegt bis zur Mündung des Schwarzbaches östlich von Datteln bei unter einem Drittel, von dort bis zur Mündung bei mehr als einem Drittel (www.elwasweb.nrw.de).

Trotz großer Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten ist also v.a. der Unterlauf der Lippe noch nicht in einem guten Zustand, wenn auch bei weitem nicht mehr so desolat wie in den 1970er Jahren.

3.4. Ausbauzustand

In der vorliegenden Untersuchung wurden drei Zustände des Ausbaus bzw. der Naturnähe der Lippe unterschieden: ausgebaut, „entfesselt“ und renaturiert oder naturnah (Abb. 4).

Rund **66 %** der Lippe befinden sich heute im **Ausbauzustand**. Typisch ist dabei ein Trapezprofil mit einer Befestigung aus Schüttsteinen von der Sohle bis etwa zur Mittelwasserlinie. Die Steine liegen entweder direkt auf dem Boden oder auf einer Gitterplane bzw. Filtervliesmatte. Streckenweise wurden an der mittleren und unteren Lippe statt gebrochener Kalksteine auch Waschbergematerial (Abraum aus dem Bergbau) oder Hochofenschlacke zur Uferbefestigung verwendet.

Zwischen Lippstadt und Hamm befinden sich an den Ufern der noch nicht renaturierten Strecken niedrige „Verwallungen“ oder „Sommerdeiche“, die verhindern, dass kleine Hochwasser die Aue erreichen. Zuflüsse aus der Aue sind teilweise mit Rückstauklappen versehen, damit Hochwasser im Profil der Lippe bleiben und nicht in die Aue eindringen.

In den Bergbaugebieten westlich von Hamm und bei Dorsten ist die Lippe von bis zu 17m hohen Deichen (den höchsten Flussdeichen Deutschlands) begleitet, da der Fluss hier über dem Niveau des durch Bergsenkungen abgesackten Umlandes liegt. Die teilweise noch vorhandenen ehemaligen Auen befinden sich jenseits der Deiche und haben keinen Kontakt mehr zum Fluss. Einmündende Zuflüsse aus den Bergsenkungsgebieten müssen in die Lippe gepumpt werden und sind dadurch für Fische aus dem Fluss nicht mehr erreichbar. Die Vorländer zwischen Deichfuß und Lippe sind überwiegend sehr schmal. Diese eingedeichten Lippeabschnitte gehören zu den strukturärmsten und naturfernsten des gesamten Flusses.

Durch Begradigungen im 19. und 20. Jahrhundert und durch das schmale Ausbauprofil hat sich die Lippe auf langen Strecken erheblich in den Untergrund eingeschnitten. Zwischen Lippstadt und Haus Vogelsang reicht die Eintiefung überwiegend bis zum Mergel hinunter.

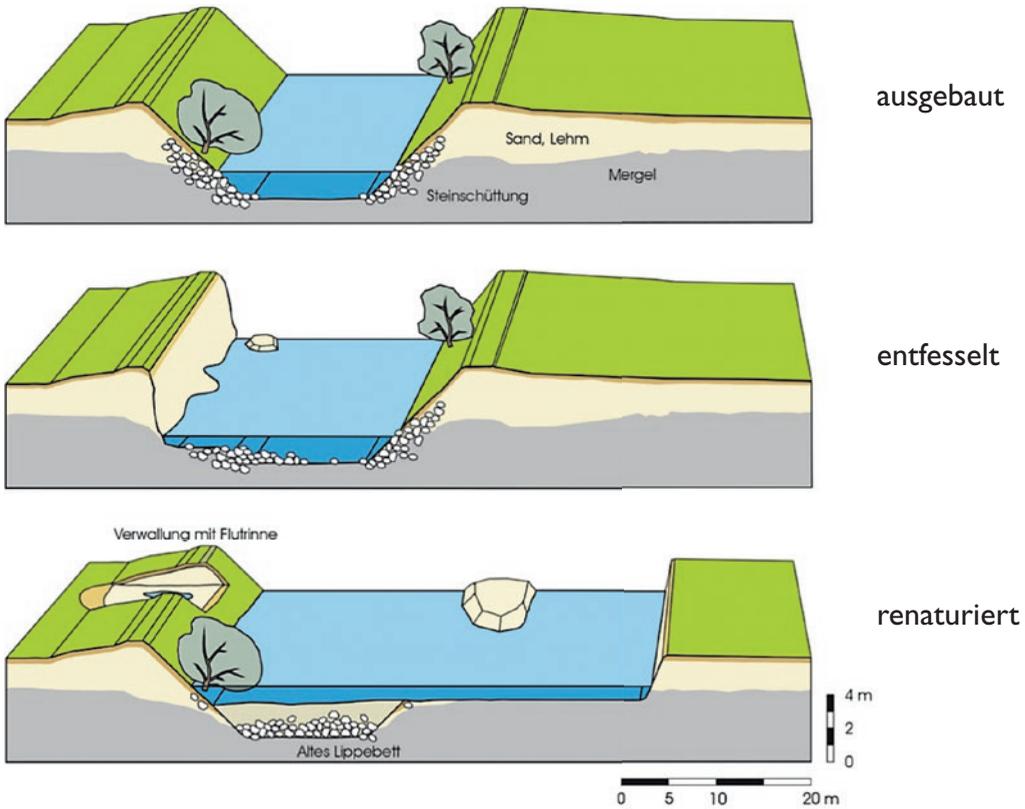


Abb. 4: Verschiedene Zustände der Naturnähe der Lippe

Im Raum der Stadt Hamm und im Kreis Unna stauen mehrere Wehre die Lippe auf, so dass der Wasserspiegel relativ hoch und auennah ist. Die starke Strömung in der künstlich eingegengten Lippe bei Hochwasser, die mangelnde Nachlieferung von Geschiebe von flussaufwärts und z.T. auch das Öffnen der meisten Wehre bei Hochwasser haben aber dazu geführt, dass auch hier Sand und Feinkies ausgespült wurden und mittlerweile die Mergelsohle auf langen Strecken frei liegt. Diese Abschnitte haben also einerseits durch den Anstau eine relativ naturnahe Lage des Wasserspiegels, andererseits aber eine unnatürlich große Wassertiefe. Flachwasserzonen sind sehr selten.

Bei der Durchquerung der Halterner Sande wurde die Eintiefung der Lippe nicht durch Mergel im Untergrund aufgehalten, so dass der Fluss hier besonders große Einschnittstiefen und keine Verbindung zur Aue mehr hat.

Der Unterlauf der Lippe westlich von Dorsten mit seiner Kieselsohle hat sich tief in das Umland eingeschnitten, wenn auch auf den Strecken, wo die Lippe breit genug ist, die Wassertiefe und der Strukturreichtum auf dem neuen Niveau naturnah erscheinen. Verbindungen der Lippe zu den wenigen noch wasserführenden Auengewässern gibt es nicht mehr. Kleinere Zuflüsse stürzen teilweise wasserfallartig zum Fluss hinunter.

Seit dem Beginn der 1990er Jahre führen die Bezirksregierung Arnsberg und der Lippeverband „Entfesselungen“ von Abschnitten der Lippeufer durch. Bei den Maßnahmen werden die Schüttsteine mindestens bis unterhalb der Linie des mittleren jährlichen Niedrigwassers (MNQ) entnommen und in den Fluss gegeben, teilweise auf die Sohle in Flussmitte, teilweise in Haufen („Steininseln“) vor dem Ufer. Nur selten werden die umgelagerten Steine dauerhaft von Sand bedeckt, sondern liegen meist frei, ebenso wie die Reste der tiefer unter der Wasseroberfläche befindlichen Teile der ehemaligen Ufersicherungen. Das Aussehen der entfesselten Ufer ist sehr unterschiedlich. Im einfachsten Fall entstanden durch die Entnahme der Schüttsteine am Ufer flache Bermen – durchströmt oder buchtartig ruhig. Im Laufe der Zeit wurden die Entfesselungsmaßnahmen struktureicher geplant: So blieben Teile der alten Uferlinie mit ihrem Gehölzbestand als Inseln erhalten, hinter denen durchflossene „Inselkanäle“ angelegt wurden, außerdem gab es mitunter erhebliche Aufweitungen der gesamten Wasseroberfläche und die Anlage von Mündungstrichtern bei zufließenden Gräben oder Bächen. Die tiefen Bereiche des Flussprofils bleiben jedoch durch die Entfesselungen weitgehend unverändert und behalten ihren wannenartigen Querschnitt.

Auf manchen Strecken füllt die Lippe durch mitgeführten Sand die Bermen oder Inselkanäle nach einigen Jahren wieder auf, in anderen Abschnitten bleiben die neuen Strukturen länger erhalten. Heute weisen etwa **21 %** der gesamten Lippe auf mindestens einem Ufer **Entfesselungen** auf.

Wenige kurze Lippeabschnitte sind einem Ausbau entgangen. Sie liegen verstreut z.B. am Oberlauf bei Marienloh am Rand der Senne oder an den Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang.

Die meisten heute vorhandenen naturnahen Abschnitte entstanden durch Renaturierungen. „Renaturierung“ ist ein schillernder Begriff, für den es auch im Hinblick auf Fließgewässer verschiedene Definitionen gibt. Im vorliegenden Bericht bezeichnen wir als „Renaturierungen“ im Unterschied zu Uferentfesselungen solche Maßnahmen, die

- Ufer und Sohle des Flusses naturnah gestalten,
- die Schüttsteine beseitigen oder mit Sand überdecken,
- das Breiten-Tiefen-Verhältnis in einen naturnahen Zustand bringen,
- ggf. naturnahes Sohlgefälle wiederherstellen,
- ggf. Stauhaltungen beseitigen.

Im Idealfall werden auch die Verbindung zwischen Fluss und Aue wiederhergestellt, ein naturnahes Hochwasserregime zugelassen und typische Auengewässer entwickelt. Dabei ist klar, dass wesentliche Randbedingungen wie ein naturnaher Geschiebetransport kaum zurückzugewinnen sind.

Im Jahr 2019 waren rund 29 Kilometer der Lippe renaturiert (Abb. 5) oder aus anderen Gründen naturnah, wobei die durchgeführten Maßnahmen sich in Abhängigkeit von den Randbedingungen voneinander unterscheiden (BUNZEL-DRÜKE & STORM 2019):

- Der Wasserverband Obere Lippe renaturierte Fluss und Aue am Tallehof im Kreis Paderborn. Hier fließt die noch junge Lippe seit 2012 wieder oberflächennah in großen Windungen durch ihr Tal, vorher war ihr Verlauf schnurgerade und mit Sohlabstürzen wenig naturnah.
- Bei Paderborn-Sande war die Lippe in einen Baggersee eingeleitet worden, was sich als äußerst negativ für den Fluss herausstellte: Er verlor seine Kiesfracht, die ihm dann flussabwärts fehlte. Außerdem verschlechterte sich die Wasserqualität durch Algenaufkommen und Erwärmung in dem See. Von 2000 bis 2005 baute die Bezirksregierung Arnsberg die fast 3 km lange „Lippese-

umflut“. Weil Straßen und Bebauung keinen Raum mehr ließen, musste die Trasse für die Umflut in dem Baggersee aufgeschüttet werden. Trotz dieses scheinbar künstlichen Umbaus gehört die Umflut mittlerweile zu den sehr naturnahen Lippeabschnitten und leistet einen wichtigen Beitrag für die naturnahe Entwicklung der Lippe flussabwärts.

- Im Kreis Soest gelang es, zwischen Lippstadt und Lippborg große Teile der Aue mit Geldern des Landes und der Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege und im Rahmen von Bodenordnungsverfahren des Amtes für Agrarordnung Soest (heute Bezirksregierung Arnsberg) anzukaufen. 1996 begann in der Klostermersch bei Lippstadt die erste umfassende Renaturierung von Fluss und Aue, bei der die Lippe nicht nur entfesselt und verbreitert, sondern auch die Flusssohle wieder angehoben wurde. So wurde der Verbund von Fluss und Aue wiederhergestellt. In den Folgejahren gelang der Bezirksregierung Arnsberg der Umbau weiterer Abschnitte (Goldsteins Mersch, Hellinghauser Mersch, Lusebreite und Westernmersch), ebenfalls mit Einbindung der Aue. Der längste durchgehend renaturierte Abschnitt ist 9 km lang (Bezirksregierung Arnsberg 2010). In der Disselmersch bei Lippborg stellte die ABU auf Flächen der NRW-Stiftung einen naturnahen Wasserhaushalt in der Aue wieder her, mit zahlreichen Gewässern und einem Flutrinnensystem, das bei steigenden Wasserständen Wasser von der Lippe in die Aue führt – eine laterale Vernetzung für aquatische Organismen. Die Auen werden extensiv landwirtschaftlich genutzt oder sind Naturentwicklungsgebiete, in denen Vegetation, Wasser und ganzjährig weidende Taurusrinder und halbwilde Pferde der ABU die Landschaft gestalten.
- Die Stadt Hamm setzte 2005 bis 2015 zwei LIFE-Projekte auf einem 17 km langen Abschnitt der Lippeaue um. Gemeinsam mit ihren Projektpartnern befreite die Stadt den Fluss von Uferbefestigungen und gestaltete Bereiche der Aue naturnah um, mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung, neuen Gewässern und Auwäldern.
- 2016 bis 2018 führte der Lippeverband auf einem 5 km langen Flussabschnitt bei Haus Vogelsang im Kreis Recklinghausen Optimierungsmaßnahmen inklusive einer Laufverlängerung der hier ehemals begradigten Lippe und der Anlage einer Ersatzau durch.
- Die derzeit laufenden Deichrückverlegungen im Bergsenkungsgebiet Haltern-Marl-Lipppramsdorf („HaLiMa“) auf 4,5 km dienen vor allem dem Hochwasserschutz. Der Lippeverband gestaltet aber auch die heute ausgebaute Lippe und ihre zurückgewonnene Aue naturnah.
- Mit der Umgestaltung der Lippemündung in Wesel auf einer Strecke von 2,5 km in den Jahren 2009 bis 2014 schuf der Lippeverband eine abwechslungsreiche Auenlandschaft, die wieder häufig überschwemmt wird. Inseln, trockene und flach überströmte Kiesbänke sowie angeschlossene Stillgewässer prägen die neue Aue.

Weitere Renaturierungen sind geplant, zum Beispiel im Kreis Paderborn von der Bezirksregierung Detmold, im Kreis Soest von der Bezirksregierung Arnsberg und im Kreis Unna vom Lippeverband.

Das Bergsenkungsgebiet bei Haltern, Marl und Lipppramsdorf („HaLiMa“) weist nahe der Lippe nicht so starke Absenkungen auf. Vor allem im oberen Abschnitt westlich von Haltern hat das Absacken des Gebietes dazu geführt, dass die Verbindung zwischen Fluss und Aue wiederhergestellt wurde. Zuvor meist trocken liegende Altarme führen wieder dauerhaft Wasser, einige Auenflächen sind ständig flach überstaut, so dass die ehemaligen Verwallungen nun die trockensten Bereiche in der Aue sind. Das Bett der Lippe hat sich oberhalb der Lipppramsdorfer Straße mit Sand aufgefüllt

und die Wassertiefe ist großflächig gering, aber abwechslungsreich. Die Lippe und ihre Aue in dem Naturschutzgebiet befinden sich in Folge der moderaten Bergsenkung mittlerweile in einem naturnahen Zustand, der einer Renaturierung ähnlich ist.

Flussabwärts der Lippramsdorfer Straße wächst allmählich eine „Sandfahne“ nach Westen und füllt die hier durch die Bergsenkung noch tiefe Lippe sehr langsam auf. In diesem Abschnitt verlegt der Lippeverband derzeit die hohen Deiche nach außen.

Zwei weitere Bereiche mit moderaten Senkungen (bei Werne im Kreis Unna und bei Lippramsdorf im Kreis Recklinghausen) können bewirken, dass der eingetieftete Fluss und seine Aue wieder „zusammenfinden“ und naturnahe Landschaften entstehen.

Rund **13 %** der Lippe werden in der vorliegenden Untersuchung als **renaturiert bzw. naturnah** eingestuft.



Abb. 5: Renaturierungsmaßnahmen an der Lippe (Karte: O. Zimball): 1 Tallehof, 2 Lippeseemflut, 3 Lusebredde-Hellinghauser Mersch, 4 Klostermersch, 5 Westermersch, 6 Goldsteins Mersch-Disselmersch, 7 LIFE-Projektgebiet Hamm, 8 Haus Vogelsang, 9 HaLiMa-Deichrückverlegung, 10 Mündung

3.5. Querbauwerke und Stauabschnitte

Für einen Fluss ihrer Größe weist die Lippe erstaunlich wenige Querbauwerke auf, die die longitudinalen Wanderungen von Fischen und Rundmäulern behindern. Es handelt sich zwischen der Mündung der Alme in Paderborn-Schloss Neuhaus und der Mündung in den Rhein bei Wesel um 14 Wehre und – nahe der Mündung – zwei Sohlrampen (Abb. 6). Bis auf zwei Wehre, darunter leider das am weitesten flussabwärts liegende, besitzen alle Wehre mehr oder weniger gut funktionierende Aufstiege, aber nur in Lippstadt auch einen Abstieg.

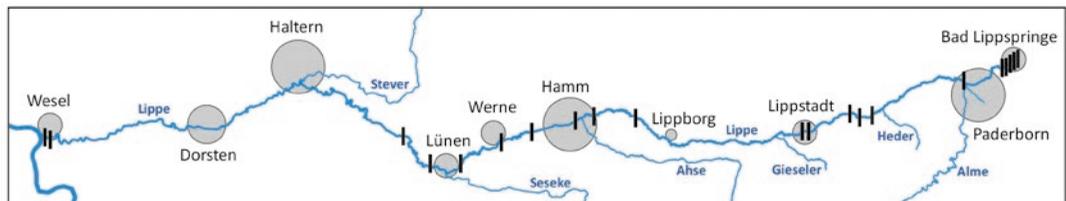


Abb. 6: Querbauwerke an der Lippe

In Bad Lippspringe und Paderborn-Marienloh an der dort noch jungen Lippe befinden sich fünf weitere Hindernisse in Form von kleinen Wehren, Abstürzen und einer Sohlrampe.

3.6. Auengewässer

Von Natur aus lägen in der Lippeaue zahlreiche ständig und zeitweise wasserführende Gewässer mit und ohne Anbindung an die Lippe, z.B. Altarme, Altwasser, Randsümpfe, Flutrinnensysteme, Blänken, Tümpel oder Biberstau an kleinen Zuflüssen. Heute sind die meisten dieser Gewässer zugeschüttet oder trockengelegt. Auch von den durch menschliche Eingriffe neu entstandenen Gewässern – etwa durch das Abschneiden von Flussschlingen oder Bergsenkungen – existiert nur noch ein Teil. In einigen Bergsenkungsgebieten blieben zwar Auengewässer erhalten, sind aber durch Deiche von der Lippe getrennt.

Abbildung 7 zeigt die räumliche Verteilung der heute existierenden an die Lippe angeschlossenen und nicht angeschlossenen Stillgewässer im Überschwemmungsgebiet der Lippe. Insgesamt wurden 407 Gewässer registriert. Das Diagramm enthält auch die Position der acht „großen“ Wehre im Mittellauf sowie die Wehre Burgmühle Lippstadt und Boker Heide als ebenfalls erhebliche Wanderhindernisse.

Am Oberlauf gibt es wenige Stillgewässer, was teilweise natürlich bedingt ist. Die meisten Auengewässer liegen in den renaturierten bzw. im Rahmen der LIFE-Projekte optimierten Auenabschnitten zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen. Im ausgebauten und eingedeichten Abschnitt um Hamm fehlen auf einer Länge von 8 km jegliche Stillgewässer. Zwischen Stockum und Buddenburg im Kreis Unna gibt es wieder einige Auengewässer, die aber überwiegend keine Verbindung zur Lippe aufweisen. Von Buddenburg bis zur Mündung, wo von Natur aus die meisten Auengewässer zu erwarten wären, konnten nur 30 Gewässer festgestellt werden – das sind 7 % der Gesamtzahl der Stillgewässer auf einer Flussstrecke, die 42 % der Gesamtlänge der Lippe ausmacht! Strecken ohne Auengewässer sind hier 12 bzw. sogar 20 km lang. Strecken mit wenigen zusammenliegenden Auengewässern sind der Abschnitt flussaufwärts der Klippen bei Haus Vogelsang (Fluss-km 72 - 78), dessen Renaturierung 2019 fertiggestellt wurde und das Bergsenkungsgebiet HaLiMa (Fluss-km 46 - 50).

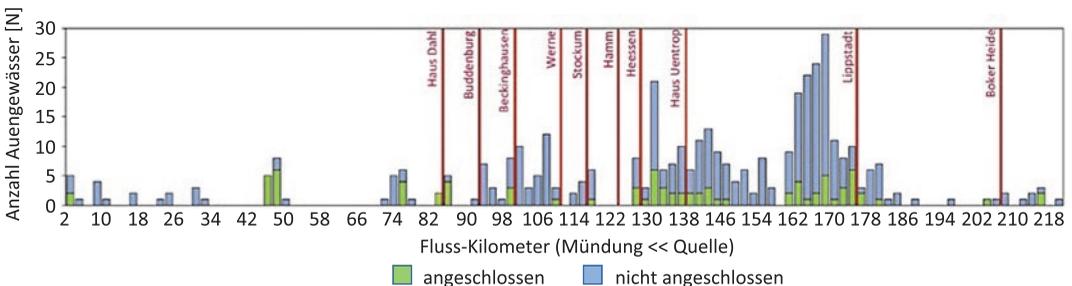


Abb. 7: Angeschlossene und nicht angeschlossene Stillgewässer im rezenten Überschwemmungsgebiet der Lippe

4. Auswertung von (Alt-)Daten und Gutachten

Zur Auswertung bereits vorhandener Befischungsdaten der Lippe wurde das Onlineportal FischInfo NRW herangezogen. Dies ist eine Datenbank des Landes NRW zur Erfassung, Auswertung und Verwaltung von Fischdaten (<https://fischinfo.naturschutzinformationen.nrw.de/fischinfo/de/start>), herausgegeben vom LANUV NRW. Die Datenbank enthält Daten ab 1972, es sind mehr als 17.000 Datensätze an über 9.000 Probestellen vorhanden. Im öffentlichen Auskunftssystem können Befischungsergebnisse abfragt, angeschaut und in Excel-Tabellen heruntergeladen werden. Für das hier vorgestellte Projekt erhielt der LFV vom LANUV NRW, Fachbereich 26 (Fischereiökologie) eine komplette Zusammenstellung der Daten von der Lippe bis 2018 einschließlich.

Zudem wurde auf Erfolgskontrollen von neu errichteten Fischwegen an verschiedenen Querbauwerken in der Lippe aus den Jahren 1989 bis 2014 zurückgegriffen. Die Daten stellten der Lippeverband und die Stadt Hamm freundlicherweise zur Verfügung. Ebenfalls wurden historische Daten der Lippe und ihres Einzugsgebietes von 1878 bis 1966 zur Beurteilung der historischen Verbreitung der Arten herangezogen.

Die Ergebnisse dieser Analysen werden hier nicht gesondert dargestellt, sondern fließen in den folgenden Kapiteln stets in die Beurteilung der Fischfauna mit ein.

5. Standardisierte Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässer

In den Jahren 2017 und 2018 wurden standardisierte Streckenelektrobefischungen an 81 Probestellen in der Lippe und in 102 angrenzenden Auengewässern durchgeführt.

Die Streckenbefischungen in der Lippe wiesen eine Länge von 200 m auf, bei denen beide Ufer sowie eine durch die Breite definierte Anzahl von Mittenbahnen befischt wurden.

Die Auswahl der Probestrecken erfolgte entsprechend folgenden Kriterien:

- durchschnittlicher Abstand zwischen zwei Probestrecken ca. 3 km (Mittelwert 2,7 km),
- Anzahl frei fließender und eingestauter Strecken etwa entsprechend ihrer Häufigkeit in den verschiedenen Flussabschnitten,
- Anzahl ausgebauter, entfesselter und naturnaher Probestrecken in ähnlicher Größenordnung wie ihre Häufigkeit in den verschiedenen Flussabschnitten bei leichter Bevorzugung naturnaher Strecken,
- Berücksichtigung „besonderer“ Strukturen wie Mergelbänke oder Strecken in der Innenstadt.

Die Länge der insgesamt befischten Strecken betrug 2017 17,04 km und 2018 17,82 km, das sind 7,7 bzw. 8,1 % der 220,4 km langen Lippe (Tab. 1).

Tabelle 2 enthält die Daten der insgesamt 81 Probestrecken, von denen im Jahr 2017 75 und im Jahr 2018 78 befischt wurden. Die Nummerierung der Probestrecken ist nur bedingt fortlaufend, weil die zuerst festgelegten Nummern nicht durch die Aufnahme neuer Probestrecken verändert werden und die Nummern der LANUV-Probestrecken beibehalten werden sollten.

Weil die obersten drei Probestrecken (Nr. 0, 1, 2) zu flach waren, um eine Bootsbefischung zu erlauben, wateten hier jeweils zwei Elektrofisher mit tragbaren Impulsstromgeräten des Typs „DEKA 3000“ gegen die Strömung. Alle anderen Probestrecken wurden mit Gleichstromgeräten der Typen „EFKO FEG 8.000“, „Grassl EL-65II“, „EFGI-4.000“ und „DEKA 8.000“ vom Boot aus

Tab. 1: Längen und Anteile ausgebauter, entfesselter und naturnaher (renaturierter) Abschnitte der Lippe und Aufteilung dieser Habitateigenschaften in den Probestrecken. Als entfesselt gilt eine Lippestrecke, wenn die Befestigungen an mindestens einem Ufer entnommen wurden.

Habitat-eigenschaft	Lippe		Probestrecken	
	Länge [km]	Anteil [%]	Länge [km]	Anteil [%]
ausgebaut	145,68	66,1	8,53	48,9
entfesselt	45,4	20,6	4,32	24,8
naturnah	29,32	13,3	4,58	26,3
	220,4	100	17,43	100

befischt, und zwar getrennt jedes Ufer flussaufwärts und eine festgelegte Anzahl von Bahnen in der Flussmitte abwärts. Bis 25 m Wasserspiegelbreite wurde eine Mittenbahn befischt, bei 26 - 45 m waren es zwei Mittenbahnen, bei 46 - 65 m drei Mittenbahnen und über 65 m vier Mittenbahnen.

Alle gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt und hinsichtlich ihrer Totallänge [mm] vermessen, bevor sie wieder in das Gewässer entlassen wurden.

Angaben zu den Stillgewässern und weitere methodische Details finden sich in dem Abschlussbericht des Lippeprojektes (zu finden unter: https://www.lfv-westfalen.de/images/pdf/lippeprojekt_abschlussbericht_storm2020.pdf).

Tab. 2: Daten der insgesamt 81 Probestrecken der Elektrobefischungen in der Lippe 2017 & 2018; hellblaue Füllung markiert die Nachtbefischungen; *Probestrecke aus 2 – 3 kürzeren Strecken des Lippeaun-Monitorings (ABU 1994-2020) zusammengefasst (14a enthält die Strecken L 9, L 14a, L 10; 14b: L 15; L 16a, L 11a; 14c: L 17, L 1, L 2; 14d: L 3, L 4; 14e: L 5a, L 19a; 14f: L 6, L 18; 14g: L 20, L 12, L 13; 15a: L 7, L 8

Fischgew. typ	Nr.	Ortsbezeichnung	Abkürzung	Ausbauzustand	Koordinaten	Fluss-km	Länge [m]	Datum Tag-Befischung	Befischungs-Team		
Forel					ETRS 89-e	ETRS 89-e	2017	2018			
Forel	0	Lippespringe	0 Lippespringe	ausgebaut	487330	573632	220,05	200	12.09	20.08	ABU
	1	Märenloh	1 Märenloh	naturnah	485173	573566	216,70	200	12.09	20.08	ABU
	2	Talliedf	2 Talliedf	naturnah	484087	5734361	214,60	195	12.09	20.08	ABU
	3	Neuhäus	3 Neuhäus	ausgebaut	480097	5733019	209,35	200	12.10	13.09	Limnoplan
	4	Lippese-Umgehung	4 Lippese	naturnah	477842	5733380	206,30	200	12.10	13.09	Limnoplan
	5	Sande	5 Sande	ausgebaut	475703	5733810	203,65	200	13.09	06.09	NZO
	6	Anreppen	6 Anreppen	ausgebaut	473827	5732555	199,95	200	13.09	06.09	NZO
	7	Böke	7 Böke	ausgebaut	468420	5730025	193,90	200	12.10	01.10	Limnoplan
	8	oberhalb Hederlindung	8 Hederlindg	erfesselt	467554	5729437	192,80	200	13.10	01.10	Limnoplan
	9	oberhalb Wehr V	9 o Wehr V	erfesselt	465489	5728103	189,70	200	13.10	14.09	Limnoplan
	10	unterhalb Wehr IV	10 u Wehr V	ausgebaut	463242	5727558	186,70	205	16.09	22.08	ABU
Aschentyp (Kies)	11	Horste	11 Horste	ausgebaut	460324	5727966	182,70	200	13.10	11.09	Limnoplan
	12	Esbeck	12 Esbeck	ausgebaut	459066	5726819	180,55	200	13.10	11.09	Limnoplan
	13	Lippe	13 Lippe	ausgebaut	456860	5726300	178,00	200	14.09	11.09	NZO
	14	Lippstadt	14 Lippstadt	ausgebaut	454603	5725333	175,00	195	16.09	22.08	ABU
	14a *	Lusebreite	14a Lusebreite	naturnah	453213+452712+452048	574783+574718+5724776	172,60	170+140+150	02.06.09	27.79.08	ABU
	14b *	Hellinghauser Mersch	14b Hell. Mersch	naturnah	4506482+450147+449747	5725007+5724510+5724136	169,00	155+165+150	06.08.09	30.08.25.09	ABU
	14c *	Klostermensch oben	14c Klostermensch	naturnah	448275+445803+446720	5733558+5732705+5723597	165,00	150+130+150	03.14.09	23.08.04.09	ABU
	14d *	Klostermensch unten	14d Klostermensch	naturnah	446301+446097	5723678+5723376	163,95	180+175	05/28.09	04.09.17.10	ABU
	14e *	Westermersch	14e Eckelborn	naturnah	445479+444510	5723534+5723756	162,40	195+150	24/27.09	06.09	ABU
	14f *	Uelentrop	14f Uelentrop	ausgebaut	442953+442637	5723801+5723803	160,00	155+170	22.09	31.08	ABU
	14g *	Herfeld	14g Herfeld	ausgebaut	441168+439963+438001	5723506+5723898+5723622	156,20	130+155+150	13.09	24.08./05.09	ABU
Barbentyp (Sand) oben	15	Kesseler	15 Kesseler	ausgebaut	436338	5723323	151,80	200	25.10	02.10	Limnoplan
	15a *	Golsteins Mersch	15a Gold. Mersch	naturnah	433617+433334	5723535+5723789	148,00	150+145	19.09	05.10	ABU
	lip-08-63	Lippborg	08-63 Lippborg	ausgebaut	433536	5723914	147,60	300	07.10	02.10	LANUV
	16	Diselmersch	16 Diselmersch	erfesselt	432424	5724465	145,65	200	25.10	02.10	Limnoplan
	17	Hangfort	17 Hangfort	erfesselt	431520	5724756	144,20	200	19.09	27.09	NZO
	18	Schmehausen	18 Schmehausen	erfesselt	428562	5727260	139,20	200	20.09	26.09	NZO
	19	Uentrop	19 Uentrop	erfesselt	427154	5728206	137,10	200	20.09	26.09	NZO
	lip-03-15	Dolberg	03-15 Dolberg	erfesselt	426068	5728579	135,17	400	07.10	02.10	Kuss
	20	Dolberg	20 Dolberg	naturnah	425847	5728513	135,15	215	18.10	10.09	LANUV
	21	Oberverries	21 Oberverries	erfesselt	423712	5728845	131,75	200	18.10	10.09	ABU
	Barbentyp (Sand) Mitte	22	oberhalb Wehr Heesen	22 Heesen 0	erfesselt	421021	5728800	128,25	200	24.09	17.09
23		unterhalb Wehr Heesen	23 Heesen 0	ausgebaut	420156	5727956	127,20	200	25.09	27.09	Kuss
24		unterhalb Wehr Hamm	24 Hamm	ausgebaut	418283	5726785	124,90	200	25.09	27.09	NZO
25		Radbod	25 Radbod	ausgebaut	413941	5725943	120,30	200	25.09	28.09	NZO
26		Gerstenwerk	26 Gerstein	ausgebaut	411663	5725224	117,90	205	02.10	11.09	NZO
27		Stodum	27 Stodum	ausgebaut	410327	5725029	116,30	215	15.10	11.09	ABU
lip-03-55		Sandbochum	03-55 Sandboch	ausgebaut	407437	5724008	111,70	400	15.10	15.10	LANUV
28		Rünthe	28 Rünthe	ausgebaut	404556	5723431	110,15	200	02.10	15.10	Limnoplan
29		Werne	29 Werne	ausgebaut	404794	5722575	107,70	200	02.10	15.10	Limnoplan
30		Heil	30 Heil	erfesselt	402948	5721807	104,70	200	27.10	16.10	NZO
30a		HausAden	30a HS-Aden	ausgebaut	400443	5719933	99,90	200	27.10	12.10	NZO

5.1. Elektrofischungen 2017 & 2018

5.1.1. Verbreitung und Abundanz

Insgesamt 43 Fisch-, Rundmaul- und Krebsarten konnten bei den tagsüber stattgefundenen Befischungen in der Lippe gefangen werden. Die zahlenmäßig häufigsten Arten waren 2017 in der Reihenfolge ihrer Abundanz bzw. ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Schwarzmaulgrundel, Marmorgrundel und Döbel; 2018 Schwarzmaulgrundel, Döbel und Marmorgrundel (Abb. 8) – und das, obwohl die beiden allochthonen Grundelarten bislang nicht die ganze Lippe besiedelt haben.

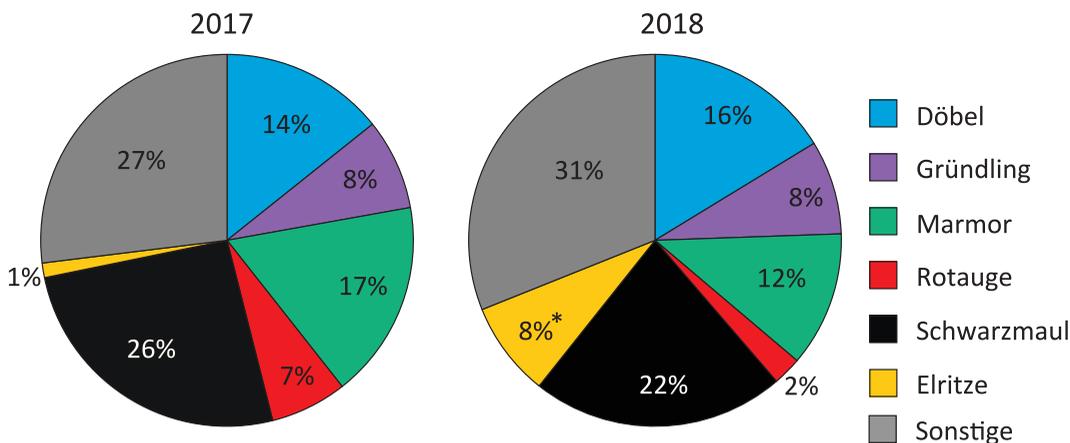


Abb. 8: Prozentuale Zusammensetzung der häufigsten Arten in den Lippestrecken 2017 (links) und 2018 (rechts);
 * Der prozentuale Zuwachs von 2017 auf 2018 beruht auf einer einzigen Probestelle (Nr. 4), in der 2018 massenhaft Elritzen gefangen wurden.

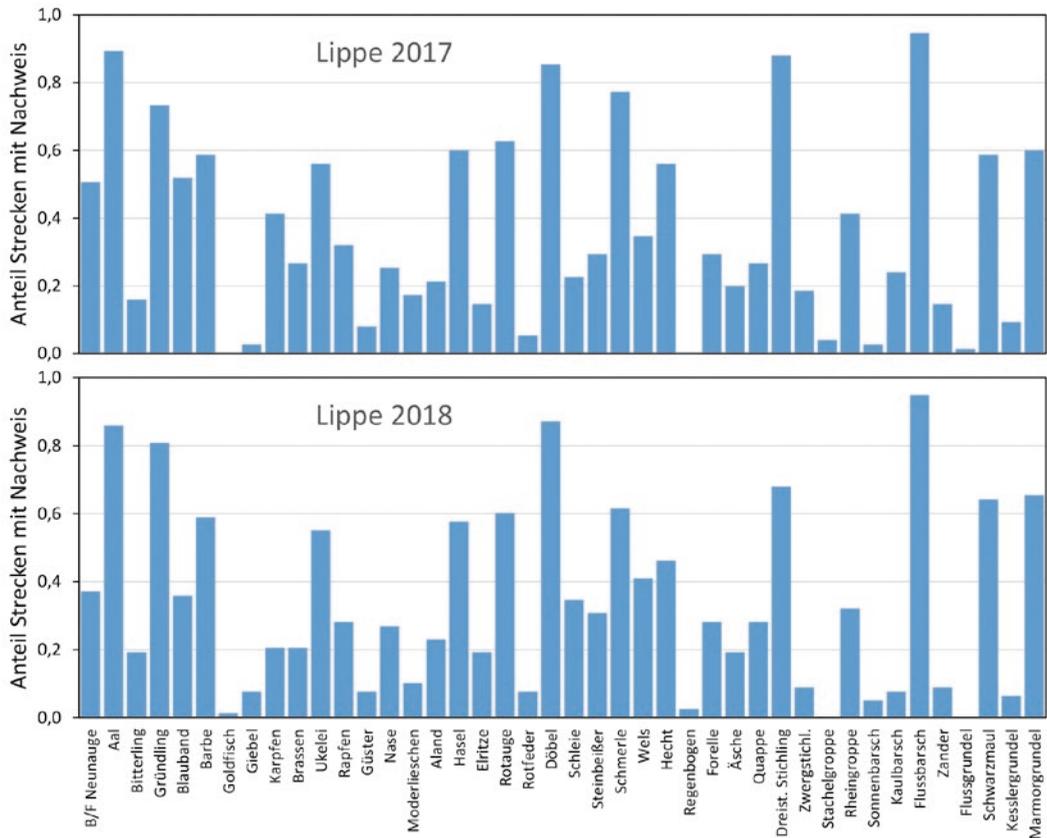


Abb. 9: Frequenz der einzelnen Arten in den Lippestrecken in den Jahre 2017 und 2018

Die höchste Frequenz – also den größten Anteil von Probestellen mit Nachweis an der Gesamtzahl der Probestellen – hatten in abnehmender Reihenfolge im Jahr 2017 Flussbarsch, Aal, Dreistachliger Stichling, Döbel, Schmerle und Gründling; 2018 waren es Flussbarsch, Aal, Döbel, Gründling und Dreistachliger Stichling (Abb. 9). Alle genannten Arten erreichten Nachweisfrequenzen über 70 %, waren also an über 70 % aller besuchten Strecken zu finden.

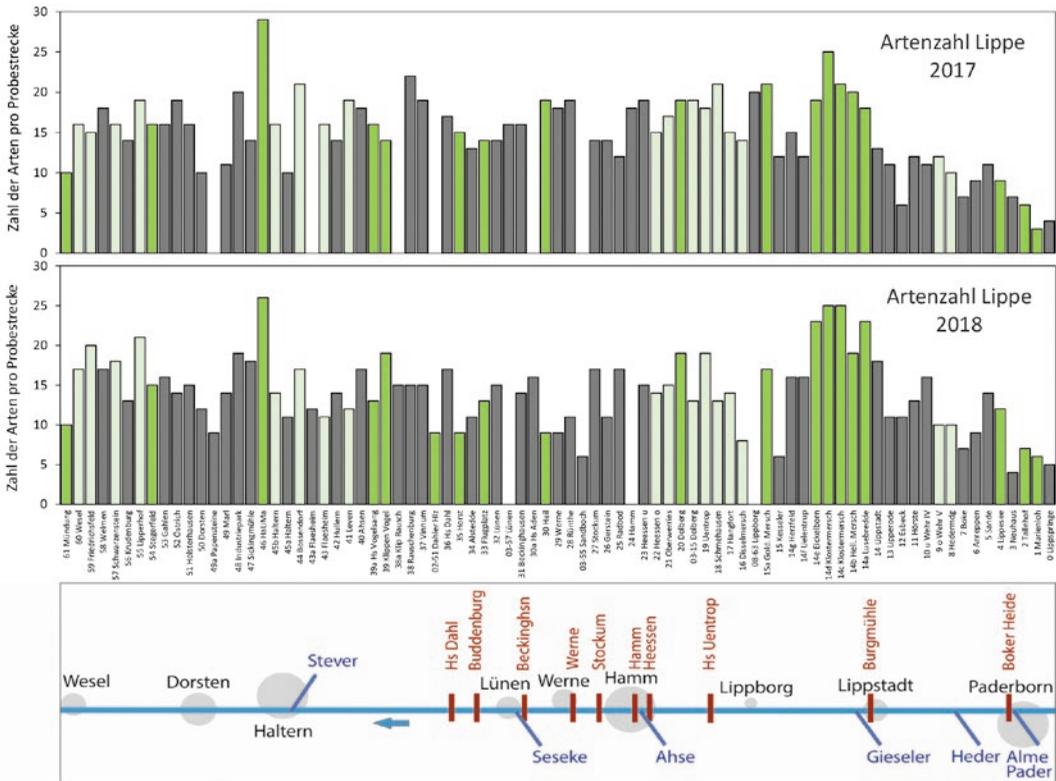


Abb. 10: Abundanz (CPUE) aller Arten in den tagsüber mit standardisierter Methode befisheten Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht

Pro 100 m Fluss wurden 2017 durchschnittlich 305 Fisch- und Rundmaulindividuen gefangen, 2018 waren es 338. Die höchste Individuendichte wurde im Jahr 2017 im Abschnitt zwischen Lünen und Rauschenburg erreicht (Abb. 10), wobei die Probestrecke 33 (Flugplatz Lünen Lippweiden) mit 1.311 Fischen pro 100 m Lippe das Maximum darstellte (hauptsächlich Marmor- und Schwarzmaulgrundeln). 2018 wurden maximal 2.160 Individuen pro 100 m Fluss gefangen und zwar an der Probestrecke 4 (Umgehung des Lippesees bei Paderborn-Sande, hauptsächlich Elritzen). Lässt man die Grundeln unberücksichtigt (Abb. 11), so erlangt 2017 Probestrecke 14d (unterer Abschnitt der renaturierten Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen) die höchste Dichte mit 495 Individuen pro 100 m, während sich die Rangfolge für 2018 nicht ändert.

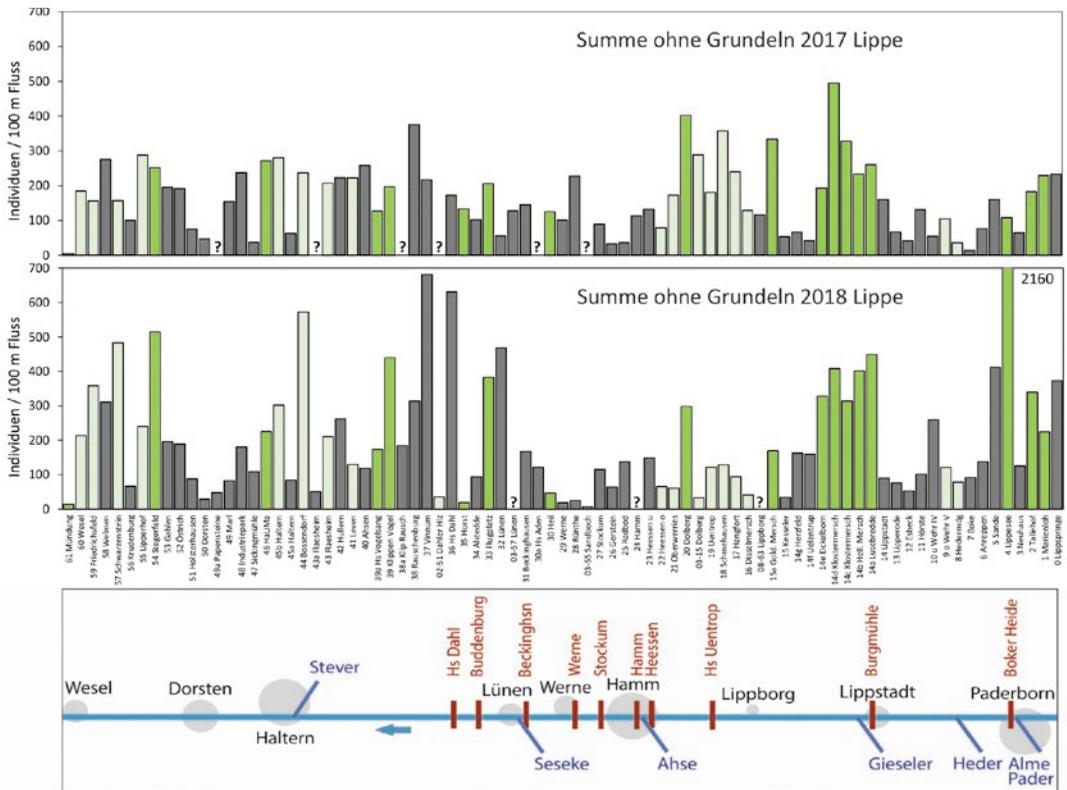


Abb. II: Abundanz (CPUE) aller Arten ohne Grundeln in den tagsüber mit standardisierter Methode befisheten Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, ■ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht

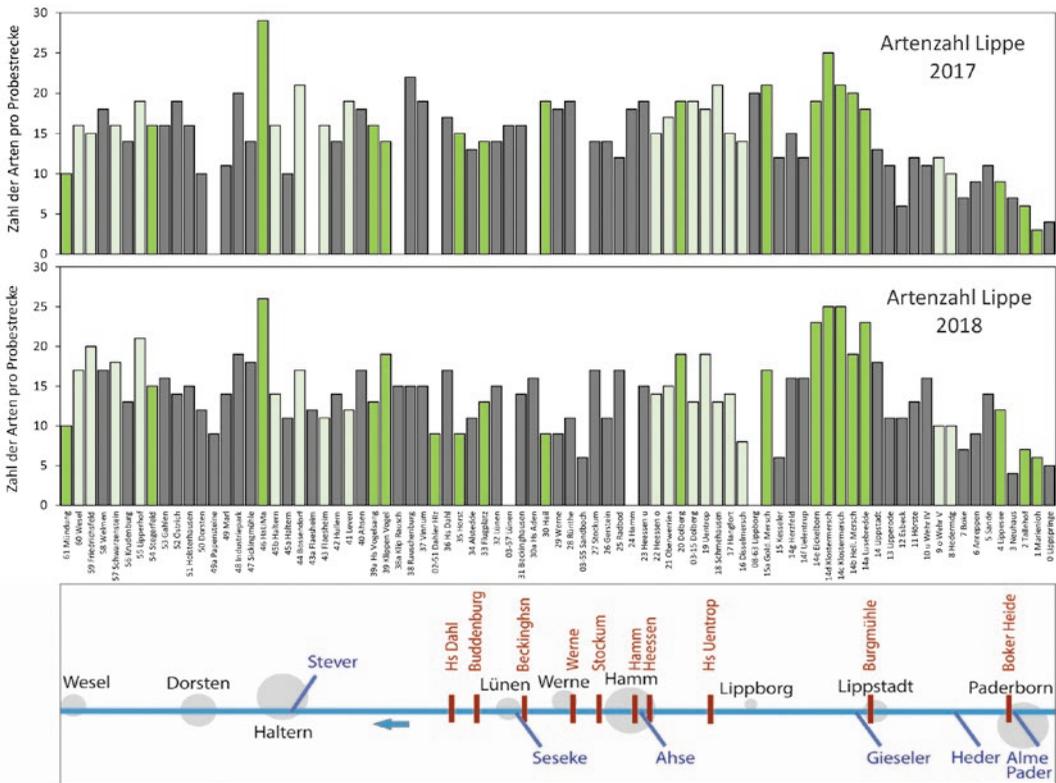


Abb. 12: Anzahl der Arten (n) pro 100 m in den Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, ■ entfesselt, ■ naturnah

Die Zahl der pro Probestrecke durchschnittlich gefangenen Fisch- und Rundmaularten betrug 2017 etwa 15 und 2018 etwa 14 Arten. Abbildung 12 zeigt, welche Probestrecken besonders artenreich waren. Vom Oberlauf aus (rechts in den Diagrammen) steigt die Artenzahl natürlicherweise an und erreicht etwa ab Lippstadt ein Plateau, um das die Werte entsprechend dem Ausbauzustand der Probestrecken schwanken. Besonders artenreich waren in beiden Jahren die naturnahe Bergsenkungsstrecke HaLiMa (Nr. 46) und die renaturierten Strecken flussabwärts von Lippstadt (Nr. 14a – 14e).

Zählt man alle Individuen zusammen, so waren 2017 von 51.205 tagsüber in der Lippe gefangenen Fischen und Rundmäulern 44,2 % nicht heimisch (allochthon). 2018 waren es von 58.567 Individuen 18.884 (32,2 %) – ein bedenkliches Ergebnis. Abbildung 13 zeigt die Anteile autochthoner und allochthoner Fisch- und Rundmaulindividuen in den Probestrecken der Lippe.

Es wird deutlich, dass die nicht einheimischen Arten erst ab dem Wehr Uentrop die Fischfauna dominieren. Betrachtet man nur die Probestrecken von Uentrop bis zur Mündung, so waren 2017 58,3 % aller gefangenen Individuen nicht einheimisch und 2018 48,2 %. In einzelnen Strecken waren über 90 % aller Individuen allochthon (Nr. 32 Lünen 2017, Nr. 50 Dorsten 2018 und Nr. 61 Mündung 2018). Die meisten Individuen nicht einheimischer Arten stellten Schwarzmaul- und Marmorgrundel.

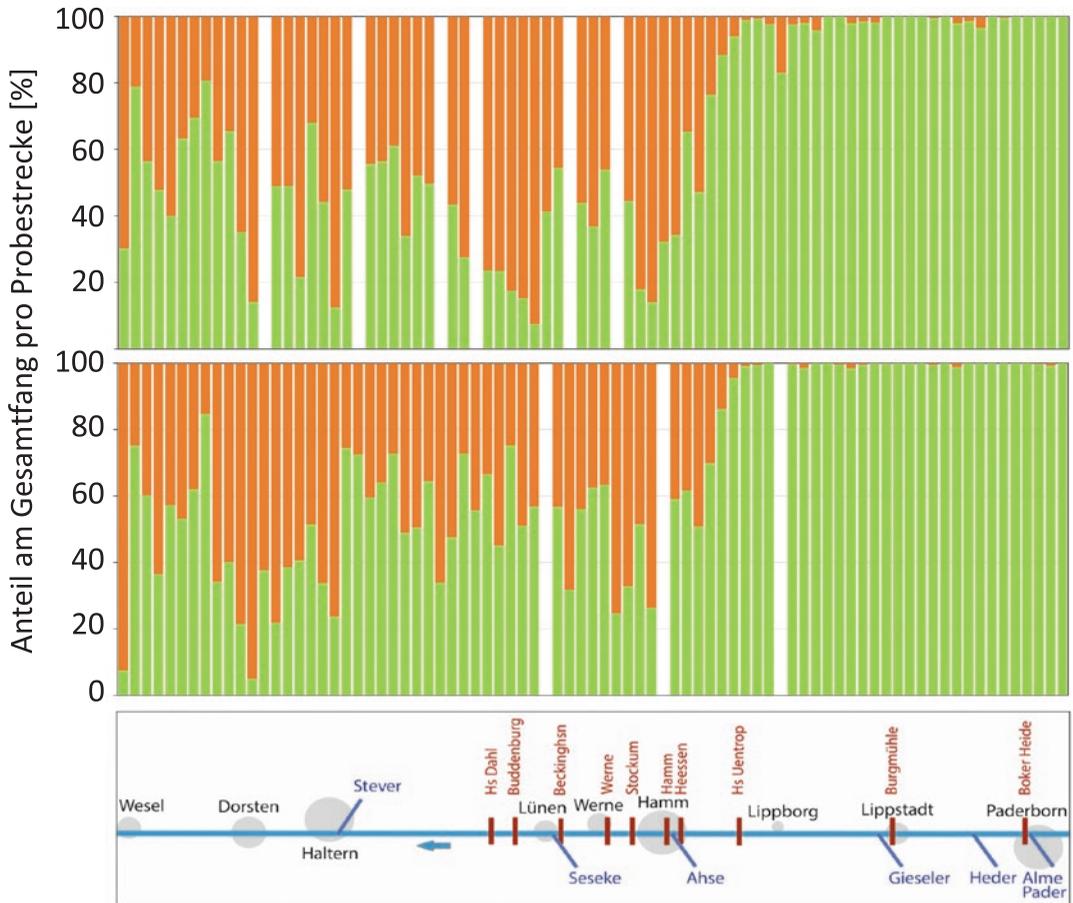


Abb. 13: Anteil Individuen autochthoner (grün) und allochthoner (rot) Arten am Gesamtfang jeder Lippestrecke 2017 (oben) und 2018 (unten), Bitterling, Giebel und Moderlieschen wurden zu den autochthonen Arten gezählt.

5.1.2. Verbreitungsmuster

Für einige Arten bzw. Gilden lassen sich klare Verbreitungsmuster erkennen. Besonders gravierend ist dies bei den weniger anspruchsvollen Kieslaichern, den sogenannten Oberflächendeponierern zu sehen.

Betrachtet man die Verbreitung der kieslaichenden Arten Barbe, Hasel und Nase genauer, ergibt sich folgendes Bild: Barbe, Hasel und Nase scheinen den kiesigen Oberlauf der Lippe zu meiden, obwohl potenziell geeignete Laichplätze vorhanden sind. Der Grund dafür dürfte nicht das Sohlsubstrat sein, sondern das auch im Sommer kühle Wasser, das der Forellen- und Äschenregion entspricht, während die drei betrachteten Arten eher in die wärmere Barbenregion eingeordnet werden.

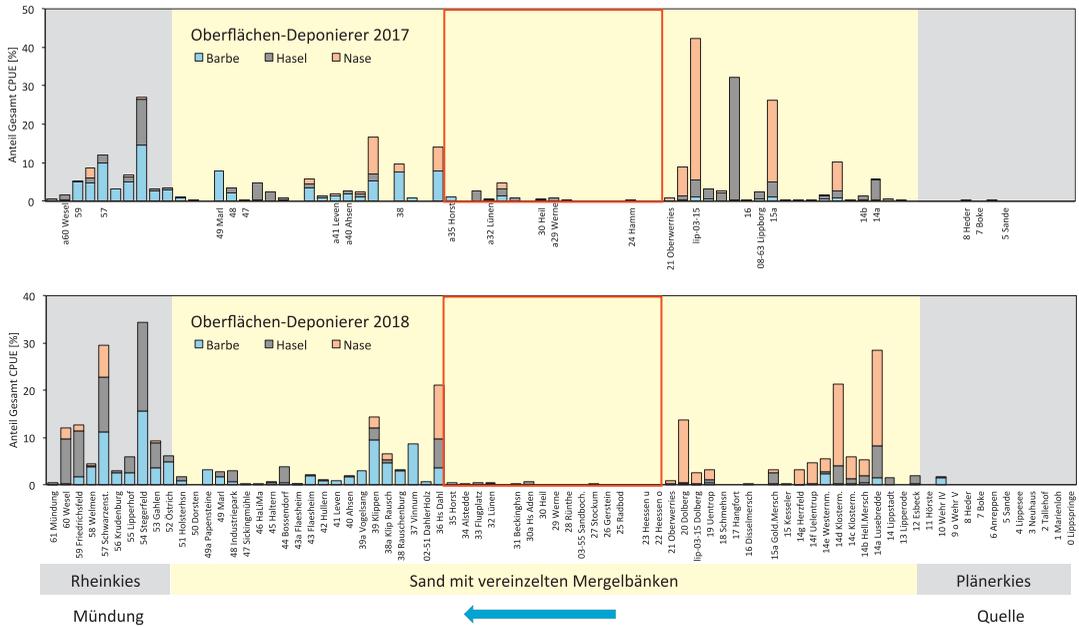


Abb. 14: Verbreitung und Häufigkeit weniger anspruchsvoller lithophiler Arten, der „Oberflächendeponierer“ (Cypriniden) in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art. Roter Rahmen: Lippeabschnitt mit überdurchschnittlich niedrigen Zahlen einiger lithophiler Arten

Es schließt sich ein Abschnitt der „sandigen“ Lippe an mit hohen Abundanzen der drei Arten in naturnahen Probestrecken. Zwischen den Probestrecken 22 und 35 dagegen wurden in beiden Jahren kaum noch Barben, Hasel und Nasen gefangen (rotes Kästchen, Abb. 14). Erst flussabwärts steigen die Fangzahlen wieder an und erreichen sowohl im sandigen als auch im kiesigen Flussabschnitt teilweise hohe Zahlen.

Das Vorkommen der anspruchsvollen „Brutverstecker“, die gut durchspülte Bänke einer gewissen Mächtigkeit benötigen, beschränkt sich derzeit weitgehend auf die obere Lippe mit ihren Plänerkies-Vorkommen, in geringem Umfang werden auch Mergelkiesbänke genutzt. Alle anderen lithophilen Arten mit Ausnahme der Neunaugen und des Döbels zeigen auffällige Verbreitungs- bzw. Abundanzlücken zwischen den Probestrecken 22 und 35. Auf diesem Abschnitt zerstückeln sieben Wehre die Lippe und stauen sie bis auf kurze Strecken jeweils direkt unterhalb der Wehre ein. Da alle lithophilen Arten auch rheophil sind, fehlen ihnen hier nicht nur Laichplätze, sondern allgemein Lebensräume. Im kiesigen Unterlauf der Lippe erreichen viele der Oberflächen-Deponierer und der fakultativen Kieslaicher ihre höchsten Dichten, was die Bevorzugung dieser Arten von Kies gegenüber Sand dokumentiert.

5.1.3. Beziehungen zwischen der Abundanz von Arten & der Naturnähe der Lippestrecken

Die Unterscheidung der Probestrecke in der Lippe in drei Klassen der Naturnähe (ausgebaut, entfesselt, naturnah) ist zwar nur eine grobe Klassifizierung, aber diese Einteilung macht dennoch Unterschiede in der Abundanz von Fischarten offensichtlich.

Naturnahe Strecken weisen im Mittel höhere Fischdichten auf als ausgebaute und entfesselte Strecken. So sind in naturnahen Strecken im Schnitt 412 ± 63 Fische pro 100 m Fluss zu finden, in ausgebauten und entfesselten Strecken nur $321 (\pm 32)$ bzw. $290 (\pm 35)$ Individuen (Abb. 15). Der Unterschied wird noch gravierender, wenn man die invasiven Schwarzmaulgrundeln aus den Dichten herausrechnet, die eine klare Präferenz für die Steinschüttungen in ausgebauten und entfesselten Strecken haben. Hiernach finden sich in naturnahen Strecken 1,5-mal so viele Fische wie in den anderen Ausbauständen. Auch bei der Artenzahl ist ein leichter Anstieg von ausgebauten Strecken mit $14,3 (\pm 0,5)$, über entfesselte Bereiche mit $15,7 (\pm 0,7)$ bis hin zu den naturnahen Abschnitten mit $16,6 (\pm 1,1)$ Arten zu erkennen.

Die Renaturierungen und damit einhergehende Anbindung von Stillgewässern sind für die Fischfauna wichtige Maßnahmen. Im Herbst, wenn normalerweise die Elektrofischungen stattfinden, ist

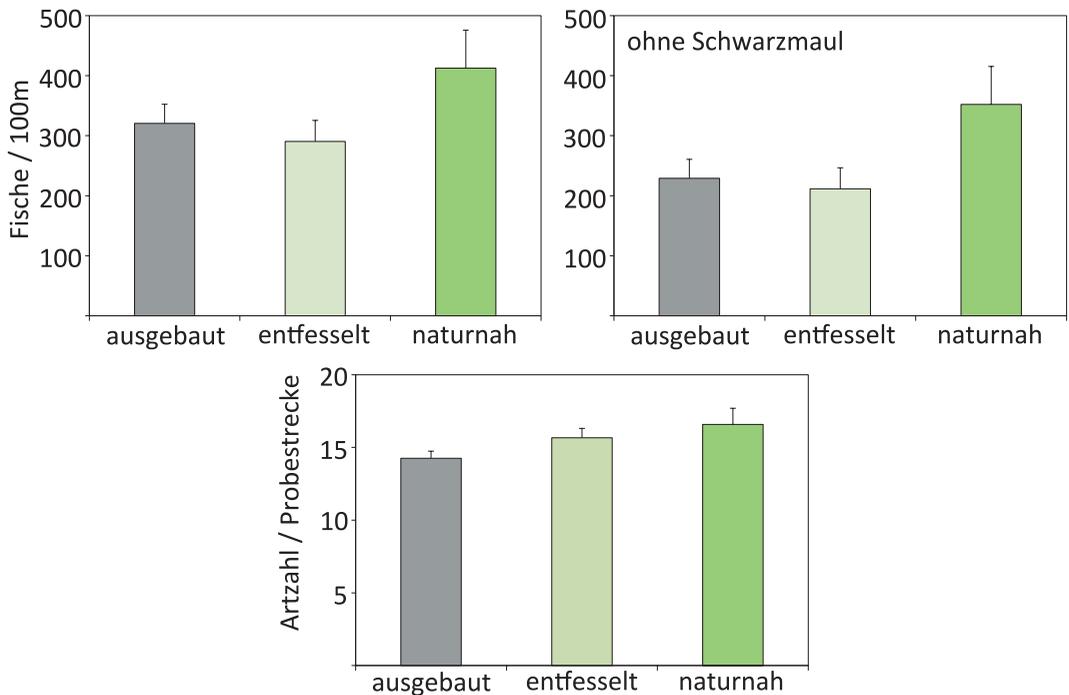


Abb. 15: Vergleich der Fischdichten (Individuen pro 100 m, MW \pm SF) zwischen den drei Habitatzuständen (ausgebaut, entfesselt und naturnah), Schwarzmaulgrundeln inbegriffen (oben links) und exklusive Schwarzmaulgrundeln (oben rechts) sowie die mittlere Artenzahl pro Probestrecke in den drei Ausbauständen (unten, MW \pm SF)



Abb. 16: Jungfische (vorwiegend Hasel) aus dem renaturierten Lippemündungsbereich im Frühjahr

oftmals nicht mehr ersichtlich, wie vielen Fischen diese Bereiche als „Kinderstube“ gedient haben, da die meisten Jungfische zu diesem Zeitpunkt die Stillgewässer bereits verlassen haben. Abbildung 16 zeigt den Inhalt eines handelsüblichen Aquarienkesschers, der im Frühjahr durch die Ufervegetation der renaturierten Lippemündung (Auenbereich) gezogen wurde. Das Ergebnis waren vorwiegend Haseln, also eine typische Flussfischart, die hier Dichten von mehr als 5.000 Individuen pro m^3 erreichte (GERTZEN 2016b).

Da es sowohl Arten gibt, die von naturnahen Strukturen profitieren als auch solche, die ausgebauten Flussabschnitte bevorzugen, lohnt es sich, die Dichten jeder Art in den drei Habitatzuständen „ausgebaut“, „entfesselt“ und „naturnah“ getrennt zu betrachten.

In den folgenden Diagrammen werden die mittleren CPUE-Werte der einzelnen Arten in ausgebauten, entfesselten und naturnahen Probestrecken dargestellt. Nur Arten mit Individuenzahlen > 30 in einem Jahr sind berücksichtigt. Bei einigen Arten mit geringen Fangzahlen wurden die beiden Untersuchungsjahre zusammengefasst.

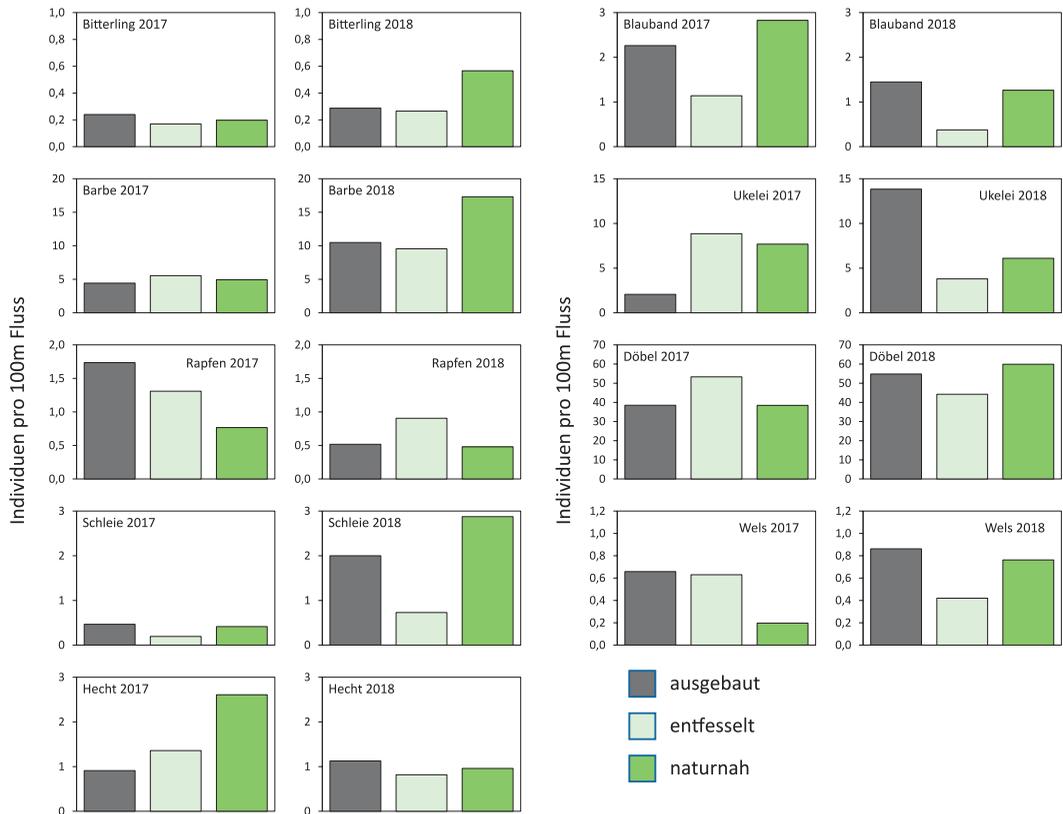


Abb. 17: Mittlere CPUE-Werte von Arten, die keine eindeutige Bevorzugung ausgebauter, entfesselter und naturnaher Lippestrecken zeigen

Neun Arten in der Lippe scheinen weder Ausbau- noch Entfesselungs- noch naturnahe Strecken zu bevorzugen (Abb. 17). Ihre Abundanzen sind entweder bei den drei Streckentypen nahezu gleich (z.B. Döbel) oder wechseln von einem Jahr zum anderen (z.B. Ukelei).

Neun Arten erreichen ihre höchsten Dichten in Ausbaustrecken oder in Ausbau- und Entfesselungsstrecken (Abb. 18). Für die meisten von ihnen dürfte die Steinschüttung, die sie als Unterstände sehr gern nutzen, der Auslöser für diese Bevorzugung sein. Entfesselte Strecken weisen zwar eine größere Naturnähe auf als Ausbaustrecken, aber in den meisten Fällen ist die Steinschüttung noch vorhanden, zwar nicht entlang der Wasserlinie, aber z.B. als uferparallele Berme oder als Unterwassersteinhaufen.

Auch die Quappe findet sich in dieser Gruppe. Sie kann sich zwar nur dort erfolgreich fortpflanzen, wo eine Verbindung zwischen Fluss und Aue mit naturnaher Hochwasserdynamik besteht, aber als adulter Fisch versteckt sie sich sehr gern in angeströmten Steinschüttungen.

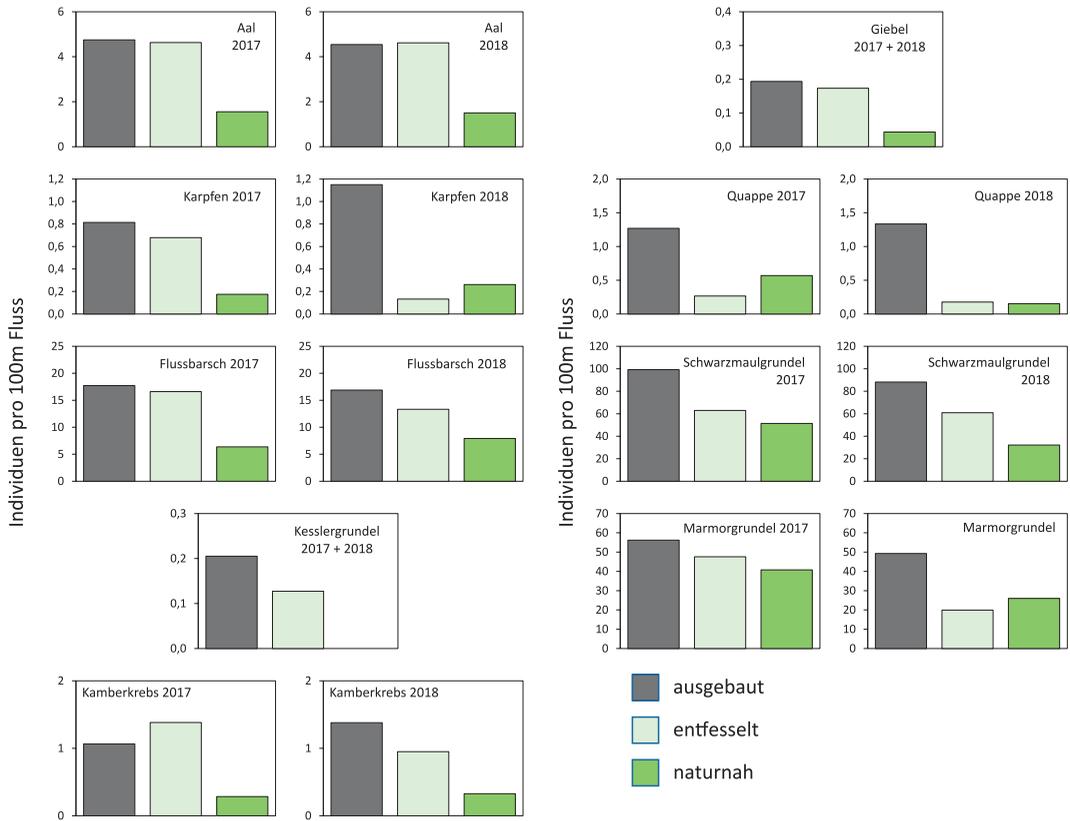


Abb. 18: Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanzen in ausgebauten (und z.T. auch entfesselten) Lippestrecken

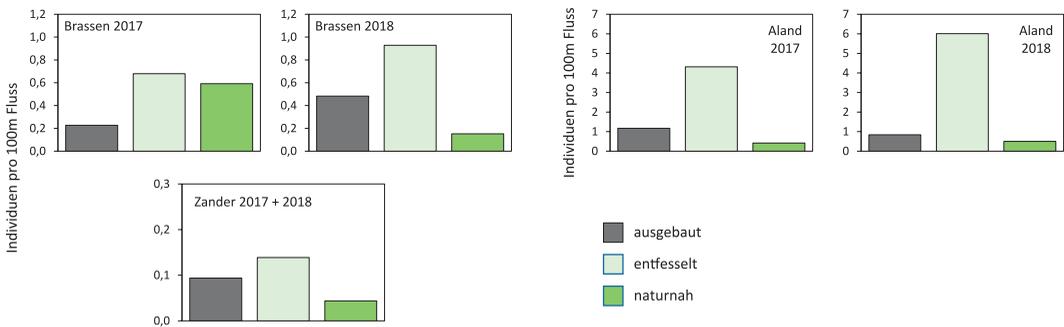


Abb. 19: Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanzen in entfesselten Lippestrecken

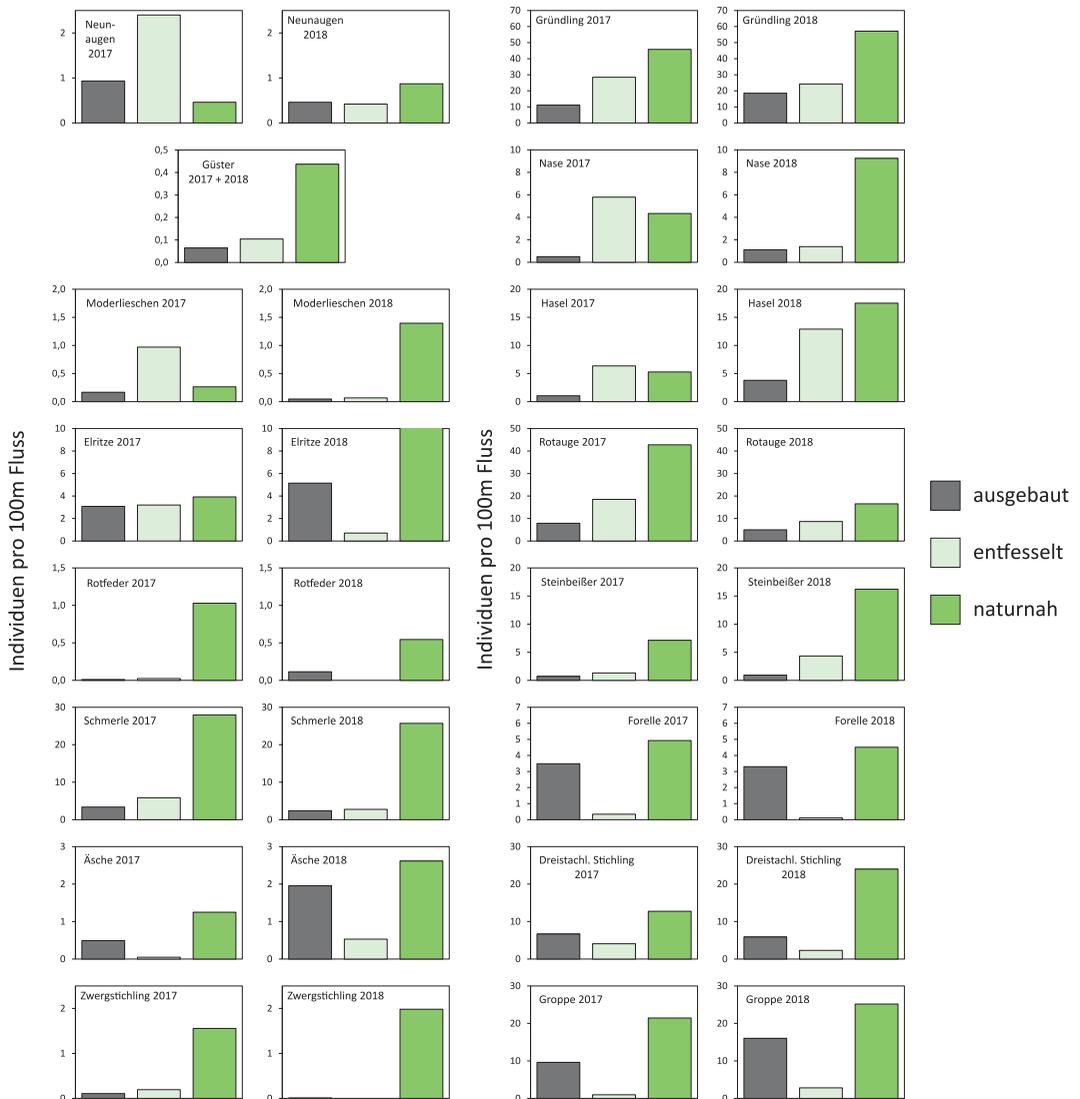


Abb. 20: Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanz in naturnahen Lippestrecken, Bach- und Flussneunaugen sind als „Neunaugen“ zusammengefasst, da die Fänge viele nicht bestimmbar Querder enthielten. Bei der Forelle blieben 200 gerade besetzte Jungfische in Probestrecke 7 bei Lippstadt-Garfeln unberücksichtigt.

Giebel, Karpfen und Flussbarsch zeigen dagegen wohl keine Affinität zu Steinschüttungen. Der Grund für ihre höheren Dichten in weniger naturnahen Lippestrecken ist unklar.

Die offensichtliche Bevorzugung entfesselter Strecken gegenüber ausgebauten und naturnahen Zuständen durch die drei Arten in Abbildung 19 ist ad hoc nicht zu erklären.

17 Arten weisen ihre höchsten CPUE-Werte in naturnahen Strecken auf (Abb. 20), meist in beiden Untersuchungsjahren. Wenn die höchste Abundanz einer Art nur in einem Jahr in naturnahen Abschnitten liegt, dann befindet sich das Maximum im anderen Jahr in entfesselten Strecken.

Die Einteilung von Forelle, Äsche und Groppe in diese Artengruppe bedarf einer Ergänzung. Alle drei Arten haben ein relativ begrenztes Verbreitungsgebiet im Oberlauf der Lippe, in dem nur zwei teilweise entfesselte Strecken befischt wurden, die in ihrer Struktur eher Ausbaustrecken gleichen. Lässt man diese entfesselten Strecken unberücksichtigt, bleibt nur der deutliche Unterschied zwischen den Abundanzen in naturnahen und ausgebauten Probestrecken.

Tabelle 3 fasst die Einordnung der Arten in den Abbildungen 17 bis 20 noch einmal zusammen. Die Auswertung zeigt, dass Renaturierungen den Zustand der Fischfauna deutlich verbessern können, indem heimische Arten gefördert und invasive Arten zurückgedrängt werden.

Tab. 3: Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren Dichten in Lippestrecken unterschiedlicher Naturnähe

keine eindeutige Bevorzugung	Ausbaustrecken	Entfesselte Strecken	Naturnahe Strecken
Bitterling	Aal	Brassen	Bach-/Flussneunauge
Blauband	Giebel	Aland	Gründling
Barbe	Karpfen	Zander	Güster
Ukelei	Quappe		Nase
Rapfen	Flussbarsch		Moderlieschen
Döbel	Schwarzmaulgrundel		Hasel
Schleie	Kesslergrundel		Elritze
Wels	Marmorgrundel		Rotauge
Hecht	Kamberkreb		Rotfeder
			Steinbeißer
			Schmerle
			Forelle
			Äsche
			Dreistachl. Stichling
			Zwergstichling
			Rheingroppe

Habitatpräferenzen:

- Bei neun Arten ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Abundanz und Ausbauzustand ersichtlich. Zu dieser Gruppe gehört sowohl die FFH-Art Bitterling wie auch die allochthonen Arten Blaubandbärbling, Rapfen und Wels.
- Von den einheimischen Arten mit hohen Dichten in Ausbaustrecken ist nur die Quappe auf der Roten Liste verzeichnet. Ihre Abhängigkeit von naturnahen Auen für die Fortpflanzung wird in dieser Auswertung nicht deutlich, weil adulte Tiere Steinschüttungen sehr gern als Unterstände nutzen.
- Die invasiven Grundeln und der Kamberkrebis profitieren von der Steinschüttung in Ausbaustrecken und können somit durch Renaturierungen mit Entnahme oder Überdeckung der Schüttsteine in ihrer Dichte reduziert werden.
- Die offenbare Bevorzugung entfesselter Strecken auch gegenüber naturnaher Abschnitte durch drei Arten lässt sich derzeit nicht erklären.
- Die meisten Arten (17) erreichen in naturnahen Abschnitten ihre höchsten Dichten, alle sind einheimisch. Die FFH-Arten Bach- und Flussneunauge, Steinbeißer und Groppe gehören dazu, ebenso wie in der Lippe bedrohte bzw. seltene Arten wie Güster, Nase, Elritze und Äsche. Sie können durch Renaturierungen gefördert werden.

5.2. Nachtbefischungen

Jeweils zehn Strecken pro Befischungsjahr wurden zusätzlich nach Einbruch der Dunkelheit befischt. Methodisch wurden die Befischungen genauso wie tagsüber durchgeführt, mit der einzigen Ausnahme, dass in der Nacht zusätzlich Beleuchtungsmittel am Boot angebracht waren, um die betäubten Fische im Wasser erkennen zu können.

In der Nacht zeigt sich oft ein anderes Arten- und Größenspektrum, so dass über diese Befischungen zusätzliche Daten gewonnen werden können. Dies hängt mit den unterschiedlichen Aktivitätsmustern verschiedener Arten und der damit einhergehenden Fängigkeit zusammen. Nachtaktive Arten, die sich tagsüber in tiefere Gewässerbereiche zurückziehen, können so in den Standardbefischungen unterrepräsentiert sein.

Folgende Probestrecken wurden im Jahr 2017 zusätzlich nachts befischt: Probestrecke 5, 20, 24, 34, 39a, 46, 52, 53, 56 und 58 (vgl. Tab. 2). Im darauffolgenden Jahr wurden bewusst andere Probestrecken gewählt, deren Verteilung sich aber wie auch im Vorjahr über den gesamten Verlauf der Lippe erstreckte. 2018 wurden die Strecken 6, 14b, 14h, 21, 25, 26, 28, 40, 47 und 51 während der Dunkelheit befischt.

Die Nachtbefischungen erzielten beinahe ausnahmslos höhere Individuendichten als die Befischungen am Tag (Abb. 21). Lediglich für die Probestrecke 25 (Radbodsee) ergaben sich tagsüber höhere Fischdichten mit 343 Fischen pro 100 m im Vergleich zum Nachtwert von 240 Fischen pro 100 m. Im Mittel wurden über beide Jahre gesehen in der Nacht etwa doppelt so viele Tiere gefangen wie tagsüber. Im Jahr 2017 war der Unterschied an Probestelle 24 (unterhalb des Wehrs Hamm) am größten, bei der nachts doppelt so viele Individuen gefangen wurden wie bei Helligkeit.

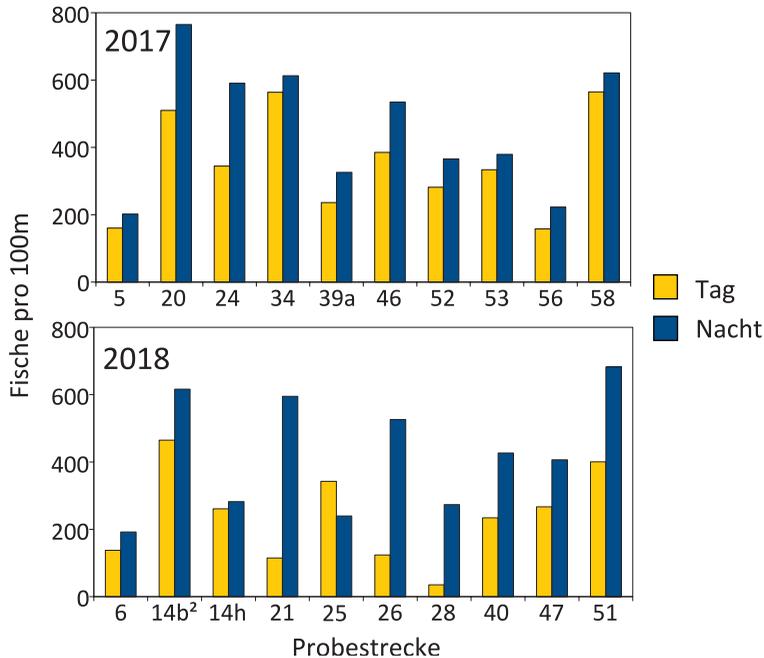


Abb. 21: Gesamtfischdichten (Fische pro 100 m) während der Nachtbefischungen (blau) im Vergleich mit den zuvor stattgefundenen Tagbefischungen (gelb) für die Jahre 2017 (oben) & 2018 (unten)

Im Jahr darauf waren die Unterschiede wesentlich deutlicher ausgeprägt. An der Probestelle 28 (unterhalb Rampe Werne-Rünthe) konnten in der Nacht 8-mal so viele Fische gefangen werden, an der Probestelle 21 5-mal und an Probestelle 26 wurden immerhin noch 4-mal höhere Dichten erzielt. Dass der Unterschied im Jahr 2018 deutlicher hervortrat, könnte an den niedrigeren Pegelständen und/oder der höheren Wassertemperatur gelegen haben.

Auch das gefangene Längenspektrum der Fische unterschied sich deutlich zwischen Tag und Nacht (Abb. 22). Bei den Tagbefischungen machten die kleinsten Fische (bis 5 cm Totallänge) die (zweit-)häufigste Größenklasse aus (2017: 45 %, 2018: 50,2 %). In der Nacht verschob sich die Verteilung hin zu größeren Tieren. Insbesondere die beiden Größenklassen 5 bis 10 cm und 10 bis 15 cm nahmen deutlich zu. Machten diese beiden Größenklassen am Tag zusammengefasst 52 % (2017) bzw. 46 % (2018) aus, so stieg der Anteil in der Nacht auf 62 %, bzw. 77 % (2018) an, während sich der Anteil der Fische bis 5 cm deutlich verringerte. Absolut betrachtet, war die Dichte der kleinsten Fische am Tag und in der Nacht recht ähnlich mit geringen Abnahmen in der Nacht, die größeren Fische sind in der Nacht demnach als zusätzliche Tiere hinzugekommen. Fische bis 10 cm wurden in beiden Jahren zusammen insgesamt 5.085 Individuen am Tag gefangen, in der Nacht waren es dagegen doppelt so viele (10.246 Tiere).

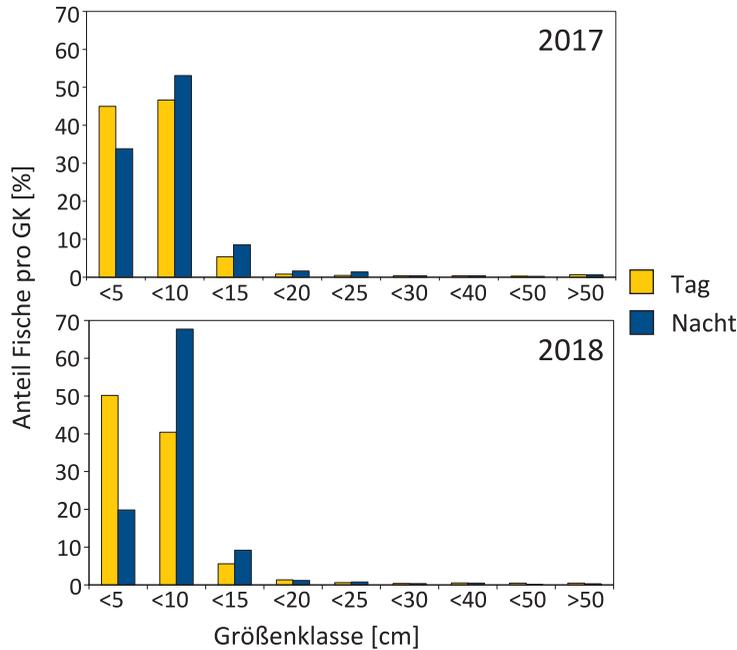


Abb. 22: Prozentualer Anteil der gefangenen Fische pro Längenklasse [cm] im Vergleich zwischen der Tag- (gelb) und Nachtbefischung (blau) unterschieden nach den beiden Untersuchungsjahren (2017 oben & 2018 unten). In den Vergleich wurden nur die Probestrecken der Tagbefischungen einbezogen, die zusätzlich in der Nacht befischt wurden.

Vergleicht man die Anzahl der gefangenen Arten von Tag und Nacht (Abb. 23), so gibt es 2018 den Trend, dass nachts mehr oder zumindest gleich viele Arten wie am Tag gefangen werden, wohingegen im Jahr 2017 kein eindeutiges Muster zu erkennen ist. Größte Unterschiede traten 2017 an der Probestrecke 34 auf, mit einer Differenz von neun Arten zugunsten der Nachtbefischung. Im Mittel unterschieden sich die Anzahlen zwischen Tag und Nacht um drei Arten.

Gravierendere Unterschiede ergaben sich bei der Betrachtung der einzelnen Arten (Abb. 24). So wurden bei den Vergleichsstrecken 75 % aller Nasen in der Nacht gefangen. Ähnlich sieht das Bild für den Hasel aus, dieser wurde zu 76 % in der Nacht gefangen, das Rotauge zu 68 % nachts. Dagegen gab es auch Arten, die vornehmlich am Tag gefangen wurden, wie zum Beispiel Marmorgrundel (zu 70 % am Tag) oder auch Schleie (72 % am Tag). Gerade die Nachtaktivität von jungen Nasen, Haseln und Rotaugen erscheint ungewöhnlich und könnte eine Anpassung an den steigenden Prädationsdruck durch Kormorane sein. Besonders der Anteil „schlundgängiger“ Fische dieser Arten von 10 bis 25 cm nahm in der Nacht deutlich zu.

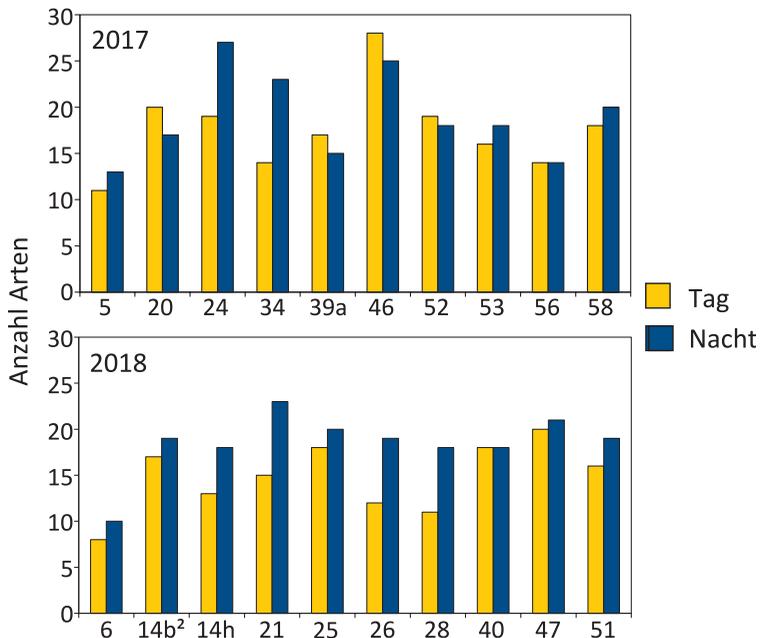


Abb. 23: Vergleich der Anzahl der gefangenen Arten pro Probestelle zwischen Tag (gelb) und Nachtbefischung (blau) für das Jahr 2017 (oben) und 2018 (unten)

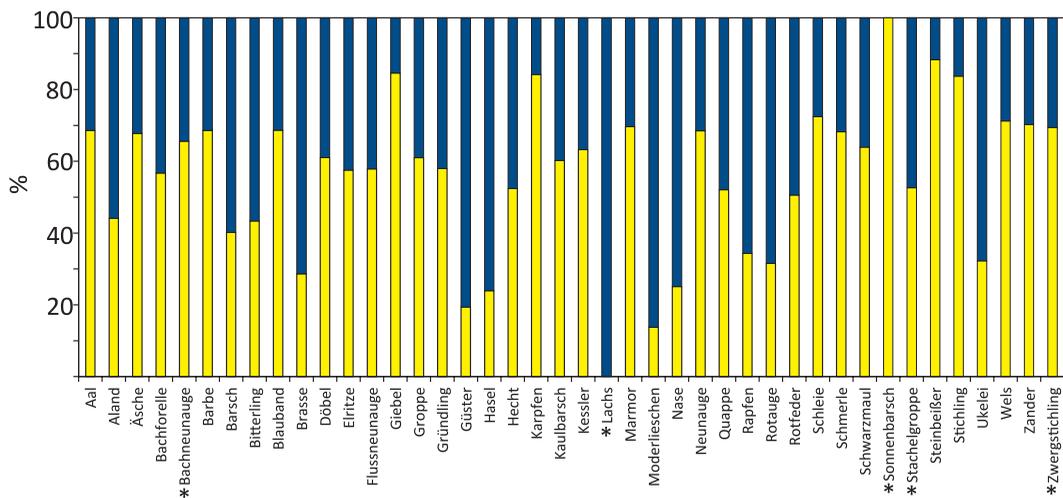


Abb. 24: Prozentualer Anteil der gefangenen Fische pro Art verteilt auf die Nacht (blau) und den Tag (gelb).
 Einbezogen wurden für die Tagdaten nur die Strecken, die auch in der Nacht befischt wurden.
 * = unter 10 Individuen.



Abb. 25: Nachts lassen sich zusätzliche Einzelfänge besonders großer Individuen durch eine verminderte Fluchtreaktion erzielen, hier einige Beispiele: Hybrid (Aland x Rapfen, oben links), Wels (oben rechts), Lachs (unten links) und Barbe (unten rechts).

Bei vielen Arten wurde nachts eine deutlich geringere Fluchtreaktion beobachtet. Dies traf insbesondere auf große adulte Tiere zu, die sich im Dunkeln nicht einmal durch das Bescheinen mit der zusätzlichen Beleuchtung verjagen ließen. So konnten in der Nacht vermehrt große Welse, Barben, Nasen und auch ein Hybrid (vermutlich Rapfen x Aland) von 66 cm Totallänge sowie der Lachs von 58 cm bei Wesel gefangen werden (Abb. 25).

Die Nachtbefischungen demonstrieren, wie variabel Fischsysteme sind und die damit einhergehende Fehlerbehaftung von einzelnen Probenahmen/Befischungen. Nachts wurden nicht nur wesentlich mehr Fische als am Tag gefangen, auch die Artzusammensetzung unterschied sich deutlich. Fänge von Hasel, Nase und Rotauge könnten am Tag unterrepräsentiert sein. Zudem sind Einzelfänge großer adulter Tiere, die in der Nacht eine geringere Fluchtreaktion zeigen, wahrscheinlicher. So ist auch der Fang des Lachses bei Wesel in der Nacht gelungen. Nachtbefischungen sollten daher Tagbefischungen nicht ersetzen, aber in großen Projekten bilden sie eine sinnvolle Ergänzung.

5.3. Befischung Stillgewässer

Als zu befischende Stillgewässer wurden nur solche ausgewählt, die zumindest bei Hochwasser die Chance haben, mit der Lippe in Verbindung zu treten, also keine Gewässer z.B. jenseits der Deiche in Bergsenkungsgebieten. Wenn es Alternativen gab, wurden größere Gewässer gegenüber kleinen und solche mit Anschluss an die Lippe wie Altarme oder Flutrinnensysteme gegenüber isolierten Gewässern bevorzugt. Lange Lippeabschnitte weisen allerdings keine oder nur wenige Auengewässer auf, z.B. der begradigte und eingedeichte Abschnitt im Westen von Hamm oder der Unterlauf der Lippe ab Dorsten.

Die Stillgewässer wurden entsprechend der örtlichen Gegebenheiten vom Boot aus oder wadend befischt, die Untersuchungszeit wurde jeweils notiert. Als CPUE-Wert dient die Zahl der pro 10 Minuten gefangenen Fische. Eine Relation zur befischten Fläche war bei vielen Stillgewässern nicht sinnvoll, da Sonderstrukturen (z.B. Totholz bis hin zu ganzen Bäumen) und die variierenden Tiefen einen eindeutigen Flächenbezug erschweren.

In beiden Jahren zusammen wurden insgesamt 102 Stillgewässer untersucht. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Daten der Gewässer.

Für jedes Gewässer ist seine Lage außer durch Koordinaten auch als Lippe-Fluss-Kilometer angegeben. 2018 wurden überwiegend dieselben Auengewässer befischt wie 2017, nur einige z.B. wegen geringer Fischbestände oder Austrocknung ausgewechselt.

Tab. 4: Daten der insgesamt 102 befischten Stillgewässer in der Lippeaue 2017 & 2018

Fischgew. typ	Nr.	Name bzw. Ortsbezeichnung	Verbindung zur Lippe	Koordinaten		Fluss-km	Datum Befischung		Befischungs- team
				ETRS 89-e	ETRS 89-n		2017	2018	
Forelle	S 1 a	Teich Tallehof	häufig	484056	5734161	214,4	12.09.	20.08.	ABU
	S 1 b	Blänke Tallehof	häufig	484076	5734221	214,3	12.09.	-	ABU
Äsche	S 2	Ablauf des Lippeesee	ständig	476537	5733884	204,7	18.09.	07.09.	NZO
	S 3 a	Altarm Esbeck oberhalb ehem. Wehr	sehr selten	459009	5726710	180,4	-	13.09.	Limnoplan
Äsche	S 3 b	Altarm Esbeck unterhalb ehem. Wehr	ständig	459009	5726710	180,4	25.10.	13.09.	Limnoplan
	S 4	Burgruine Lipperode	häufig	456884	5726409	178,2	14.09.	11.09.	NZO
Äsche	S 4a	Teich am Hülshoff Lipstadt	sehr selten	455416	5725719	175,8	-	29.08.	ABU
	S 5	Grüner Winkel Lipstadt	ständig	455092	5725365	175,2	15.09.	01.09.	NZO
Äsche	L 14b	neuer Arm am Toten Arm	ständig	452643	5734161	172,6	02.09.	27.08.	ABU
	HM 6	"Ententeich" Krumme Wende	selten	451114	5724902	170,1	13.07.	24.07.	ABU
Äsche	HM 42	Aussichtshügel Pastorat	selten	451116	5724488	169,9	13.07.	19.07.	ABU
	HM 1	Pastors Kuhle Hellinghauser Mersch	selten	450825	5724687	169,8	13.07.	-	ABU
Äsche	HM Mergel	"Mergelaltarm" Hellinghausen	ständig	448600	5723462	169,6	06.09.	30.08.	ABU
	HM 2	Jägereich Hellinghauser Mersch	sehr selten	450555	5724630	169,4	-	24.07.	ABU
Äsche	L 16b	neuer Arm Gieselerarmündung	ständig	450159	5724608	168,9	07.09.	03.09.	ABU
	HM A 6	Pumpenteich Nordseite Hell. Mersch	häufig	449835	5724486	168,7	-	19.07.	ABU
Äsche	L 11b1	neuer Arm Sötling	ständig	449748	5724313	168,6	08.09.	25.09.	ABU
	L 11b2	neues Altwasser Sötling	häufig	449668	5724237	168,4	08.09.	25.09.	ABU
Äsche	HM 22	Aussichtshügel Anglerweg	selten	449423	5723638	167,9	01.08.	25.07.	ABU
	HM 29 Ost	Dünenteich Nordost Ostteil	selten	449526	5723907	168,1	-	19.07.	ABU
Äsche	HM 29 West	Dünenteich Nordost Westteil	selten	449436	5723883	168,0	-	19.07.	ABU
	HM 29	Dünenteich Nordost Gesamt	selten	449498	5723891	168,0	01.08.	-	ABU
Äsche	HM 35	Dünenteich Nordwest	selten	449018	5723814	167,4	02.08.	-	ABU
	HM 43	Teich östlich Storchenteich	selten	449023	5723613	167,4	02.08.	-	ABU
Äsche	HM 41	"Storchenteich"	selten	448982	5723625	167,3	02.08.	-	ABU
	HM Fr R 1	Flutrinne R 1 Hellinghausen	häufig	448383	5723470	167,1	01.08.	02.08.	ABU
Äsche	HM Fr unten	Unterlauf Flutrinne Hellinghausen	häufig	449652	5723886	166,4	01.08.	02.08.	ABU
	KM T 21	Beginn 1. Flutrinne Süd	ständig	447333	5723671	165,4	04.08.	13.07.	ABU
Äsche	KM T 38	"Auerochenteich"	häufig	447227	5723620	165,3	04.07.	13.07.	ABU
	KM T 47	Teich Flutrinne/Talgraben Süd	häufig	447233	5723575	165,3	04.08.	13.07.	ABU
Äsche	KM T 48	1. Flutrinne Süd	häufig	447260	5723627	165,3	-	13.07.	ABU
	KM T 40	Storchenmast-Flutrinne	häufig	447051	5723641	165,1	-	13.07.	ABU
Äsche	KM T 06	östlicher "StUA-Teich"	selten	446721	5723803	164,8	-	27.07.	ABU
	KM T 50	Auenland-Teich	selten	446706	5723398	164,6	15.07.	25.07.	ABU
Äsche	KM T 07	westlicher "StUA-Teich"	selten	446629	5723723	164,3	21.08.	03.08.	ABU
	KM T 52	Beobachtungshügel Nord	ständig	446028	5723378	163,8	09.08.	02.08.	ABU
Äsche	L 4b Altarm	neuer "Alt"arm an der Sohlrampe	ständig	446144	5723382	163,7	04.09.	11.10.	ABU
	KM T 51	Viereck-Teich	sehr selten	446235	5723194	163,5	04.07.	-	ABU
Äsche	KM T 15	Altarm Eickelborn	häufig	445745	5723629	163,2	09.08.	07.09.	ABU
	L 5b	neuer Arm Westernmensch oben	ständig	445501	5723382	163,1	24.09.	06.09.	ABU
Äsche	WM Fr	Flutrinne Westernmensch	häufig	444717	5723389	162,5	20.08.	-	ABU
	WM T NO	Teich Westernmensch Nordost	selten	445318	5723617	162,3	04.07.	-	ABU
Äsche	WM T NW	Teich Westernmensch Nordwest	selten	444633	5723733	162,0	04.07.	-	ABU
	L 19b	neuer Arm Westernmensch unten	ständig	444397	5723610	161,7	27.09.	06.09.	ABU
Äsche	Wk AuT Ost	Wulfesknappe Auenland Ost	selten	443652	5723759	160,7	-	19.07.	ABU
	Wk AuT SW	Wulfesknappe Auenland Südwest	selten	443236	5723790	160,5	-	19.07.	ABU
Äsche	Boven	Gewässer in der Bovenmensch	selten	436026	5723087	151,3	-	17.07.	ABU
	S 10b	Wortmann-Altarm	sehr selten	434999	5723157	150,0	24.10.	08.10.	Limnoplan
Äsche	S 10a	Hultroper Altarm	selten	434022	5723077	148,9	24.10.	08.10.	Limnoplan
	DM Fr A 2	2. Kolk Flutrinne Disselmersch	häufig	432955	5723927	146,7	17.08.	-	ABU
Äsche	DM Fr A 3	3. Kolk Flutrinne Disselmersch	häufig	433064	5723959	146,7	17.08.	-	ABU
	DM Fr A 4	Blänke an der B 475	häufig	433086	5724037	146,7	17.08.	17.07.	ABU
Äsche	DM Fr C1-C2	Flutrinne Disselmersch Ostteil	häufig	432836	5724077	146,6	-	27.09.	ABU
	DM Fr C1-C2	Flutrinne Disselmersch Gesamt	häufig	432777	5724083	146,5	21.07.	-	ABU
Äsche	DM Fr C2	Flutrinne Disselmersch Westteil	häufig	432689	5724110	146,5	-	27.09.	ABU
	DM Fr C3	Flutrinne Disselmersch	häufig	432643	5724140	146,5	21.07.	-	ABU
Äsche	DM Fr D 0	Flutrinne Disselmersch	häufig	432661	5724363	145,8	21.07.	-	ABU
	DM Terrasse	"Terrassenteich" Disselmersch Süd	selten	432386	5723961	145,8	-	17.07.	ABU
Äsche	DM Fr F	Beobachtungshügel Disselmersch	häufig	432318	5724263	145,6	11.07.	17.07.	ABU
	DM G 09	Blänke Rakenmensch	sehr selten	431826	5724336	145,3	17.08.	-	ABU
Äsche	DM Fr F 1	oberes Becken Mündungstrichter	häufig	432088	5724179	145,1	11.07.	09.08.	ABU
	DM Fr F 2	unteres Becken Mündungstrichter	ständig	432052	5724186	145,1	11.07.	09.08.	ABU
Äsche	DM G 06	Teich im Winkel	sehr selten	431242	5724696	144,0	14.07.	09.08.	ABU
	S 12 a2	Kleiner Haak-Arm	selten	431011	5724786	143,7	19.10.	-	Limnoplan
Äsche	S 12 b2	Großer Haak-Arm	selten	430826	5724788	143,7	19.10.	-	Limnoplan
	S 12 a1	Feuerborn-Altarm	häufig	430896	5725296	143,1	19.09.	25.09.	NZO
Äsche	S 12 b1	Heimann-Altarm	ständig	430652	5725286	143,1	19.09.	25.09.	NZO
	Heide Nord	neues Gewässer Heidemühle Nord	häufig	430708	5725905	142,7	-	17.10.	ABU
Äsche	TM Fr	Flutrinne in der Totenmensch	ständig	430084	5725888	142,0	-	24.10.	ABU
	S 12 d	Altarm Ramesol	sehr selten	429752	5726170	141,5	-	30.08.	LFV
Äsche	Möhlenhof	Möhlenhof-Teich	sehr selten	429456	5726846	140,5	-	17.07.	ABU

Tab. 4: Fortsetzung

Barbentyp (Sand) Mitte	S 13	Flutrinne Schmehausen	ständig	429162	5726905	140,3	20.09.	26.09.	NZO	
	S 14	Munnebach-Durchbruch	häufig	427701	5727688	137,8	15.09.	15.10.	ABU	
	S 15	Schleusenarm Haus Uentrop	ständig	427338	5727976	137,3	03.10.	14.09.	Kuss	
	S 16 a	Tümpel in Flutrinne u Zechenbahn	häufig	425815	5728623	135,0	-	10.09.	ABU	
	S 16 b	Mündung Flutrinne u Zechenbahn	ständig	425762	5728684	134,6	-	10.09.	ABU	
	S 17-neu	neuer Tiefenbach-Altarm	ständig	424048	5728866	132,2	-	11.10.	Limnoplan	
	S 17-alt	alter Tiefenbach-Altarm	ständig	423930	5728859	132,0	18.10.	11.10.	Limnoplan	
	S 17 a	Teich Aussichtshügel Block c	häufig	424143	5728597	132,5	-	11.10.	Limnoplan	
	S 19 b	Altarm Dannenlaar (West)	ständig	422839	5728193	130,8	01./18.10.	21.09.	Kuss/Limnoplan	
	S 19 a	Altarm Dannenlaar (Ost)	häufig	423179	5728189	130,0	-	20.09.	Kuss	
	S 21 b	Mühlengraben Heessen unten	ständig	420200	5728110	127,4	21.09.	26.09.	NZO/Kuss	
	S 21 a	Mühlenteich Heessen	ständig	419827	5728114	127,0	21.09.	-	NZO	
	S 22	Altarm am Gersteinwerk	ständig	411194	5724937	117,1	02.10.	11.09.	ABU	
	S 23 b	nicht angeschl. Altarm Bergkamen	sehr selten	408153	5724036	112,6	12.10.	02.10.	ABU	
	S 23 a	angeschlossener Altarm Bergkamen	ständig	407848	5723974	112,1	12.10.	-	ABU	
	S 24 a	Gewässer am Beverbach West	selten	404606	5722419	107,4	30.10.	-	Limnoplan	
	S 24 b	Gewässer am Beverbach Ost	selten	404416	5722544	107,4	30.10.	-	Limnoplan	
	S 24 c	Lenklarer Hufeisen	sehr selten	403115	5722024	104,8	-	16.10.	Limnoplan	
	Barbe (Sand) unten	Alt Roth	Altwasser westlich Rotherbach	sehr selten	400846	5720423	100,7	-	02.10.	ABU
		S 25	Altarm unterh. Wehr Beckinghausen	ständig	399615	5719341	98,5	26.08.	08.09.	Prill
		S 25 b	Mühlengraben Horst	ständig	392996	5722279	86,8	-	18.10.	Limnoplan
		S 26	Turbinenarm Haus Dahl	ständig	392021	5724586	83,4	-	31.10.	ABU
	"Brassentyp" Sand	S 28 a	Altarm HaliMa	ständig	370794	5730804	47,9	04.10.	21.09.	ABU
		S 28 b	Bergsenkungsgewässer HaLiMa	selten/ständig	370978	5730726	47,9	04.10.	21.09.	ABU
S 29 d		Bucht Sickingmühle links (oben)	ständig	370141	5730462	47,0	-	20.09.	ABU	
S 29 c		Bucht Sickingmühle rechts (oben)	ständig	370009	5730479	46,9	03.10.	-	ABU	
S 29 b		Bucht Sickingmühle links (Mitte)	ständig	369104	5729734	45,6	04.10.	20.09.	ABU	
S 29 a		große Bucht mit Insel Sickingmühle	ständig	369079	5729696	45,5	04.10.	20.09.	ABU	
Brasse Kies	S 30 a	Altarm Obrighoven	sehr selten	338951	5724548	7,7	20.10.	16.10.	NZO	
	S 31	Lippehafen Fusternberg	selten	337260	5724720	4,0	22.09.	10.09.	Limnoplan	
	S 32	Renaturierung Lippemündung	ständig	335867	5723691	1,2	11.10.	03.09.	LFV	

5.3.1. Abundanz, Frequenz & Artenzusammensetzung

Insgesamt wurden in den untersuchten Auengewässern 2017 40.977 Fische und Rundmäuler gefangen, 2018 waren es 92.966 Individuen. Die zahlenmäßig häufigsten Arten in den Stillgewässern waren 2017 in der Reihenfolge ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Moderlieschen, Rotauge, Blauband,

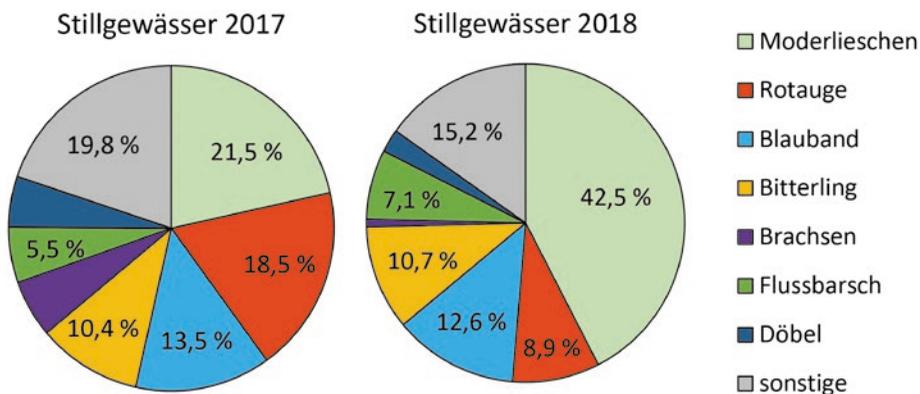


Abb. 26: Prozentuale Zusammensetzung der häufigsten Arten in den Stillgewässern in der Lippeaue 2017 (links) und 2018 (rechts)

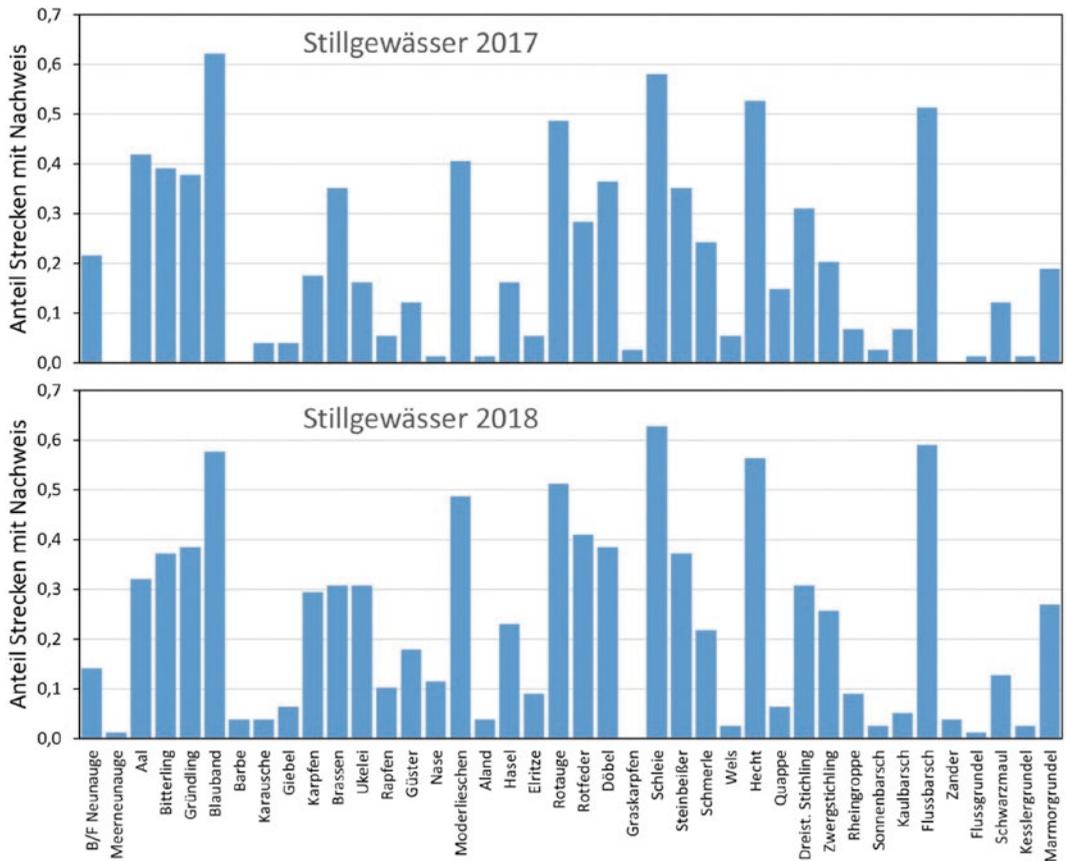


Abb. 27: Frequenz der einzelnen Arten in den Stillgewässern der Lippeaue in den Jahre 2017 und 2018

bandbärbling und Bitterling (Abb. 26). 2018 waren die entsprechenden Arten Moderlieschen, Blaubandbärbling und Bitterling.

Die höchste Frequenz – also den größten Anteil von Probestellen mit Nachweis an der Gesamtzahl der Probestellen – hatten 2017 Blaubandbärbling, Schleie, Hecht und Flussbarsch, die alle Frequenzen von mehr als 50 % zeigten (Abb. 27). 2018 wiesen Schleie, Flussbarsch, Blaubandbärbling, Hecht und Rotauge die weiteste Verbreitung auf.

Obwohl Moderlieschen und Bitterling hohe Anteile am Gesamtfang stellten, gehören sie nicht zu den am weitesten verbreiteten Stillgewässerarten. Umgekehrt hat die Schleie eine weite Verbreitung, aber keinen hohen prozentualen Anteil aller Individuen.

Der durchschnittliche CPUE-Wert für ein Auengewässer betrug 2017 141,5 gefangene Individuen / 10 min und 2018 287,8 gefangene Individuen / 10 min. Stillgewässer mit hohen Fischdichten kamen in allen Teilen des Untersuchungsgebietes vor.

5.3.2. Konnektivität der Auengewässer und Besiedlung durch Fische

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes befischten Auengewässer unterscheiden sich hinsichtlich zahlreicher Eigenschaften voneinander, die Einflüsse auf die vorkommenden Fisch-, Rundmaul- und Krebsarten erwarten lassen, wie etwa Größe, Tiefe, Alter, Vegetation oder Verbindung mit dem Fluss. Der letztgenannte Parameter soll nachfolgend näher untersucht werden.

Die Konnektivität der untersuchten Auengewässer mit der Lippe reicht von ständig angebunden bis sehr selten in Kontakt mit dem Fluss oder anderen Stillgewässern. Wir unterscheiden fünf Stufen der Konnektivität (vgl. BUNZEL-DRÜKE et al. 2017 sowie MANFRIN et al. 2020):

- Die Lippe selbst,
- Gewässer wie Buchten oder angeschlossene Altarme, die einen ständigen Wechsel von Fischen aus dem Fluss in das Auengewässer erlauben („ständig“),
- Gewässer in Flutrinnen o.ä., die schon bei leicht steigenden Wasserständen der Lippe mit dem Fluss in Verbindung stehen, bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ) aber nicht („häufig“)
- Auengewässer außerhalb von Flutrinnen, die nur bei hohen Wasserständen angebunden sind („selten“),
- „isolierte“ Gewässer, die durch ihre Lage (z.B. am Terrassenrand) oder durch die Steuerung von Wehren nur sehr selten Verbindung zur Lippe oder zu anderen Auengewässern haben („sehr selten“).

Das prozentuale Vorkommen der einzelnen Arten am Gesamtfang in den entsprechenden Kategorien liefert ein ökologisches Profil, bzw. eine Präferenz in Bezug auf die laterale Konnektivität ihrer Habitate.

Die Anteile der verschiedenen Arten an den Gesamtfängen der Gewässertypen unterscheiden sich teilweise deutlich voneinander und sind nicht zufällig verteilt, sondern folgen überwiegend gut erkennbar den ökologischen Bedürfnissen der Arten. So zeigen z.B. Güster, Rotaugen und Brassen ihren Schwerpunkt in ständig mit dem Fluss verbundenen Gewässern, während der Flussbarsch ständig, häufig und selten angebundene Auengewässer etwa in gleichem Umfang nutzt. Das Moderslieschen erreicht seinen höchsten Anteil dagegen in selten angebundenen und der Bitterling sogar in isolierten Gewässern.

Rheophile Arten wie Forelle, Äsche und Groppe sind erwartungsgemäß fast nur im Fluss anzutreffen. Ein ähnliches Muster zeigt jedoch auch die Schwarzmaulgrundel. Sie ist bei der Meidung selbst der gut erreichbaren Auengewässer deutlich extremer als Kessler- und Marmorgrundel.

Tabelle 5 ordnet die Arten nach ihren Profilschwerpunkten.

Tab. 5: Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren prozentualen Anteilen am Gesamtfang in Gewässern unterschiedlicher Konnektivität

(fast) ausschließlich Lippe	Lippe und ständig angebundene Auengewässer	ständig angebundene Auengewässer	ständig bis selten angebundene Auengewässer	selten / sehr selten angebundene Auengewässer
Forelle	Aland	Zander	Schleie	Dreistachl. Stichl.
Äsche	Kesslergrundel	Giebel	Hecht	Moderlieschen
Barbe	Quappe	Güster	Steinbeißer	Kaulbarsch
Rheingroppe	Schmerle	Rotauge	Flussbarsch	Karpfen
Wels	Marmorgrundel	Brassen	Rotfeder	Blauband
Schwarzmaulgrundel	Hasel		Zwergstichling	Bitterling
Nase	Neunaugen			
	Rapfen			
	Döbel			
	Aal			
	Gründling			
	Ukelei			
	Elritze			

Die Ergebnisse der Konnektivitätsuntersuchung zeigen, dass nicht **ein** Gewässertyp ein geeignetes Habitat für alle betrachteten Arten sein kann, sondern dass zur Förderung der verschiedenen Arten Gewässer verschiedener Konnektivitätstypen geschaffen werden müssen.

6. Analyse von Eisvogelgewöllen

Eine ungewöhnliche, aber sehr effektive und fischschonende Methode zur Erfassung der Fischvorkommen der Region stellt die Analyse von Eisvogelgewöllen dar. Der Eisvogel ernährt sich überwiegend von Fischen, die unverdaulichen Knochen werden als Gewölle ausgewürgt (Abb. 28). Fischknochen in den Speiballen sind meist völlig sauber und auch feine Strukturen bleiben erhalten. Anhand charakteristischer Merkmale lassen sich typische Knochen bis zur Art bestimmen.



Abb. 28: Rechts: Eisvogel würgt Speiballen aus; links oben: Die Speiballen bestehen nur aus Fischknochen und Chitinteilen; links unten: diagnostische Fischteile (von oben nach unten: Gründling, Rotfeder, Rotauge, Schmerle – Dreistachliger Stichling, Zwergstichling – Äsche, Forelle, Groppe, Flussbarsch)

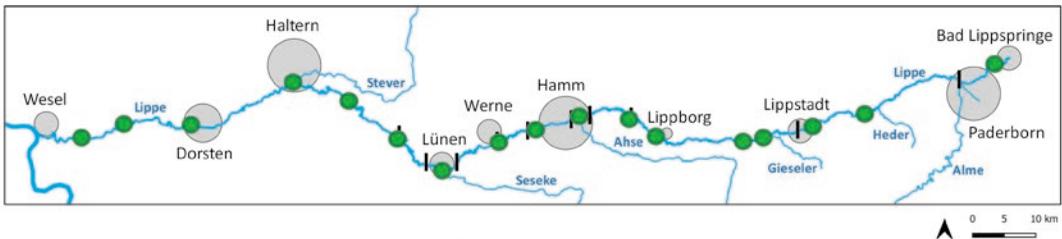


Abb. 29: Lage der Eisvogelbrutplätze, von denen Gewöllproben analysiert wurden

Die Beutezusammensetzung des Eisvogels scheint im Wesentlichen von der Zusammensetzung der Fischfauna in den Gewässern der Umgebung des Brutplatzes bestimmt zu werden (HALLET-LIBOIS 1985, BUNZEL 1987), allerdings nur, soweit Fische mit Totallängen zwischen ca. 2 und 11 cm und mit Rückenhöhen bis ca. 2,5 cm betroffen sind (BUNZEL 1987).

Gewölle bilden die Unterlage für das Gelege im Brutkessel. Proben können nach dem Ausfliegen der Jungvögel mit einem an einem Stab befestigten Löffel aus der Bruthöhle gekratzt werden. Nach einer Aufschwemmung in Wasser wurden die Proben gesiebt. Anschließend wurden die im Trockenschrank bei 60 °C getrockneten Proben unter einer Stereolupe bei zehnfacher Vergrößerung sortiert und bestimmt.

An 17 Eisvogelbrutplätzen an der Lippe (Abb. 29) wurden 2017 bis 2019 Gewöllproben aus 27 verschiedenen Bruthöhlen genommen.

2017 und 2018 war der Eisvogelbestand relativ hoch, daher konnten entlang der gesamten Lippe einige Brutplätze untersucht werden. Die Orte wurden entweder bei den Befischungen entdeckt oder durch Hinweise der Biologischen Stationen Paderborn, Soest, Unna und Recklinghausen gefunden.

Insgesamt konnten 2017 bis 2019 33 Fischarten oder -artengruppen mit 12.855 diagnostischen Knochenteilen im Eisvogelgewölle nachgewiesen werden. Dazu kommt eine weitere Art, der Sonnenbarsch, der in einer Gewöllprobe aus dem Jahr 2011 bei Selm-Dahl auftauchte.

In der Eisvogelnahrung waren also fast alle Arten vertreten, die bei den Elektrobefischungen nachgewiesen wurden. Es fehlten – abgesehen von den Neunaugen, die im Gewölle nicht zu finden sind, weil sie komplett verdaut werden – die folgenden Arten: Aal, Elritze, Graskarpfen, Wels, Lachs, Quappe, Flussgrundel und Flunder. Aal, Graskarpfen und Flunder kommen im Untersuchungsgebiet nicht in Körperlängen vor, die für den Eisvogel zu bewältigen sind. Lachs und Flussgrundel sind sehr selten bzw. punktuell verbreitet, so dass ein Erbeuten durch den Eisvogel sehr unwahrscheinlich ist. Damit bleiben Elritze, Wels und Quappe als potenzielle, aber nicht nachgewiesene Beute. Junge Welse und Quappen sind in der Lippe relativ selten und wachsen sehr schnell, daher stehen sie nur kurze Zeit als Eisvogelnahrung zur Verfügung.

Das Fehlen der Elritze dagegen ist erstaunlich. Der Eisvogel verzehrt sie durchaus, u.a. im System der Gieseler, einem Lippezuffluss bei Lippstadt. In der Lippe selbst ist die Elritze aber nicht verbreitet. An den Lippeabschnitten mit hoher Elritzendichte fanden wir keinen Eisvogelbrutplatz.

Betrachtet man die prozentualen Anteile der verschiedenen Arten an der Eisvogelbeute, so wird deutlich, dass der Eisvogel die Fischbestände opportunistisch nutzt. Häufige und gut erreichbare Beutetiere weisen besonders hohe Anteile auf. Es dominieren sehr unterschiedliche Arten bei den einzelnen Bruten, nämlich Groppe, Flussbarsch, Zwergstichling, Döbel und Schwarzmaulgrundel.

In der Gesamtheit aller Brutplätze hat der Flussbarsch die höchste Frequenz, gefolgt von Dreistachligem Stichling, Zwergstichling, Döbel und Rotaugen. Ab dem Beginn der Verbreitung der Schwarzmaulgrundel bei Hamm wandelt sich die Nahrungszusammensetzung des Eisvogels grundlegend. Die Grundel kommt nicht nur in jeder Gewöllprobe vor, sondern weist auch stets den höchsten Anteil an der Eisvogelnahrung auf – maximal 82 %. Die Marmorgundel dagegen erreicht nicht so hohe Werte und fehlt sogar in manchen Proben.

Aus Abbildung 30 ist ersichtlich, dass die Zusammensetzung der Eisvogelnahrung auch an demselben Brutplatz in verschiedenen Jahren Unterschiede aufweisen kann (Hellinghausen 2013 und 2017), dass aber in dem gezeigten Beispiel die wichtigsten Beutefische zwar ihre Anteile verändern,

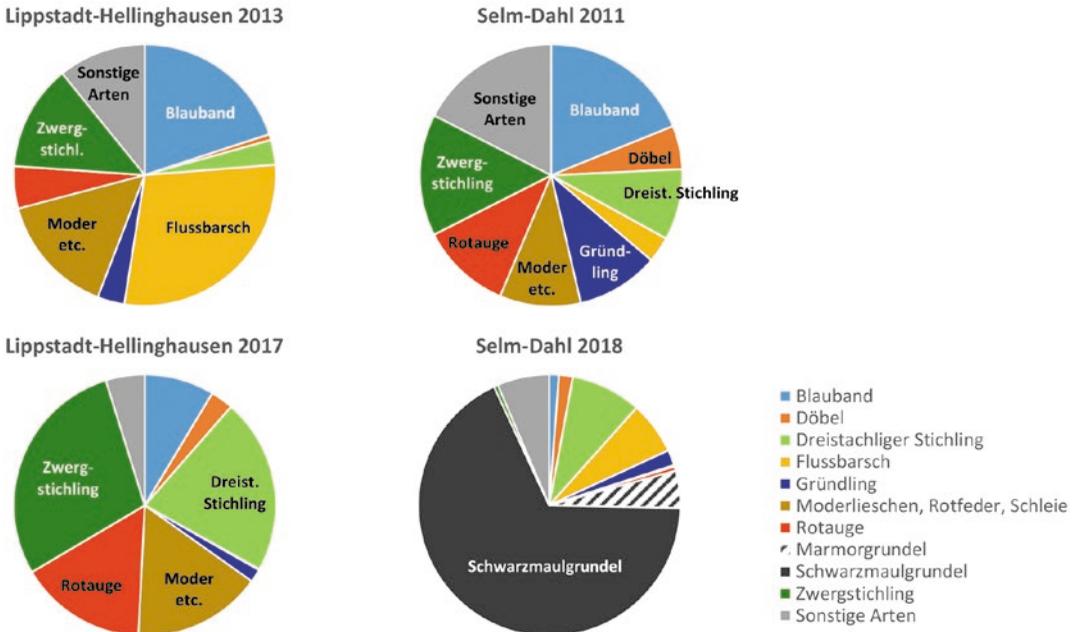


Abb. 30: Vergleich der Zusammensetzung der Fischnahrung des Eisvogels an zwei Brutplätzen aus dem Zeitraum vor und nach 2014: Lippstadt-Hellinghausen (auch 2017 noch kein Grundelvorkommen in der Lippe) und Selm-Dahl (2011 bei Hamm Beginn der Einwanderung von Marmor- und Schwarzmaulgrundel)

aber dennoch weiter in nennenswerten Zahlen auftreten. Ein anderes Bild ergibt der Vergleich der Eisvogelnahrung bei Selm-Dahl vor und nach der Ausbreitung von Schwarzmaul- und Marmorgrundel. Während 2011 sieben einheimische Arten und der Blaubandbärbling die wichtigsten Beutefische waren, haben die Grundeln 2018 alle anderen Arten bis auf den Dreistachligen Stichling und den Flussbarsch weitgehend verdrängt.

Offensichtlich ist v.a. die Schwarzmaulgrundel derart häufig und leicht zu fangen, dass sie in ihrem Verbreitungsgebiet sofort zur Hauptbeute des Eisvogels wird – was allerdings auf die Abundanz der Grundel keine Auswirkungen haben dürfte.

Eine zentrale Frage bei der Untersuchung der Eisvogelnahrung in der vorliegenden Studie ist, wie ähnlich die Nahrungszusammensetzung im Gewölle und die Zusammensetzung der Fischfauna bei Elektrofischungen ist bzw. für welche Arten der Eisvogel zusätzliche Informationen liefern kann.

Eine Übersicht über die Nutzung aller Fischarten, die an mehr als einer der 17 untersuchten Stellen auftauchten, gibt Abbildung 31. Für diese Abbildung wurde die Differenz zwischen den gemittelten Anteilen der Arten im Eisvogelgewölle und in den Elektrofischereiergebnissen gebildet. Ein positiver Wert bedeutet, dass die Eisvögel mehr Fische der betreffenden Art verzehrten, als die Befischungen erwarten ließen, ein negativer Wert, dass die Fischart im Eisvogelgewölle einen geringeren Anteil aufwies als bei den Elektrofischungen.

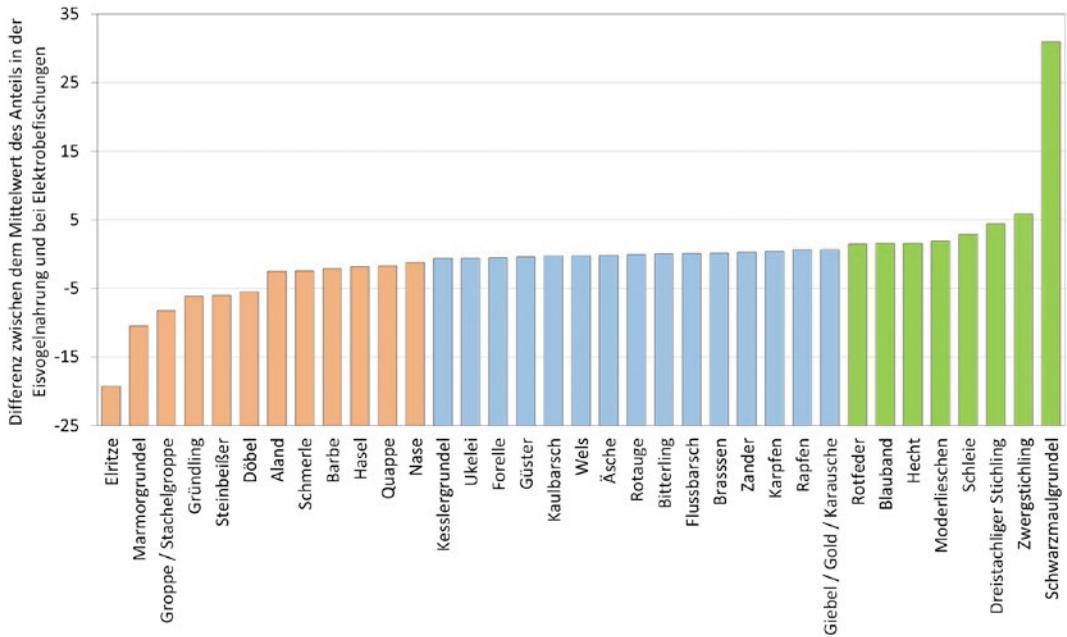


Abb. 31: Differenz zwischen dem Mittelwert des Anteils einer Fischart in der Eisvogelernährung und bei Elektrofischungen in der Lippe. Rote Säulen: Art im Gewölle seltener als bei den Elektrofischungen, Differenz > 1 %; blau: Art im Gewölle ähnlich häufig wie bei den Elektrofischungen, Differenz < 1 %; grün: Art im Gewölle häufiger als bei den Elektrofischungen, Differenz > 1 %

Die Ergebnisse in Abbildung 31 können sowohl durch die Bevorzugung bestimmter Fischarten durch den Eisvogel zustande kommen als auch durch seine unterschiedliche Nutzung verschiedener Jagdgebiete an der Lippe und in Auengewässern.

Zu den seltenen verzehrten Fischen gehören v.a. bodenorientierte bzw. versteckt lebende Arten: Marmorgrundel, Groppe, Gründling, Steinbeißer, Schmerle, Barbe und Quappe. Alle Fische, die häufiger als der Erwartung entsprechend verzehrt wurden, außer der Schwarzmaulgrundel sind in Auengewässern häufiger als in der Lippe, was die Nutzung dieser Gewässer durch den Eisvogel anzeigt. Die bodenorientierte Schwarzmaulgrundel wurde an allen Brutplätzen, wo die Art vorkommt, wesentlich häufiger gefressen als nach den Elektrofischungen zu erwarten war. Ein Grund dafür kann sein, dass sich diese sehr häufige Art tagsüber ohne Scheu auch im flachen Wasser aufhält und sich oftmals bewegt, was auch für den menschlichen Beobachter auffällig ist.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen der Gewöllanalyse und der Elektrofischungen in der Lippe zeigt, dass die beiden Methoden etwas unterschiedliche Ausschnitte aus der Fischfauna abbilden. Keine der beiden Methoden kann die tatsächliche Zusammensetzung des Fischbestands 1:1 abbilden.

In der Anzahl der nachgewiesenen Arten waren die Methoden einander ebenbürtig. Die Analyse von Eisvogelgewölle erhöht die Chancen, das Vorkommen bzw. die Reproduktion auch seltener (und kleiner) Arten u.a. in den Auengewässern nachzuweisen. Über das Vorkommen der Schwarzmaulgrundel in einem Gebiet gibt der Eisvogel eventuell sogar sicherer Auskunft als eine Befischung.

7. Reusengang am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019

Das tägliche Reusenmonitoring hatte zum Ziel, sowohl klein- als auch großräumige Fischwanderungen zu dokumentieren und eventuelle Nachweise seltener Fischarten zu erbringen, die durch die Elektrofischungen möglicherweise unerfasst bleiben. Die Funktionskontrolle des Fischaufstieges Buddenburg stand ursprünglich nicht im Fokus dieser Untersuchung, die Ergebnisse zeigen aber eindrucksvoll Defizite im Aufstiegs Potenzial an diesem Wehrstandort auf.

Das Wehr Buddenburg bei Lünen (km 92) ist nach dem Wehr Dahl das zweite Wehr, das aufwandernde Fische von der Lippemündung ausgehend überwinden müssen. Hier errichtete der Lippeverband im Jahre 2003 am rechten Ufer einen naturnahen Fischaufstieg mit einer Länge von etwa 180 m, nachdem der zuvor dort befindliche Beckenpass nach einer Funktionskontrolle im Jahr 1999 als defizitär eingestuft worden war (SPÄH 2006b). Der neue Umgebungsbach mündet im Oberwasser in den Staubereich der Lippe, die Anbindung an das Unterwasser verläuft in direkter Nähe des Wehrkörpers. Im oberen Bereich gestaltet sich der Fischaufstieg durch die Einbringung von unregelmäßig verteilten Störsteinen in strömungsberuhigtere Bereiche, tiefere Kolke und schnell durchströmte flachere Abschnitte. Das Sohlsubstrat wird vornehmlich durch Wasserbausteine gebildet. Weiter abwärts schließt sich ein Raugerinnebeckenpass mit einzelnen Stufen aus großen Blocksteinen an (Abb. 32).

Zum Monitoring des Fischaufstieges wurde am oberen Ende des Fischpasses eine Fangeinrichtung in Form einer Fangreuse (Abb. 32) installiert. Das Einlaufbauwerk des Aufstieges mit einer Breite von drei Metern ist so konstruiert, dass eine Reuse problemlos eingesetzt und befestigt werden kann. Ein Stahlrahmen mit einem Gitterabstand von 10 mm dichtete den seitlichen Abstand zur Reuse ab, so dass ein Weiterkommen für die Fische nur durch ein Einschwimmen in die Kehle möglich war.

Der Einsatz der Reuse erfolgte durchgängig vom 12. April 2018 bis zum 05. November 2019, also über einen Zeitraum von 1,5 Jahren. Die Kontrolle der Reuse fand einmal täglich ehrenamtlich durch eine Gruppe Angler statt, die zuvor in den Kontrollprozess und die Bestimmung der Arten eingewiesen wurden. Mehrmals im Monat führte die Projektleitung die Kontrolle durch, um kleine Reparaturarbeiten vorzunehmen und die Fischdaten validieren zu können. Im Zuge der Kontrolle wurden gefangene Fische gekeschert, auf Artniveau bestimmt und deren Totallänge [mm] notiert. Bei unsicheren Bestimmungen wurden von den Kontrolleuren Fotos der fraglichen Tiere an die Projektleitung übermittelt. Zusätzlich wurde die Reuse täglich von Geschwemmsel gereinigt, um einen permanenten Wasserdurchfluss zu gewährleisten. Alle gemessenen Fische wurden im Anschluss an die Kontrolle im Oberwasser des Fischaufstieges entlassen. Ziel der Zählung war ein möglichst schonendes Handling der Fische bei einer hohen Qualität der Zählresultate.

Von den insgesamt 571 Kontrolltagen konnte an 11 Tagen nicht, bzw. nicht protokollgemäß kontrolliert werden. Dies lag an einer Häufung von Vandalismusfällen, bei denen das Schloss aufgebrochen und möglicherweise Fische entfernt wurden, an einem Hochwasserereignis, bei dem die Reuse komplett überspült war oder kleineren Modifikationen an der Reuse. Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremereignis, bei dem über 6.000 Fische in der Reuse waren. An diesem Tag wurden zum ersten Mal nicht alle in der Reuse befindlichen Fische gezählt und protokolliert, sondern lediglich eine Schätzung auf Artniveau und eine Suche nach besonderen Arten durchgeführt.

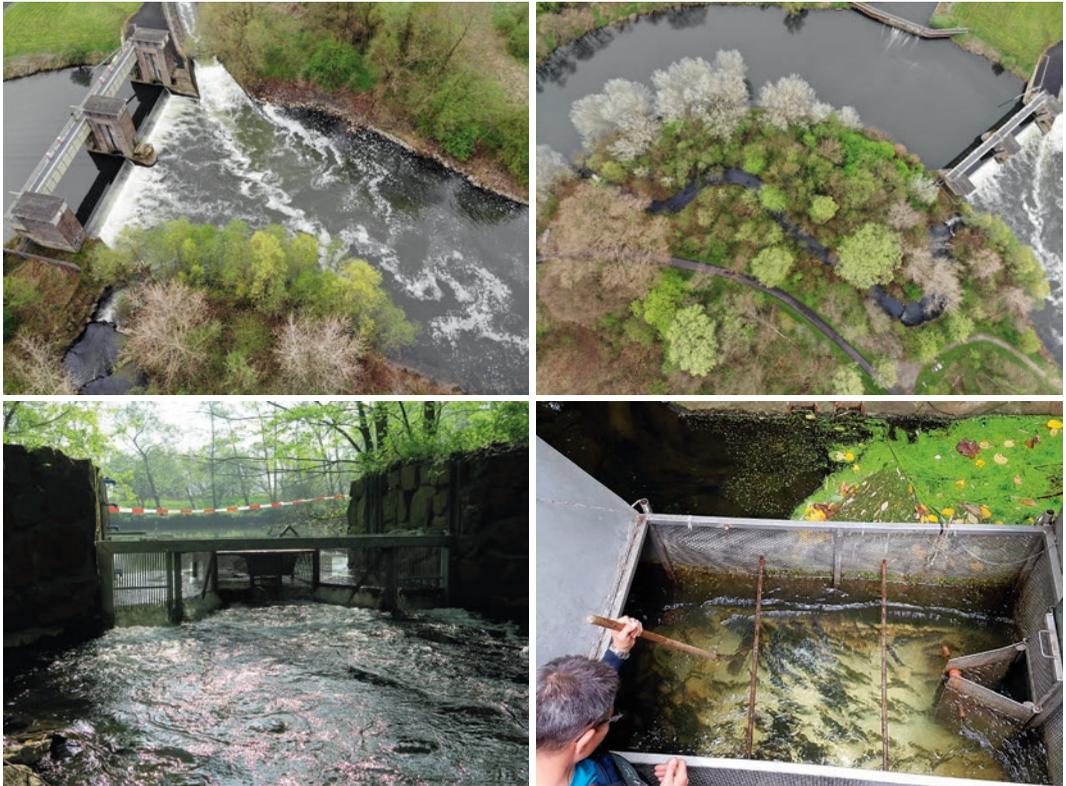


Abb. 32: Das Wehr Buddenburg bei Lünen (oben links) ist von der Mündung aus das zweite Wehr, das es zu überwinden gilt. Es verfügt über einen naturnahen Fischaufstieg (oben rechts), in welchen eine stationäre Fangreuse für 18 Monate eingebaut wurde (roter Kreis oben links). Das Bild unten rechts zeigt die geöffnete Reuse bei der Kontrolle.

7.1. Artenzusammensetzung

Insgesamt konnten 46.334 Fische und Krebse an 571 Kontrolltagen in der Reuse dokumentiert werden. Repräsentiert waren 37 Fisch- und eine Krebsart. Häufigste Art war mit 30 % der Döbel, gefolgt von Ukelei (23 %), Rotauge (16 %), Hasel (11 %), Rapfen (6 %), Barsch (5 %), Barbe (4 %) und dem Gründling mit 2 % (Abb. 33). Die anderen 29 Arten machten lediglich 3 % des Gesamtfanges aus. Interessanterweise war die invasive Schwarzmaulgrundel nur mit 0,3 % am Gesamtfang vertreten, obwohl sie in diesem Lippeabschnitt die häufigste Art war und auch in dem Fischaufstieg selbst die häufigste Spezies bildete. Ob die Reuse auf diese Art eine zu große Scheuchwirkung hatte oder der Einstieg in die Reuse strömungsbedingt ungünstig für die Grundeln gelegen war, konnte nicht abschließend geklärt werden. Auch bei der Betrachtung der Frequenz der einzelnen Arten, also der Betrachtung, an wie vielen Terminen von den insgesamt 571 Tagen die entsprechende Art in der Reuse vertreten war, dominierte der Döbel, gefolgt von Ukelei, Rotauge und Flussbarsch (Abb. 34).

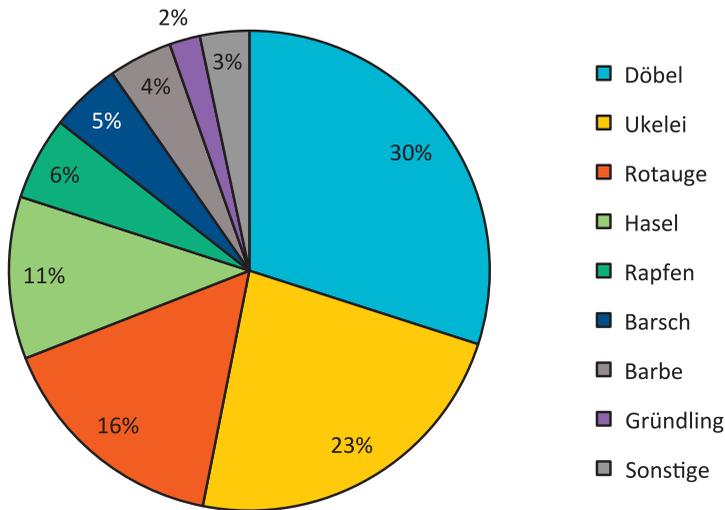


Abb. 33: Prozentuale Zusammensetzung des Gesamtreusenfanges (13. April 2018 bis 04. November 2019; n = 46.334 Fische und Krebse).

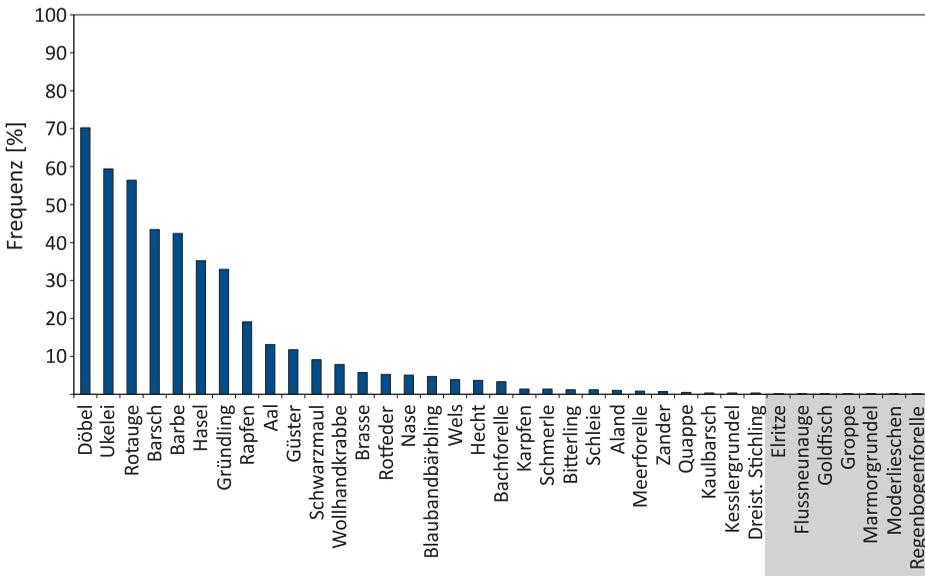


Abb. 34: Frequenz [%] der einzelnen Arten in den Reusenkontrollen (n = 571 Kontrolltage). Grau hinterlegte Arten sind Einzelfänge.

Erschreckend ist die Zahl gefangener Kaulbarsche, die über den gesamten Zeitraum bei gerade einmal drei Tieren lag. Positiv zu bewerten ist dagegen der Fang dreier Quappen in der Reuse sowie das Auftauchen eines adulten Flussneunauges im März 2019. Einen weiteren Einzelfund stellt ein

junger Salmonide vom 03. Mai 2019 dar (Abb. 35). Das Tier wurde von einem Anglerteam aus der Reuse gekeschert, fotografiert und wieder freigelassen. Bei diesem Individuum konnte anhand der Fotos leider nicht geklärt werden, ob es sich tatsächlich um einen jungen Lachs handelte. Ein derartiger Nachweis würde die eigenständige Reproduktion von Lachsen in der Lippe belegen und hätte somit weitreichende Bedeutung für die Lippe, z.B. als Ausweisung zum Zielartengewässer für den Lachs. Ein adulter Lachs wurde innerhalb der vorliegenden Studie während der Elektrofischungen in der Lippe bei Wesel nachgewiesen.



Abb. 35: Potenzieller Junglachs vom 03. Mai 2019

7.2. Saisonalität

Saisonale Unterschiede ließen sich sowohl bei der Anzahl der Fische als auch bei der Artzusammensetzung ausmachen. Die meisten Fische passierten die Reuse in den Monaten September und Oktober, mit den höchsten Werten im Oktober 2019. Hier wanderten im Mittel 321 Fische pro Tag ein, wohingegen im Januar 2019, dem schwächsten Untersuchungsmonat, nur 0,4 Fische pro Tag den Weg

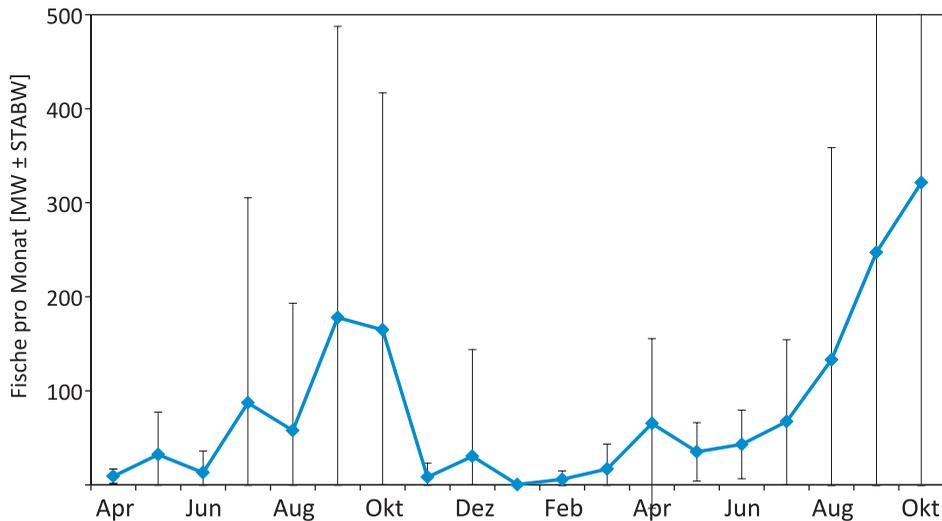


Abb. 36: Mittlere Anzahl der Fische pro Monat (MW ± STABW) für den Zeitraum April 2018 bis Oktober 2019

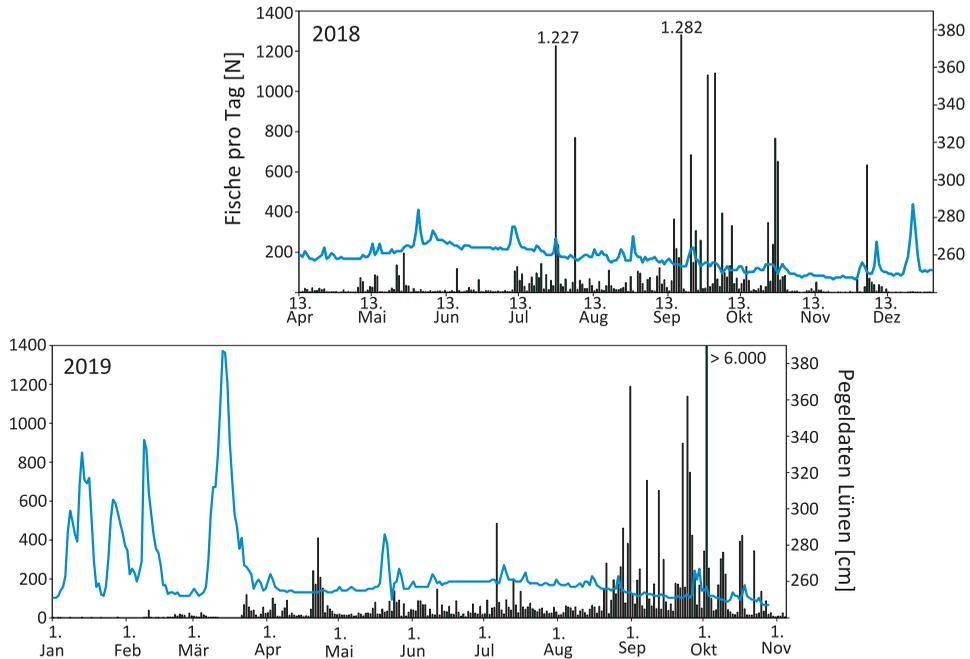


Abb. 37: Tägliche Fischzahlen der Reusenkontrollen (Balken) vom Tag der Erstkontrolle am 13. April 2018 bis zum 04. November 2019 und Wasserstandsdaten (blaue Linie [cm]) des Pegels in Lünen (Lippeverband). Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremwert von über 6.000 Fischen in der Reuse, der Balken wurde der übersichtlicher beschnitten.

in die Reuse fanden (Abb. 36). Tageshöchstwerte, wie etwa am 28. Juli 2018 mit 1.227 Fischen, korrelierten zum Großteil mit vorangegangenen Niederschlagsereignissen und demnach mit Pegelanstiegen und/oder einem vorangegangenen Temperaturanstieg (Abb. 37 & 38). Ein Extremereignis wurde am 02. Oktober 2019 protokolliert. Hier wurden über 6.000 Fische, mit Abstand der höchste Tageswert, in der Reuse gezählt. Auch hier ging ein Pegelanstieg unmittelbar voraus, bei dem der Pegel zum ersten Mal seit Ende Mai 2019 über Mittelwasser anstieg. Der erste Peak im Jahr 2019 Ende April ging dagegen einher mit einem zeitgleichen Anstieg der Wassertemperatur. Es ließen sich jedoch auch extreme Anstiege der Fischzahlen beobachten, bei denen weder ein Temperatur- noch ein Pegelanstieg zuvor zu verzeichnen war, wie etwa am 18. September 2018 (1.282 Fische), ein Hinweis darauf, dass noch weitere abiotische oder biotische Faktoren als Stimuli für Fischwanderungen agieren. Die Photoperiode, Nahrungsverfügbarkeit oder der Hormonstatus werden hierfür etwa in Diskussion gebracht (BEATTY et al. 2014, JONSSON 1991, WHALEN et al. 1999).

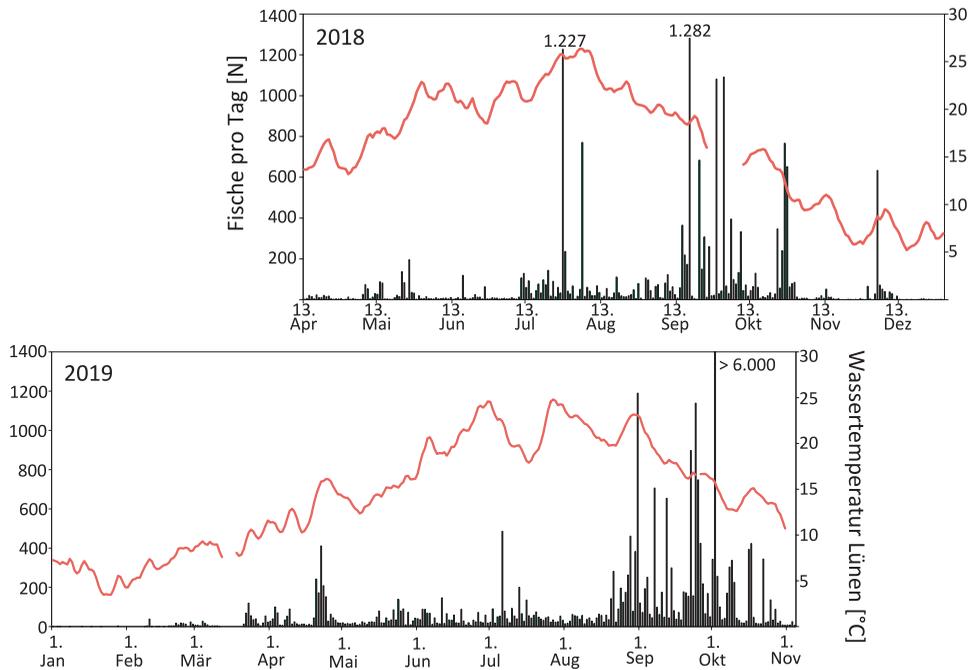


Abb. 38: Tägliche Fischzahlen der Reusenkontrollen (Balken) vom Tag der Erstkontrolle am 13. April 2018 bis zum 04. November 2019 und Wassertemperaturdaten (rote Linie [°C]) des Pegels in Lünen (Lippeverband). Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremwert von über 6.000 Fischen in der Reuse, der Balken wurde der übersichtlicher beschnitten.

Betrachtet man die Artenzusammensetzung für die einzelnen Untersuchungsmonate, so sieht man eine klare Dominanzverschiebung der einzelnen Arten im Laufe der Saison (Abb. 39). Der Ukelei machte den Hauptanteil in den Monaten April bis August aus, wohingegen der Döbel in den kälteren Monaten den größten Anteil an der Artenzusammensetzung bestimmte. Der Gründling erreichte nennenswerte Dominanzanteile in den Monaten Januar bis April. Von April bis August waren junge Barben vermehrt in den Reusenfängen vertreten. Der Barsch erreichte die höchsten Anteile von Oktober bis März, Rotaugen dagegen waren das gesamte Jahr in den Reusenfängen mit variierenden Anteilen vertreten. Auch Unterschiede zwischen den Jahren lassen sich erkennen. Der Rapfen war im Jahr 2018 in den Monaten von Juli bis Oktober teilweise die dominante Art in den Fängen. Dies waren fast ausschließlich 0+ Individuen, so dass von einer Reproduktion des Rapfens flussabwärts des Wehrs auszugehen ist. Im Jahr 2019 fehlte diese Art bis auf wenige Einzeltiere jedoch vollkommen. Das unterhalb gelegene Wehr Dahl fungiert als Wanderbarriere für diese aus dem Rhein aufziehende Art, so dass für die wenigen oberhalb vorkommenden Rapfen ungünstige Bedingungen in diesem Bereich zu einem totalen Ausfall der Reproduktion führen können, was im Jahr 2019 offenbar der Fall war.

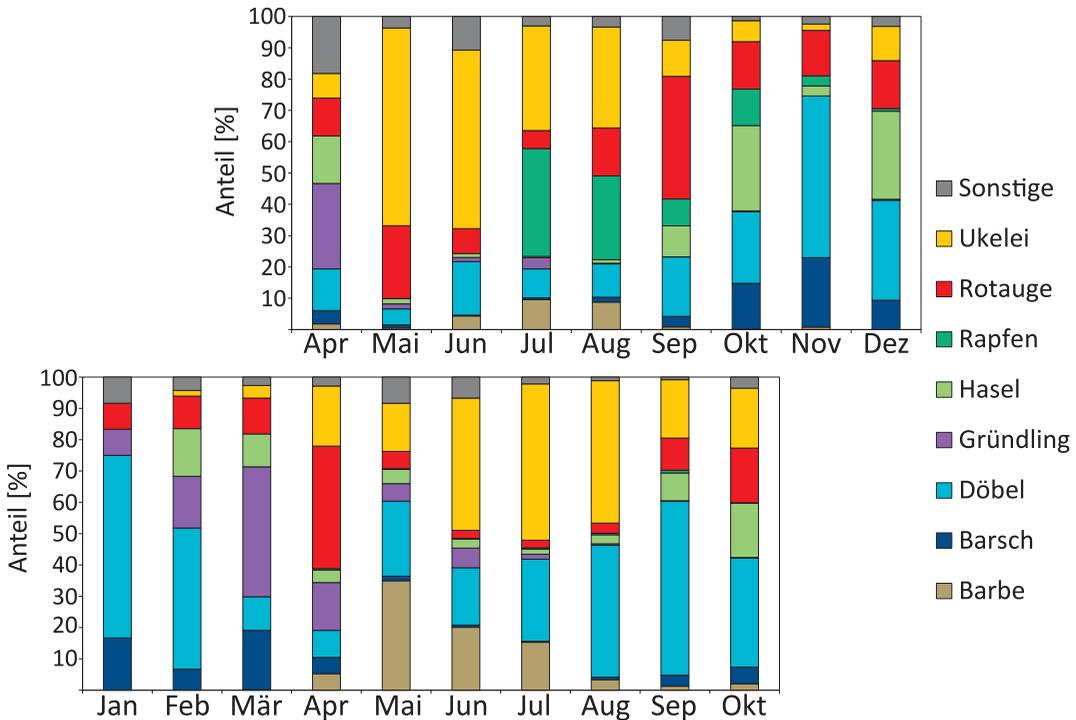


Abb. 39: Prozentuale Anteile der einzelnen Arten an der monatlichen Zusammensetzung des Reusenfanges. Dargestellt ist der Zeitraum April 2018 bis Oktober 2019 (n = 46.292 Fische).

7.3. Längenverteilung

Das Längenspektrum aller gefangenen Fische in der Reuse reichte von einem jungen Döbel mit gerade einmal 26 mm bis hin zu einem Wels von 1,4 m, so dass die Reuse grundsätzlich für das in der Lippe vorkommende Größenrepertoire als fängig anzusehen ist. Die Längensklasse von 10 bis 15 cm war über den gesamten Zeitraum mit großem Abstand am stärksten vertreten (43 %, Abb. 40), gefolgt von den Fischen der Länge 15 bis 20 cm (29 %) und 5 bis 10 cm (22 %). Die kleinste Längensklasse bis 5 cm Totallänge wurde nur von 0,8 % aller Individuen ausgemacht. Fische über 30 cm Totallänge kamen in ihrer Summe auf magere 0,6 %. Bei der Betrachtung der gefangenen Größenklassen nur für die Monate September und Oktober 2018 fällt auf, dass auch hier der größte Anteil der Fische auf die Längensklassen 10 bis 15 cm (42 %) und 15 bis 20 cm (50 %) verteilte (Abb. 41). Vergleicht man dagegen die Längenzusammensetzung der zeitgleich stattgefundenen Elektrofischungen, erkennt man, dass hier die häufigste Größenklasse von den Jungfischen bis 5 cm (48 % in 2017; 35 % in 2018) und 5 bis 10 cm (43 % in 2017; 52 % in 2018) repräsentiert wurde. Eine Dominanz der Jungfische im Herbst ist durch vorausgegangene Reproduktionserfolge im Frühjahr und vor

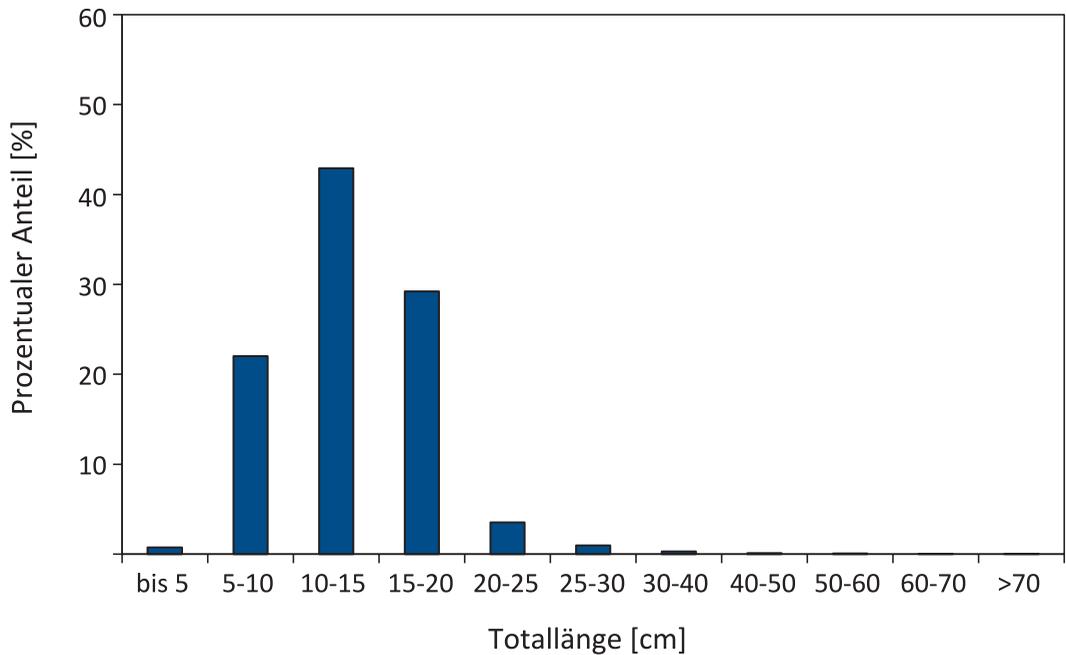


Abb. 40: Prozentuale Anteile der einzelnen Längenklassen am Reusenfang für den Gesamtzeitraum von April 2018 bis November 2019 (n = 39.031)

der einsetzenden Wintermortalität durchaus zu erwarten. Setzt man bei diesen Größenklassen eine ähnliche Wandermotivation wie bei den nächstgrößeren Längenklassen voraus (z.B. HEERMANN & BORCHERDING 2006), so sind die Fische bis 10 cm in den Reusenfängen deutlich unterrepräsentiert. Dies verwundert nicht, betrachtet man die Fallhöhen zwischen den einzelnen Riegeln im unteren Verlauf des Aufstiegerinnes (Abb. 42).

Auch bei der Längenhäufigkeitsverteilung der Barben ließen sich Lücken im Populationsaufbau der Reusenfänge erkennen. So wies die größte Barbe, die in den 18 Monaten gefangen wurde, gerade einmal eine Totallänge von 32 cm auf. Vor allem die adulten, laichbereiten Barben sind jedoch für ihre Laichwanderungen mit zum Teil großen Distanzen bekannt (z. B. LUCAS & BATLEY 1996). Aufgrund der fehlenden großen Barben wurde eine ergänzende Elektrobefischung im August 2019 unmittelbar unterhalb des Wehrs durchgeführt. Das Ergebnis waren zahlreiche Barben mit Größen von 40 bis über 70 cm, die in diesem Bereich standen. Diese Ergebnisse legen nahe, dass der naturnahe Aufstieg am Wehr Buddenburg eine eingeschränkte Passierbarkeit für kleine Fische bis 10 cm, wie auch für strömungsliebende adulte Fische aufweist. Gestützt werden diese Ergebnisse durch die Erkenntnisse der Markierungsversuche mit potamodromen Wanderfischen (vgl. Kap. 8).

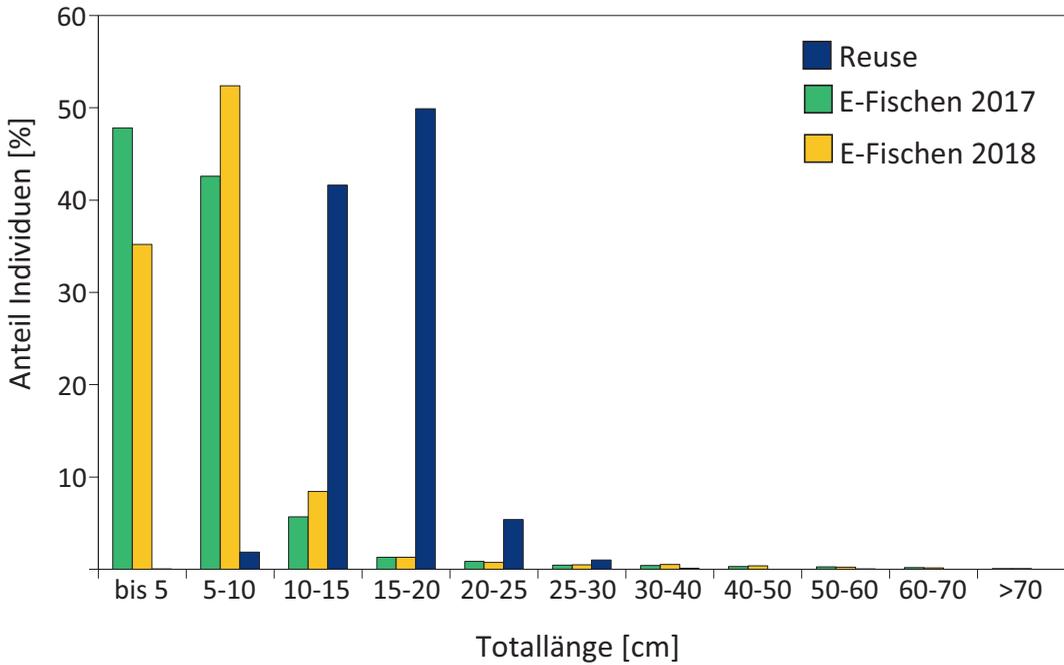


Abb. 41: Prozentualer Anteil der einzelnen Längenklassen am Reusenfang (blaue Balken, n =9.992) im Vergleich zu den Elektrofischungen (grüne Balken = 2017, n = 57.983; gelbe Balken = 2018, n = 64.895). Dargestellt sind für beide Methoden zur besseren Vergleichbarkeit nur die Monate September und Oktober.



Abb. 42: Naturnaher Fischaufstieg am Wehr Buddenburg, Darstellung einzelner Steinriegel

7.4. Vergleich mit früheren Reusenkontrollen

Bereits in den Jahren 2003/2004, unmittelbar nach der Fertigstellung des Umgehungsgerinnes am Wehr Buddenburg, führte SPÄH (2006a) an diesem Standort eine Reusenkontrolle in vergleichbaren Zeiträumen durch. Die Kontrollen fanden damals von Mai 2003 bis Dezember 2004 ebenfalls täglich statt (Zeitraum der vorliegenden Studie April 2018 bis November 2019). Damals wurden insgesamt 8.403 Fische und Krebse an den 591 Kontrolltagen gefangen, eine äußerst geringe Zahl im Vergleich zu 46.292 Fischen und Krebsen an 571 Kontrolltagen dieser Studie. Die Saisonalität der Gesamtaufstiege ist jedoch weitestgehend übereinstimmend. Auch damals wurden die meisten Fische in den Herbstmonaten September und Oktober detektiert, ebenfalls einhergehend mit ansteigenden Wasserständen und dem geringsten Fischauftreten im Januar.

In der Artenzusammensetzung unterscheiden sich die Aufstiegsdaten von damals maßgeblich von den nun erhobenen Daten. 2003/2004 war die häufigste aufsteigende Art der Brassen mit 36 % des Gesamtfanges. In der vorliegenden Studie machten Brassen gerade einmal 0,11 % aller gefangenen Fische aus. Anders sieht es beim Ukelei aus, der 2003/2004 lediglich mit 118 Individuen (1 %) nachgewiesen wurde und nun mit 23 % die zweithäufigste Art bildet. Ähnliche Werte ergeben sich nur für das Rotauge (2003/2004: 21 %; 2018/2019: 16 %). Für den Döbel ist eine deutliche Zunahme zu verzeichnen, er bildet nun die häufigste Art in den Reusenfängen (2003/2004: 18 %; 2018/2019: 30 %). Dramatisch sind die Abnahmen beim Kaulbarsch, der in den Jahren 2003/2004 noch mit 6 % am Gesamtfang vertreten war und nun nur noch mit drei Individuen über den gesamten Zeitraum in der Reuse auftauchte. Bei den Wollhandkrabben lässt sich erfreulicherweise ein Rückgang über die 15 Jahre dokumentieren. Machten sie damals noch die sechsthäufigste Art mit 238 Individuen aus, konnten im aktuellen Untersuchungszeitraum lediglich 64 Tiere (0,14 %) nachgewiesen werden. Erstaunlicherweise konnte damals kein einziger Hasel in der Reuse nachgewiesen werden, wohingegen nun 11 % des Gesamtfanges vom Hasel ausgemacht werden, was ihn zur vierthäufigsten Art macht.

7.5. Zusammenfassung & Fazit

Bei den gefangenen Fischen kann man davon ausgehen, dass alle eine Aufstiegsmotivation hatten, da in der Elektrofischung des Fischauftieges neben Schwarzmaulgrundeln (99 %) nur einzelne Döbel, Marmorgrundeln und Aale gefangen wurden (zusammen 1 % des Gesamtfanges) und die Reusenfänge daher aus dem Unterwasser resultieren müssen. Bei über 46.000 gefangenen Fischen und Krebsen und 37 verschiedenen Arten, scheint es zunächst so, als könnten alle in dem Bereich der Lippe vorkommenden Fischarten den naturnahen Fischauftieg nutzen. Auch das gefangene Längenspektrum von 26 mm bis 1,4 m deckt das in der Lippe vorkommende Längenspektrum weitestgehend ab. Bei genauerer Betrachtung fallen jedoch klare Defizite in Abundanzen und Größenverteilungen auf.

Sowohl die höchsten Dominanzanteile als auch die höchste Frequenz hatte der Döbel. Die meisten Fische wurden in den Herbstmonaten gefangen, im Januar dagegen wanderten beinahe gar keine Fische. Maximalwerte, wie das Auftauchen von über 6.000 Fischen an einem Tag im Oktober 2019, korrelierten mit vorangegangenen Pegelanstiegen oder Temperaturerhöhungen.

Die Schwarzmaulgrundel, häufigste Art der unteren Lippe, war in den Reusenfängen stark unterrepräsentiert. Hier ist von möglichen Scheuchwirkungen der Reuse oder zu starken/ungünstigen Strömungsverhältnissen auszugehen. Individuen bis 5 cm machten lediglich 0,8 % aller gefangenen Fische aus und waren damit vor allem im Vergleich mit den Ergebnissen der Elektrobefischungen der Lippe massiv unterrepräsentiert. Die Höhendistanzen zwischen den einzelnen Riegeln im Unterlauf des Gerinnes scheinen für diese Größenklasse nicht passierbar zu sein.

Bedeutend ist der Fang eines potenziellen Junglachs, der am 03. Mai 2019 in der Reuse detektiert wurde. Auch wenn keine offizielle Verifizierung dieses Fundes stattgefunden hat, lässt dieses Ergebnis hoffen, dass in Zukunft natürliche Lachsreproduktion in der Lippe nachgewiesen werden kann und es treibt hoffentlich die Ausweisung der Lippe als Zielartengewässer für den Lachs voran.

Generell waren schwimmschwache Arten meist in sehr niedrigen Abundanzen vertreten, die kleinsten Größenstadien fehlten hierbei meist völlig. Zudem kann der Aufstieg unter Bedingungen erfolgt sein, die gerade günstig waren (z. B. erhöhter Pegelstand und damit bessere Überwindbarkeit der einzelnen Riegel), jedoch nur in Ausnahmefällen in der Lippe auftreten und nicht zwangsläufig mit den Aufstiegszeiten der Arten korrelieren. Daher belegt das Auftauchen von schwimmschwachen Arten in der Reusenkontrolle keinesfalls die generelle Passierbarkeit des Aufstieges. Fischarten mit geringer maximaler Schwimmleistung wie Rotaugen und Flussbarsch durchschwimmen den Fischaufstieg in großen Zahlen, jedoch fehlt auch hier die kleinste Längenklasse. Kein einziger Barsch unter 5 cm hat den Fischaufstieg innerhalb der 18 Monate passiert.

Zudem ist keine ausreichende Leitströmung durch den Einstieg gegeben, was das Fehlen adulter rheophiler Arten eindeutig belegt. Fänge von adulten Fischen anderer Arten bis hin zum Wels von 1,4 m beweisen die Fängigkeit der Reuse für diese Fischgrößen. Rapfen, Nasen und Barben wurden dagegen maximal bis 32 cm Totallänge nachgewiesen. Die zusätzliche Elektrobefischung unmittelbar unterhalb des Wehrs brachte dagegen zahlreiche Nachweise großer Barben.

Die Markierungsversuche der vorliegenden Studie (Kap. 8) legen nahe, dass adulte, potamodrome Fische das Wehr bei Hochwasser direkt passieren und somit den naturnahen Aufstieg umgehen. Auch SPÄH (2006a) mutmaßte diesen Wanderweg für aufsteigende Flussneunaugen. Da Hochwasserereignisse jedoch nicht immer mit den Laichwanderungen der einzelnen Arten einhergehen, entstehen hierdurch deutliche populationsbiologische Verluste.

Die Vernetzung einzelner Gewässerabschnitte ist von hoher Bedeutung für den Fortbestand einzelner Populationen, für die Wiederbesiedlung und den genetischen Austausch und das gilt nicht nur für die potamodromen Fischarten, sondern für alle aquatischen Organismen.

Mit den Reusenuntersuchungen ließen sich klare Defizite in der Passierbarkeit des naturnahen Aufstieges aufzeigen. Das eigentliche Wanderpotenzial an diesem Standort und der Grad der Ausnutzung dieses Potenzials durch die einzelnen Arten bleiben jedoch weiterhin schwierig abzuschätzen. Das einmalige Ereignis von 6.000 Fischen an einem Tag nach einer Pegelerhöhung mag einen kleinen Eindruck geben, welche Ausmaße Fischwanderungen in der Lippe annehmen könnten, bestünde eine angemessene Durchgängigkeit.

Auch in dem Gutachten von SPÄH (2006a) zum Fischaufstieg Buddenburg fehlten große Individuen potamodromer Arten. Insgesamt wurden in einem vergleichbaren Untersuchungszeitraum nur ein Sechstel der heute festgestellten Fischzahlen erreicht. Bedeutendster Unterschied zu der 15 Jahre vorausgegangenen Untersuchung waren die damals zahlreich vorkommenden Brassens, die 2003/2004 die häufigste Art stellten und nun nur noch mit 55 Tieren nachgewiesen werden konnten. Der Rückgang der Brassens ist vor allem auf die mangelnde laterale Konnektivität der Lippe zurückzuführen. Angebundene Stillgewässer dienen als wichtige Laichhabitats für Brassens. Beunruhigend sind ebenfalls die dramatischen Rückgänge beim Kaulbarsch, die sich nicht nur auf die Lippe zu beschränken scheinen (STAAS et al. 2019). Erstaunlicherweise wurde vor 15 Jahren kein einziger Hasel in der Reuse detektiert, der nun mit 11 % des Gesamtfanges einen deutlichen Anteil der aufsteigenden Fische ausmacht.

8. Besenderung von Wanderfischen 2018 bis 2019

Hintergrund dieses Projektteils war die Erfassung des Wanderverhaltens diverser Fischarten in der Lippe im Hinblick auf die Passierbarkeit von Engstellen (Querbauwerken) sowie die Detektion potenzieller Laichareale. Die zurückgelegte Wanderdistanz und -geschwindigkeit sowie Effizienz beim Queren der Wehre sollte artspezifisch zur Beurteilung der Durchgängigkeit der Lippe herangezogen werden. Hierfür wurde die Methodik der Individualmarkierung mit Ultraschallsendern der Marke VEMCO verwendet, da diese das Wanderverhalten über eine große Distanz wie auch einen langen Zeitraum darstellen lassen können.

Im Fokus der Untersuchung sollten nach Möglichkeit diadrome Wanderfische wie Lachs und Meerforelle stehen sowie große Individuen potamodromer Arten wie Nase oder Barbe, deren Rückgang auf die Verbauung der Gewässer zurückzuführen ist (JUNGWIRTH et al. 1998).

8.1. Sender

Ende März 2018 und Ende Oktober 2018 wurden jeweils 75 Fische mit Ultraschallsendern der Marke VEMCO markiert. Bei beiden Markierungskampagnen lagen Sender in zwei unterschiedlichen Größen vor (s. Tab. 6 & Abb. 43), jeweils 25 V8 und 50 V9 Sender. Größere Sender gehen mit einer potenziell stärkeren Beeinflussung des zu markierenden Tieres einher, weisen aber eine längere Laufzeit auf. In dieser Studie wurden nur Fische über 40 cm Totallänge markiert (mit Ausnahme des Flussneunauges), für welche beide Sendergrößen als unbedenklich einzustufen sind.

Tab. 6: VEMCO Sendermodelle und deren Verteilung auf die beiden Markierungskampagnen mit Laufzeitlänge in Tagen, Länge [mm] und Durchmesser [mm] des Senders sowie das Gewicht [g] an der Luft und im Wasser [g].

Modell	Frühjahr [N]	Herbst [N]	Laufzeit [d]	Länge [mm]	Durchmesser [mm]	Gewicht [g]	Gewicht im Wasser [g]
V8	25	25	150	20,5	8	2	0,9
V9	50	50	481	21	9	2,9	1,6

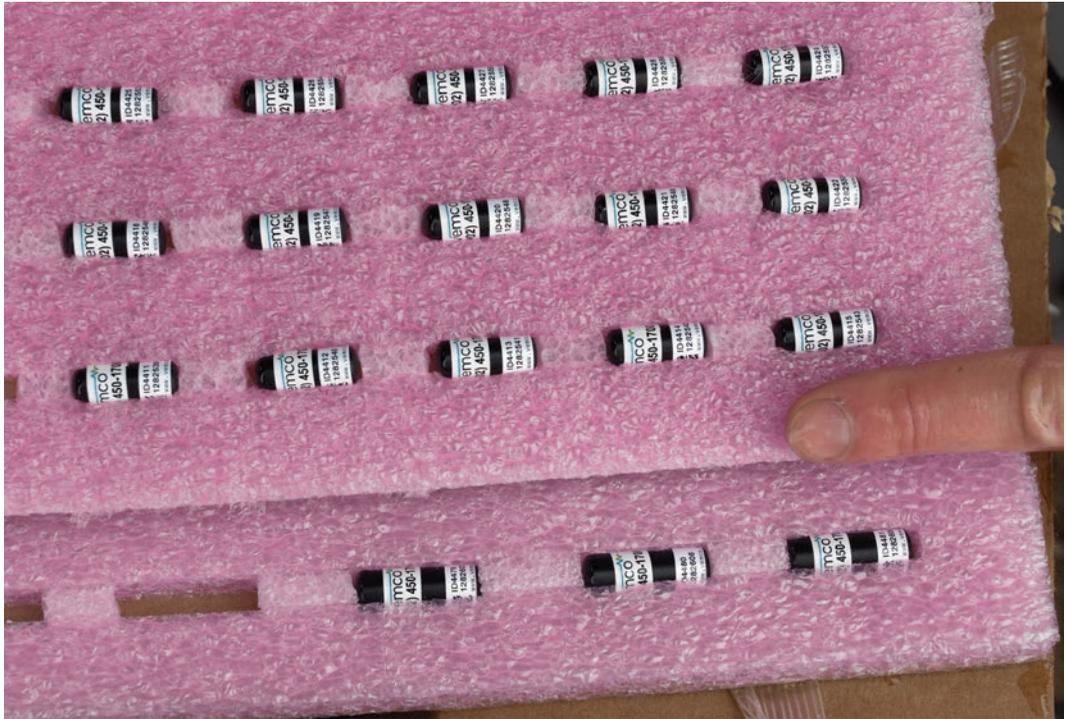


Abb. 43: VEMCO-Sender der Modelle V8 (oben) und V9 (unten)

8.2. Receiver-Standorte

Zur Detektion sind die batteriebetriebenen Empfängereinheiten (Receiver, Abb. 44) unter Wasser ausgebracht und mit Stahlketten am Ufer verankert worden. Dies ist nicht nur erforderlich für den Empfang der Signale, es verhinderte auch weitestgehend Vandalismus an den Stationen, da bis auf die Ketten keine Bestandteile oberhalb der Wasseroberfläche sichtbar waren. Zur Auslesung der Daten war eine Bergung der Receiver erforderlich, die in regelmäßigen Abständen innerhalb der Versuchsdauer durchgeführt wurde.

Die Untersuchungen zum Wanderverhalten beziehen sich auf die ersten 120 km der Lippe von der Mündung ausgehend und enden am Wehr Stockum, das allgemein als fischundurchgängig bekannt ist. Bis hierhin wurden an 14 Stationen Empfängereinheiten installiert (Tab. 7 & Abb. 45), die das Passieren individualmarkierter Fische registrierten. Dabei wurden vor allem Engstellen in Form von Querbauwerken genauer betrachtet. Zudem wurde ein Receiver in den Unterlauf der Stever eingebracht und ein Receiver im unmittelbaren Mündungsbereich der Lippe, der ein Rückwanderverhalten in den Rhein aufzeigen sollte. In Wesel wurden aufgrund der Breite der Lippe und der Funktion als Besatzort zwei Receiver nah beieinander positioniert.



Abb. 44:
VEMCO-Receivereinheit samt Ständer zur
Verankerung auf der Lippesohle (LFV Hydroakustik)

Tab. 7: Receiverstationen mit Fluss-Kilometrierung und Anzahl der Receiver pro Station

Name Station	Fluss-km	Anzahl Receiver
1 Rhein	0	1
2 Wesel	2	2
3 Krudenburg	14	1
4 Gahlen	24	1
5 Stever	54	1
6 Haltern	55	1
7 Dahl (unterhalb)	84	1
8 Dahl (oberhalb)	85	1
9 Buddenburg (unterhalb)	92	1
10 Buddenburg (oberhalb)	93	1
11 Beckinghausen (oberhalb)	100	1
12 Rampe Rünthe (oberhalb)	110	1
13 Stockum (unterhalb)	117	1
14 Stockum (oberhalb)	118	1

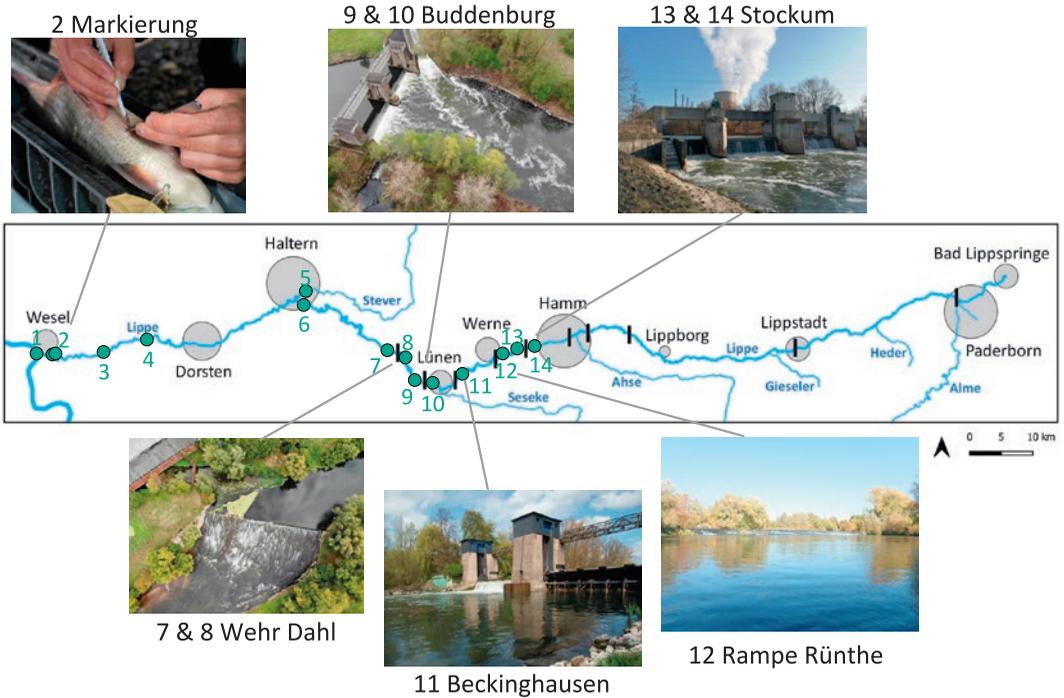


Abb. 45: Receiverstandorte (grüne Punkte) in Lippe und Stever sowie Abbildungen der zu überwindenden Querbauwerke. Jede Nummer repräsentiert eine Station, an der ein Receiver installiert war. Eine Ausnahme bildet Station 2 in Wesel, hier wurden zwei Receiver platziert.

8.3. Versuchtierfang

Um die angesetzte Stichprobe von 150 Wildtieren zu erlangen, wurden im Frühjahr und Herbst 2018 Elektrofischungen mit mehreren Teams gleichzeitig durchgeführt. Der Fang der Fische fand an der Lippemündung bei Wesel statt, um möglichst Tiere zu fangen, die aus dem Rhein stammen und mit einer klaren Wandermotivation in die Lippe einschwimmen. Begünstigt wurde der Standort durch das Vorhandensein einer Rausche, die im Rahmen der Umgestaltung des Lippemündungsraumes im Jahr 2014 angelegt wurde. Insbesondere die Frühjahrsmarkierung bei niedrigen Wasserständen verdeutlichte, dass auch diese Rausche bereits ein erstes Wanderhindernis für die Fische darstellt, da sich unterhalb zahlreiche laichbereite Wanderfische sammelten. Im Herbst 2018 fand zusätzlich zu der Befischung und Markierung an der Lippemündung ein gezielter Fang von Nasen unterhalb des Wehrs Dahl statt. Auch diese Versuchstiere wurden mittels Elektrofischung mit mehreren Teams gefangen. Diese Abweichung vom ursprünglichen Plan resultierte aus den bisher erzielten Ergebnissen dieser Studie.

8.4. Besenderung

Im Vorfeld der Versuchsdurchführung wurde ein umfangreicher, genehmigungspflichtiger Tierversuchsantrag gestellt. Zur Markierung wurden die gefangenen Fische einzeln in ein Betäubungsbad gegeben und der Narkosevorgang überwacht. Bei Wirkung der Narkose wurde der Fisch in eine Operationsrinne mit Frischwasserzufuhr überführt und ein etwa 1 cm langer Schnitt im Bauchraum gesetzt, durch den der Sender in die Bauchhöhle eingeführt wurde. Anschließend wurde die Wunde mit blauem Operationsgarn mit einem oder zwei Stichen wieder verschlossen. Bevor die Fische oberhalb der Rausche wieder entlassen wurden, wurde sichergestellt, dass sie sich vollständig von der Narkose revitalisiert hatten.

Diese Art der Markierung ist eine weit verbreitete Methode in der Fischereiforschung (CURREY et al. 2015; FETTERPLACE et al. 2016). In unserem Versuch setzten wir die Limitierung der Totallänge auf Individuen ≥ 40 cm. In Experimenten mit anderen Fischarten konnte bereits ab wesentlich geringeren Größen (12,5 cm) keine signifikante Beeinflussung des Verhaltens oder des Wachstums beobachtet werden (CHITTENDEN et al. 2009).

Tabelle 8 zeigt die Verteilung der beiden Sendergrößen (V8 und V9) auf die einzelnen Arten und die beiden Markierungskampagnen. Alle besenderten Fische sind erfolgreich aus der Narkose wieder erwacht und konnten besetzt werden.

Tab. 8: Übersicht der markierten Fische mit den beiden Sendergrößen V8 und V9 pro Art und Verteilung auf die Frühjahrsmarkierung (Lippemündung 27.03. & 28.03.2018) und Herbstmarkierung (Lippemündung 29.10. & 30.10.2018, Wehr Dahl 31.10.2018).

Markierung	Brassen		Barbe		Nase		Flussneunauge	Aland		Döbel		Bachforelle
	V8	V9	V8	V9	V8	V9	V8	V8	V9	V8	V9	V8
27.03.2018	8		3		1		1	10		18		
28.03.2018	4	1	12	6				7	1	1	2	
29.10.2018	5		5					9		19		
30.10.2018			1					5				
31.10.2018			2		16	12						1
Gesamt	4	14	15	14	16	13	1	12	20	1	39	1

8.5. Auswertung der Daten

Das autonome System erlaubt eine Rund-um-die-Uhr-Überwachung auf Individuenbasis, ohne die Tiere dem Stress eines Wiederfanges auszusetzen. Eine fortlaufende Überwachung von 150 Fischen über einen Zeitraum von insgesamt 18 Monaten generiert jedoch auch eine Menge Daten. So wurden in dieser Studie über 2 Millionen Signale der markierten Fische detektiert. Für die Auswertung stellt der Hersteller VEMCO eine eigene Software (VUE Software: <https://www.vemco.com/products/vue-software/>) bereit, die zum Auslesen der Daten genutzt werden kann. Über diese Software

ist es möglich, Signale an einzelnen Receivern (Stationen) zu sichten, oder aber den Weg einzelner Sender, demnach Fische, nachzuverfolgen. Eine derartige Auswertung fand für alle 150 Fische statt, übersichtshalber sind im Ergebnisteil jedoch nur beispielhaft einzelne Individuen dargestellt.

8.6. Allgemeine Ergebnisse

32 Alande, 1 Bachforelle, 1 Flussneunauge, 29 Barben, 18 Brassens, 40 Döbel und 29 Nasen wurden markiert. Von den 150 markierten und besetzten Fischen konnten bis auf zwei Individuen alle Tiere mittels der Receiverstationen detektiert werden. Bei den beiden Fischen, die nicht registriert werden konnten, handelt es sich um zwei Barben (67 cm und 58 cm) aus der Frühjahrsmarkierung, bei deren Markierung und Besitz jedoch keine Auffälligkeiten registriert wurden. Ob sich diese Tiere

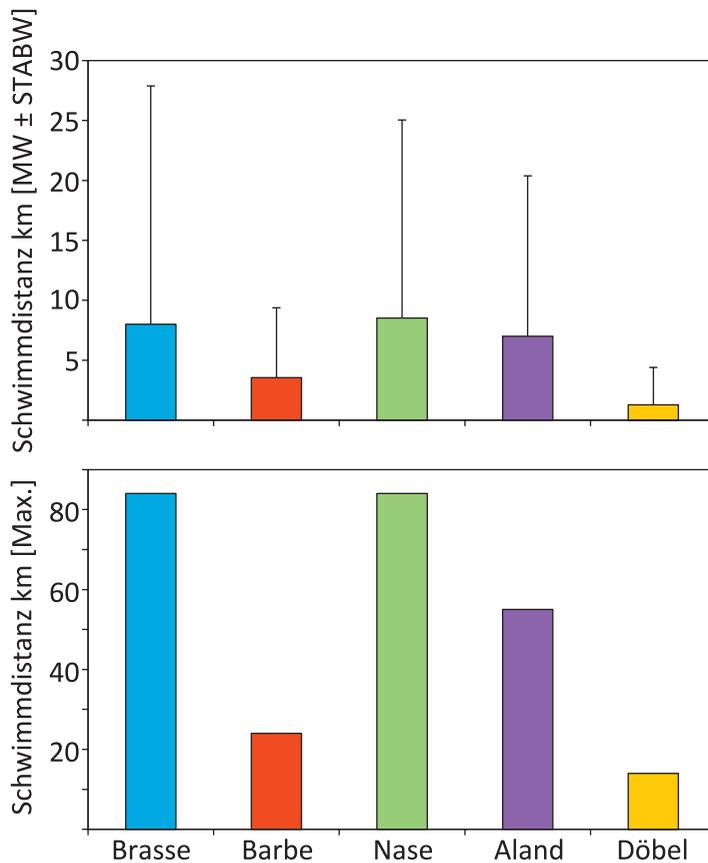


Abb. 46: Mittlere Schwimmdistanz (km, MW ± STABW) pro Art (oben) und maximale Schwimmdistanz, die pro Art erzielt wurde (km, Maximum, unten).

über den Versuchszeitraum im Rauschenbereich der Lippemündung aufgehalten haben, verendet sind oder einer natürlichen Mortalität (Prädation) unterlagen, lässt sich nicht klären.

Die Detektionszeiträume (Zeitspanne zwischen dem ersten und letzten Signal) variieren zwischen den einzelnen Individuen sehr stark. Dennoch lassen sich artspezifische Tendenzen ausmachen, wobei die Alande die geringste Detektionsspanne mit im Mittel 42 % des möglichen Zeitraumes aufwiesen. Die Nasen ließen sich am besten über den Versuchszeitraum verfolgen, 83 % der Senderlaufzeit wurden durch Detektionen abgedeckt.

Auch bei der mittleren Schwimmdistanz pro Art (Abb. 46) erreichten die Nasen mit 8,5 km (\pm 16,5 km) den höchsten Wert, gefolgt von Brassen (8 km \pm 19,9 km), Aland (7 km \pm 13,4 km), Barbe (3,6 km \pm 5,8 km) und Döbel (1,3 km \pm 3,1 km). Wie die teilweise recht hohen Standardabweichungen bereits andeuten, liegt dieses Ergebnis zumeist an einer erhöhten Wanderleistung von Einzeltieren. So wanderte von 18 markierten Brassen ein Individuum 84 km von der Lippemündung bis zum Wehr Dahl, ein weiterer Brassen schwamm bis nach Gahlen (24 km) und einer bis Krudenburg (14 km), wohingegen die restlichen 15 Brassen in Wesel verblieben oder in den Rhein zurückkehrten (0 – 2 km). Die maximale Schwimmdistanz von 84 km wurde zudem auch von einer Nase erreicht (Abb. 46). Alande zogen maximal 55 km in die Lippe ein, Barben 24 km und Döbel zeigten eine maximale Schwimmdistanz von 14 km. Der höchste Punkt, der innerhalb des Versuches erreicht wurde, war bis unterhalb des Wehrs Stockum (km 117) von einer Nase, die oberhalb des Wehrs Dahl eingesetzt wurde (Abb. 46). Kein einziger Fisch kam über das Wehr Dahl hinweg, kein einziger Fisch konnte in den 18 Monaten Versuchslaufzeit das Wehr Stockum passieren.

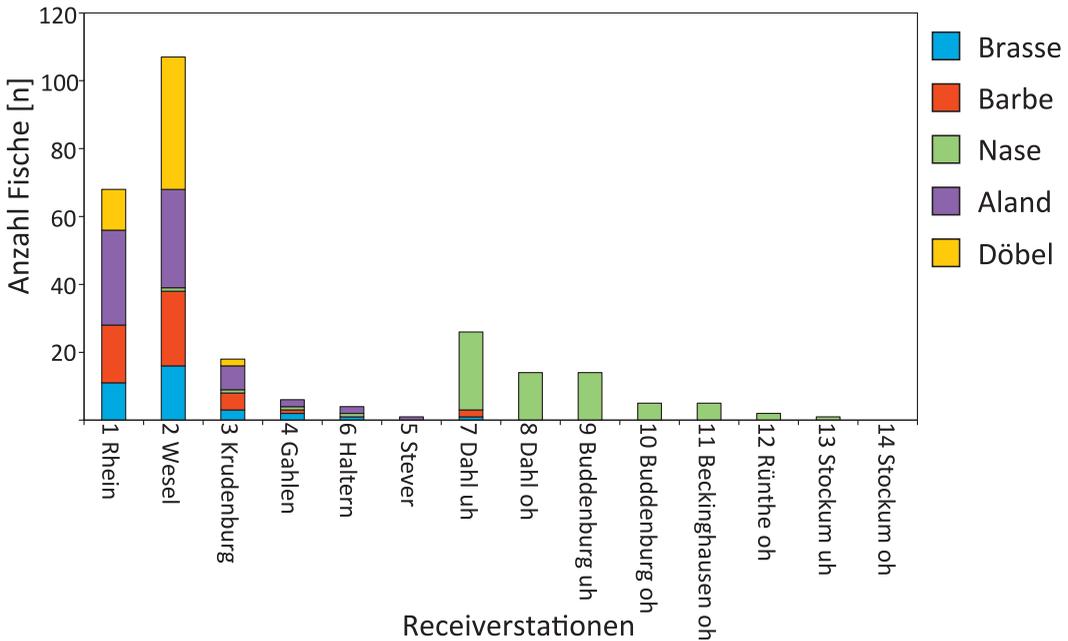


Abb. 47: Anzahl der Fische pro Art, die im gesamten Zeitraum an den einzelnen Stationen detektiert wurden. Die Daten der beiden Receiver in Wesel wurden gepoolt.

Am Ende des Versuchszeitraumes (Juli 2019), bzw. am Ende der Senderlaufzeit, hatten 56 Fische die Lippe wieder verlassen (letzte Meldung am Rheinreceiver, Abb. 47). Darunter fielen 24 Alande, 13 Barben, 11 Brassens und 8 Döbel. Keine der 29 markierten Nasen, wovon allerdings nur eine im Mündungsbereich besetzt wurde, ist in den Rhein zurückgekehrt. 54 Fische hatten ihre letzte Meldung in Wesel (31 Döbel, 12 Barben, 7 Alande und 5 Brassens) und 35 Fische weiter oberhalb, wovon allein 26 Individuen am Versuchsende unterhalb des Wehrs Dahl verweilten. Abbildung 47 zeigt zudem die Gesamtzahl der Fische unterschieden nach den einzelnen Arten, die innerhalb des Versuchszeitraumes die einzelnen Stationen erreicht haben.

8.7. Darstellung einzelner Individuen

Bei den folgenden Graphiken handelt es sich um die Outputs der VEMCO-eigenen VUE-Software, bei denen die Wanderung der einzelnen Sender, sprich Fische, nachverfolgt werden kann. Auf der

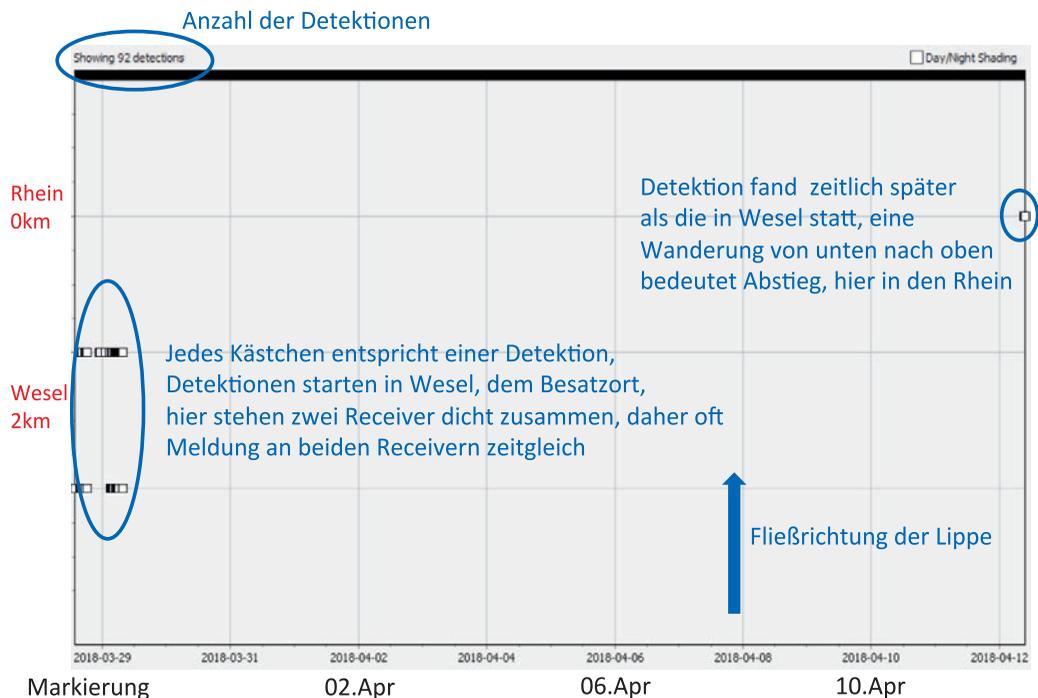


Abb. 48: Beispielgraphik zur Erklärung der folgenden Graphiken. Hier die Wanderungsverfolgung einer Barbe (Barbe 4479, 68 cm), die am 27.03.2018 in Wesel markiert und besetzt wurde (Y-Achse). Hier starten die Signale, die sich über die Zeitleiste (X-Achse) verfolgen lassen. Eine darauffolgende Meldung an einem Receiverstandort, der in der Graphik oberhalb steht, bedeutet einen Abstieg, Meldung an einem Receiverstandort nach unten bedeutet einen Aufstieg in der Lippe. Der oberhalb der Graphik durchgehende schwarze Balken zeigt an, dass alle Detektionen dieses Tieres dargestellt sind. Ein unterbrochener oder halber Balken zeigt die Größe des Ausschnittes in Relation zum Gesamtzeitraum der Meldungen an.

X-Achse stellt sich jeweils der betrachtete Zeitraum dar (Abb. 48). Meist ist dies vom Zeitpunkt der Markierung bis zum letzten Signal. Bei einigen Individuen ist aufgrund der Vielzahl der Signale, oder spezifischer Wandermuster ein kleinerer Ausschnitt zur besseren Übersicht gewählt. Auf der Y-Achse befinden sich die einzelnen Receiverstandorte, die von oben nach unten entgegen der Fließrichtung aufgetragen sind. Besatzort war für die meisten Tiere die Station Wesel (km 2), an der zwei Receiver positioniert sind. Hier starten die Kästchen, die einzelnen Meldungen am Receiver entsprechen. Folgt man dem Verlauf der „Meldungskästchen“ über die zeitliche Achse, erhält man das Aufstiegs-, bzw. Abstiegsmuster.

8.7.1. Bachforelle & Flussneunauge

Die markierte Bachforelle, die am 31.10.2018 unterhalb des Wehrs Dahl besetzt wurde, hat sich nicht weiter flussauf- oder abwärts bewegt. Es erfolgten regelmäßige Detektionen am Receiver unterhalb vom Wehr Dahl bis Mitte März 2019.

Das Flussneunauge, das am 27.03.2018 in Wesel gefangen und markiert wurde zeigte bis Ende April Detektionen in Wesel, anschließend erfolgten keine weiteren Meldungen.

8.7.2. Aland

Nur sieben der 32 markierten Alande hat es weiter als Wesel in die Lippe gezogen, der höchste erreichte Punkt lag bei Haltern, 55 km von der Mündung entfernt. Interessanterweise war der Aland die einzige Art, die auch in der Stever detektiert wurde (Abb. 49). Es handelte sich zwar nur um ein Tier, dies schwamm jedoch gleich mehrfach hinein. Alande zeigen je nach Gewässerbeschaffenheit individuenspezifisch unterschiedliche Wandermuster mit einer großen Verhaltensplastizität und zurückgelegten Distanzen von bis zu 200 km (DE LEEUW et al. 2008, KULISKOVA et al. 2009). Im Gegensatz zu anderen Arten führt das Vorhandensein von Querbauwerken beim Aland eher zu einer Anpassung an suboptimale Laich- oder Winterhabitate, als in dem Versuch der Überwindung dieser (WINTER et al. 2003).

Charakteristisch für die Alande in dieser Studie war ein jeweils sehr enger Wanderzeitraum von nur wenigen Tagen, der bei den einzelnen Tieren jedoch oft übereinstimmte. Betrachtet man die Verbreitung von jungen Alanden bis 15 cm, also dies- oder vorjährige Individuen, so konzentrieren sich diese auf den Unterlauf der Lippe (Abb. 50). Hier scheint es geeignete Laichhabitate für den Aland mit guten Reproduktionserfolgen zu geben. Die Verbreitung der Alande in der Lippe weist jedoch auch nach, dass das Wehr Dahl ein offensichtliches Wanderhindernis darstellt, da es oberhalb keine Alandpopulationen mehr gibt. In dieser Markierungsstudie wurde kein einziges Querbauwerk von den Alanden überwunden und es hat den Anschein, dass einige Tiere bereits deutliche Probleme bei der Überwindung der untersten beiden Rauschen in Wesel hatten. Niederländische Studien am Rhein und Nebenflüssen konnten zeigen, dass Alande in freifließenden Gewässern Strecken von über 45 km zurücklegen, zwei Individuen schafften sogar über 200 km (DE LEEUW et al. 2008), wogegen sie in wehrregulierten Flüssen stationär oder nur mit geringen Wanderdistanzen beobachtet wurden. Der Aland ist weniger anspruchsvoll an seine Laichhabitate verglichen mit

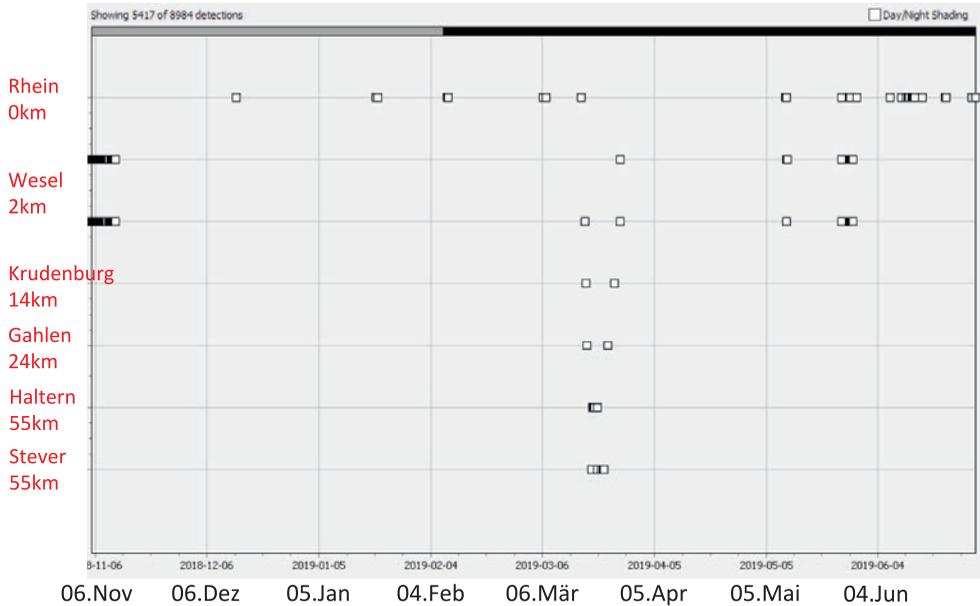


Abb. 49: Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4508, 52,5 cm, Markierung am 29.10.2018), dargestellt ist der Zeitraum vom 05. November 2018 bis zum letzten Signal am 30.06.2019.

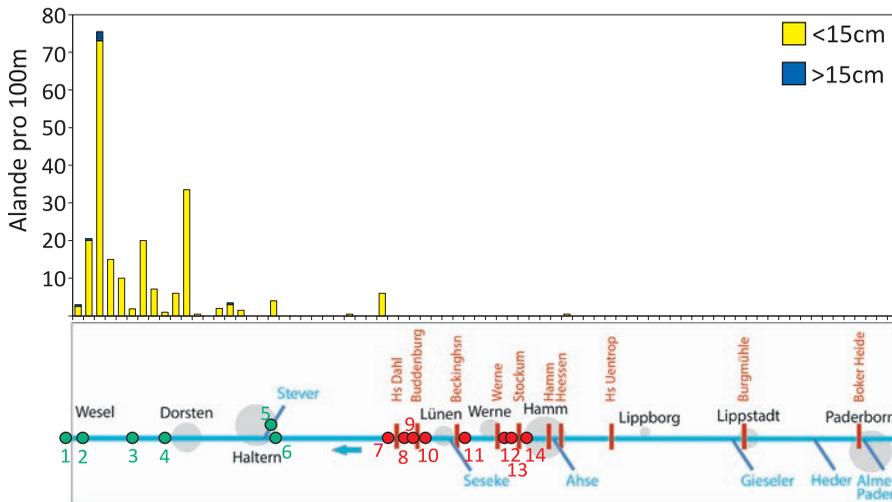


Abb. 50: Dichte und Verbreitung der jungen Alande unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrofischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Alanden erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht

Barbe oder Nase, so dass eine weniger optimale Habitatverfügbarkeit den Kosten einer anstrengenden Wanderung über Hindernisse vorgezogen werden könnte. Suboptimale Laichhabitats könnten jedoch mit Einbußen der Jahrgangsstärken einhergehen, zusammengenommen mit dem eigentlich hohen Wanderpotenzial dieser Art in freifließenden Flüssen, ist für den Aland die Durchgängigkeit der Lippe von hoher Priorität.

8.7.3. Barbe

Von 27 Barben mit Detektionen stiegen nur 5 Tiere weiter als Wesel in der Lippe auf. Der höchste erreichte Punkt befand sich bei Gahlen (Station 4, km 24, Abb. 51) und wurde nur von einem Tier angeschwommen. Vier weitere Individuen konnten in Krudenburg (Station 3, km 14) verzeichnet werden. Vergleicht man die Verbreitung von jungen Barben in der gesamten Lippe (Abb. 52) mit diesen Ergebnissen, so zeigt sich, dass junge Barben unter 15 cm Totallänge vornehmlich im Unterlauf der Lippe auftreten und zwar besonders zahlreich in den Bereichen, die von den Barben aus der Markierungsstudie angeschwommen wurden. Auch in der Strecke zwischen Station 2 (Wesel, Besatzort) und Station 3 (Krudenburg), wo sich die meisten Barben aufgehalten haben, sieht man deutliche Reproduktionserfolge. Da die Lippe hier kiesgeprägt ist, finden die Barben geeignete Laichplätze. Abbildung 52 zeigt, dass sich weiter oberhalb zwischen Haltern und dem Wehr Dahl durchaus

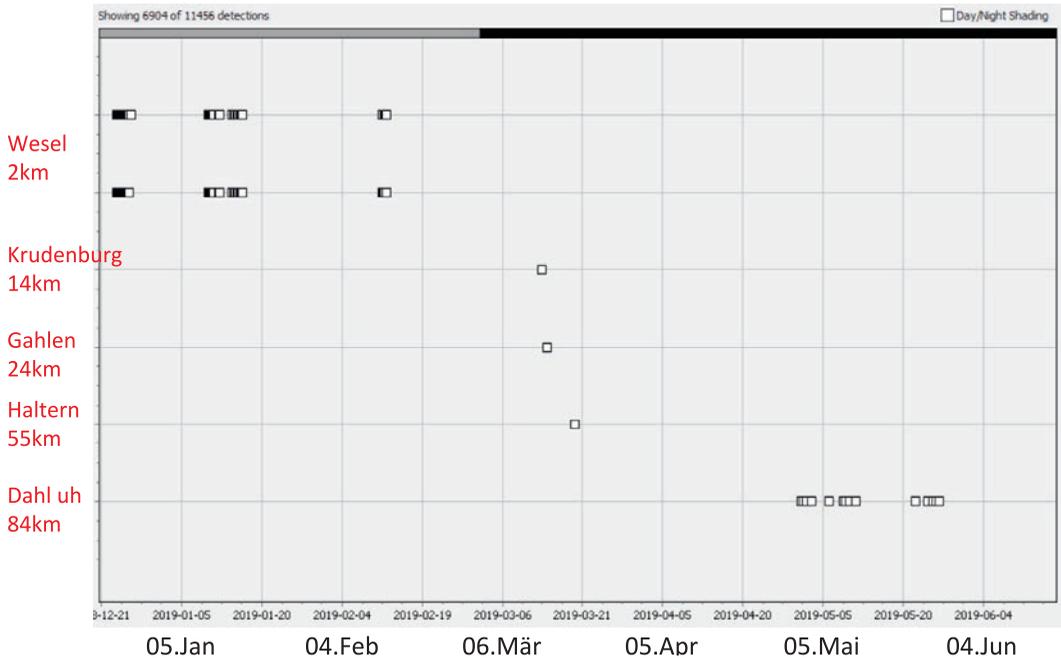


Abb. 51: Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4457, 64 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.

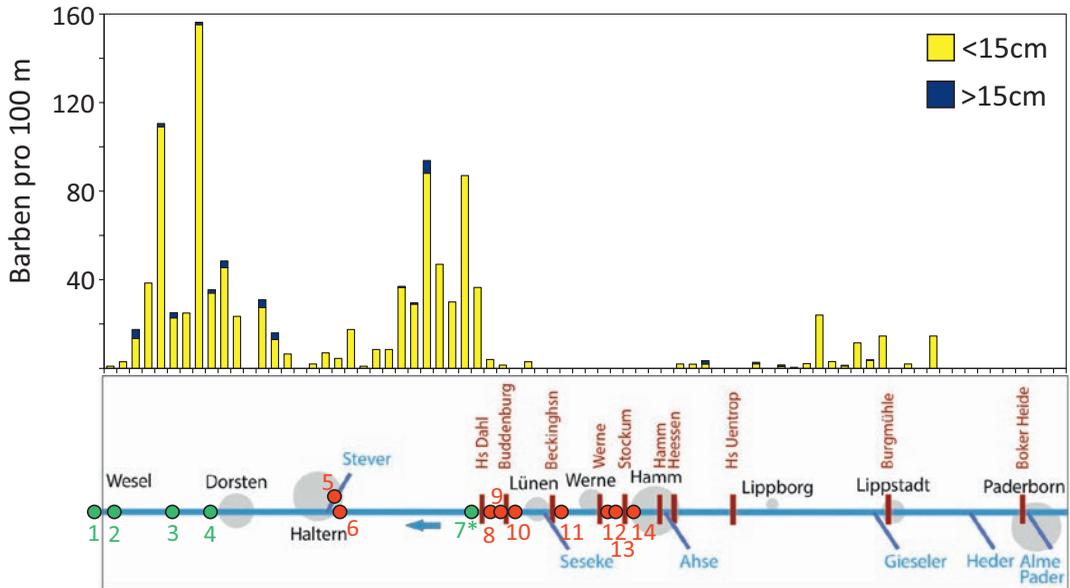


Abb. 52: Dichte und Verbreitung der jungen Barben unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrofischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Barben erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht. *Detektionen an Station 7 beruhen auf zwei Barben, die hier besetzt wurden.

auch geeignete Laichareale mit guten Reproduktionserfolgen befinden. Obwohl Barben als Mitteldistanzwanderer eingeteilt sind, die durchaus 100 km zurücklegen können, stimmen die hier festgestellte maximale Distanz einer Barbe von 24 km und die Wanderungen der anderen Individuen (0 – 14 km) mit den eher geringen Distanzen anderer Markierungsstudien überein (LUCAS & BATLEY 1996, LUCAS 2000, DE LEEUW et al. 2008).

Durch diese Studie konnte gezeigt werden, dass Barben aus dem Rhein zur Laichzeit in die Lippe einziehen, meist von Mitte März bis Mitte Juli, was mit Wanderungszeiten anderer Untersuchungen übereinstimmt (DE LEEUW et al. 2008). Danach kehren sie in den Rhein zurück. Barben zeigen ein deutliches „Homingverhalten“ zur Laichzeit, besuchen also die gleichen Reproduktionsgebiete in aufeinanderfolgenden Jahren (OVIDIO et al. 2007). Dies konnte bei den Sendern mit längerer Laufzeit für mindestens neun Individuen nachgewiesen werden (auch bei Barbe 4457 aus Abb. 51). Von diesem klassischen Wandermuster gab es auch Abweichungen, die jedoch nicht dem Homingverhalten widersprechen müssen. So gab es Individuen, die den gesamten Untersuchungszeitraum in Wesel verbrachten und bei denen unklar ist, ob diese Tiere tatsächlich aus dem Rhein stammen oder stationäre Lippebarben sind. Wiederum andere Barben kamen zwar aus dem Rhein, sind aber bereits im vorangegangenen Herbst in die Lippe eingezogen und bis zu den Reproduktionsstätten gewandert.

Bei den beiden Barben, die unterhalb des Wehrs Dahl besetzt wurden, konnte nicht geklärt werden, ob eine Motivation zum weiteren Aufstieg vorlag oder sich die Tiere mit den dort vorherrschenden Bedingungen arrangiert haben. Die häufigeren Meldungen unmittelbar unterhalb des Wehrs zu Hochwasserzeiten könnten eine Aufstiegs motivation anzeigen, dies bleibt jedoch spekulativ.

8.7.4. Brassen

Lediglich drei der 18 markierten Tiere sind weiter als Wesel aufgestiegen, ein Tier legte 24 km zurück, ein weiterer Brassen zeigte eine erstaunliche Wanderung von über 80 km (Abb. 53). Dies liegt deutlich über dokumentierten Wanderdistanzen von 5 – 10 km (LANGFORD et al. 1979, LANGFORD 1981, LYONS & LUCAS 2002). Betrachtet man die Verteilung von jungen Brassen in der Lippe (Abb. 54), so gibt es zwar im Unterlauf der Lippe die höchsten Dichten, diese sind mit maximal 14 Brassen pro 100 m jedoch äußerst gering. Der Brassen benötigt zur Reproduktion angebundene Stillgewässer (MOLLS 1999), in denen die Jungtiere ihre ersten ein bis zwei Lebensjahre verbringen. Stillgewässer mit hohen Dichten junger Brassen finden sich entlang der Lippe jedoch erst oberhalb von Lünen (Abb. 54), welche von stationären Lippebrassen gebildet werden. Diese unübliche Verteilung

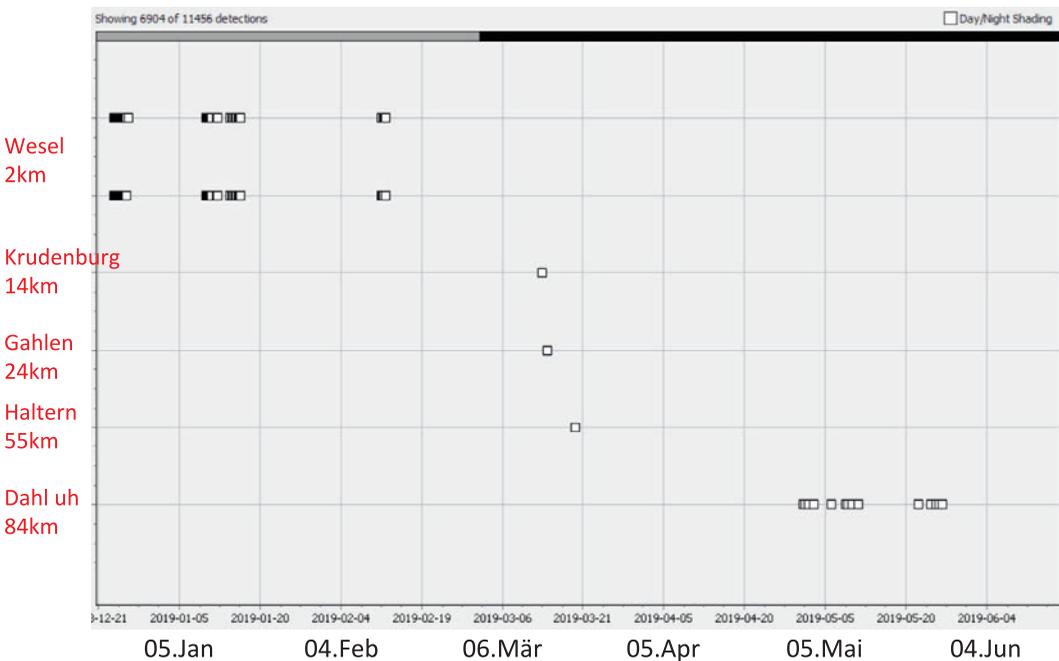


Abb. 53: Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4503, 54 cm, Markierung 29.10.2018), Ausschnitt vom 23. Dezember 2018 bis zum letzten Signal am 26.05.2019 unterhalb des Wehrs Dahl. Die nicht dargestellte Zeit von der Markierung bis Dezember wurde der Brassen regelmäßig in Wesel detektiert.

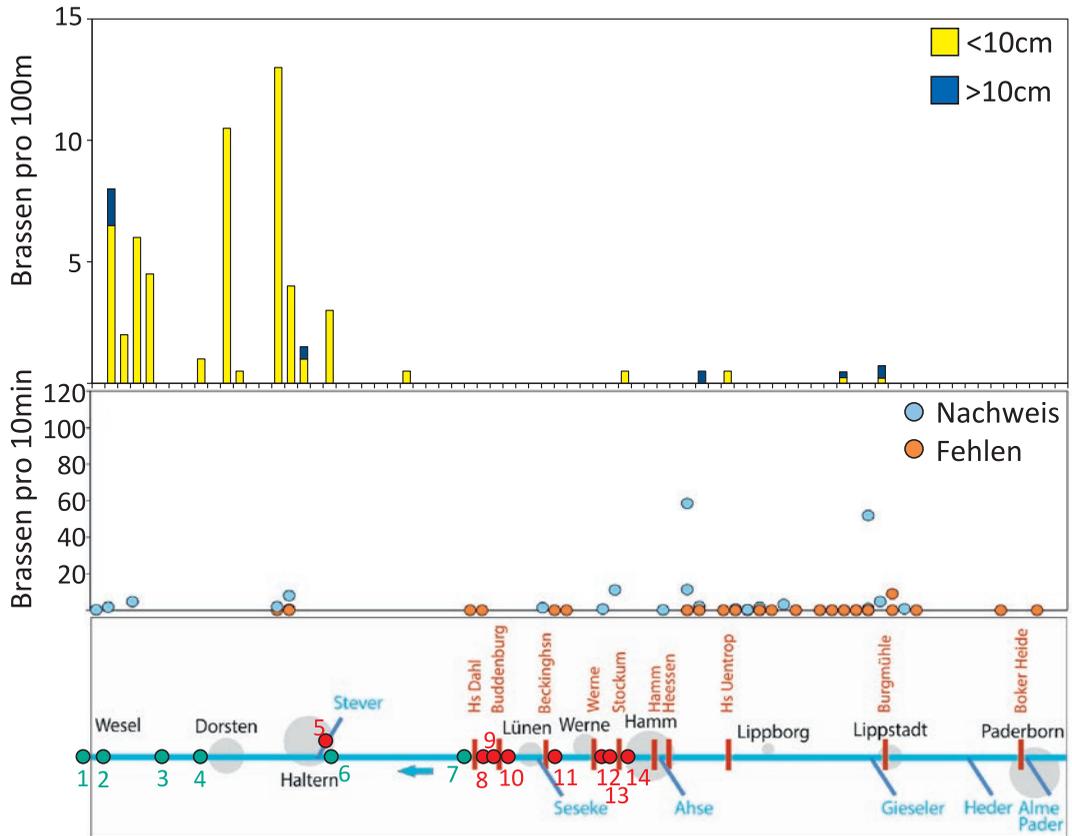


Abb. 54: Oben: Dichte und Verbreitung der jungen Brassen unter 10 cm (gelbe Balkenanteile) und über 10 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Mitte: Dichte (Brassen pro 10 min) und Verbreitung von Brassen in den besuchten Stillgewässern (graue Punkte: Nachweis, orange Punkte: Stillgewässer ohne Nachweis). Unten: Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Brassen erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht

lung von Brassen im Flussverlauf liegt schlichtweg an der Ermangelung angebundener Stillgewässer im Unterlauf der Lippe. Dies könnte erklären, warum es einen Brassen über 80 km in die Lippe zieht. Durch die Wehre wird er die Stillgewässer mit erfolgreicher Brassenreproduktion jedoch niemals erreichen. Im renaturierten Lippemündungsbereich, der über angebundene Auenbereiche verfügt, findet eine Reproduktion von Brassen statt, wenn auch in sehr geringem Ausmaß. Ob die geringe Nutzung auf die noch recht junge Renaturierung (Fertigstellung in 2014) zurückzuführen ist und Brassen in Zukunft vermehrt diesen Abschnitt wählen werden, bleibt abzuwarten. Auch oberhalb der Station 2 (Wesel) erfolgt offenbar Brassenreproduktion direkt in der Lippe, die jedoch auch hier nur in niedrigen Jungfischdichten resultierte. Durch die Besonderung konnte gezeigt werden, dass Bras-

sen aus dem Rhein in die Lippe einziehen, diese jedoch bereits von den beiden untersten Rauschen in Wesel aufgehalten werden und nur bei erhöhten Pegelständen weiterkommen, was deutliche Verzögerungen im Laichgeschehen mit sich bringen kann.

8.7.5. Döbel

Die Döbel zeigten das geringste Wanderpotenzial in dieser Studie mit nur zwei Tieren, die sich oberhalb von Wesel bewegten und auch nur an der nächsten Station (3 Krudenburg, km 14) detektiert wurden. Diese Distanzen stimmen mit denen anderer Studien markierter Döbel überein (FREDRICH et al. 2003). DE LEEUW ET AL. (2008) konnten für Döbel auch Strecken über 25 km nachweisen, dokumentierten aber auch, dass Döbel bei einer Besenderung in reich strukturierten Abschnitten kaum Wanderbewegungen zeigten. Da ein Fünftel der Döbel am Versuchsende im Rhein detektiert wurde, kann man davon ausgehen, dass die besenderten Döbel zumindest zum Teil auch hierher stammten, womit eine Laichwanderung von Döbeln aus dem Rhein in die Lippe belegt wäre. Es ist aber auch wahrscheinlich, dass einige der markierten Tiere stationäre Döbel aus dem Lippegebiet bei Wesel stammen. Bei den beiden Döbeln, bei denen Laichwanderungen durch das Erreichen einer weiteren Station klar erkennbar waren, fanden diese von Juni bis August statt. Einer von ihnen zeigte sogar ein Wiederkehrverhalten im nächsten Jahr zur gleichen Zeit (Abb. 55). Ein Zeitraum in

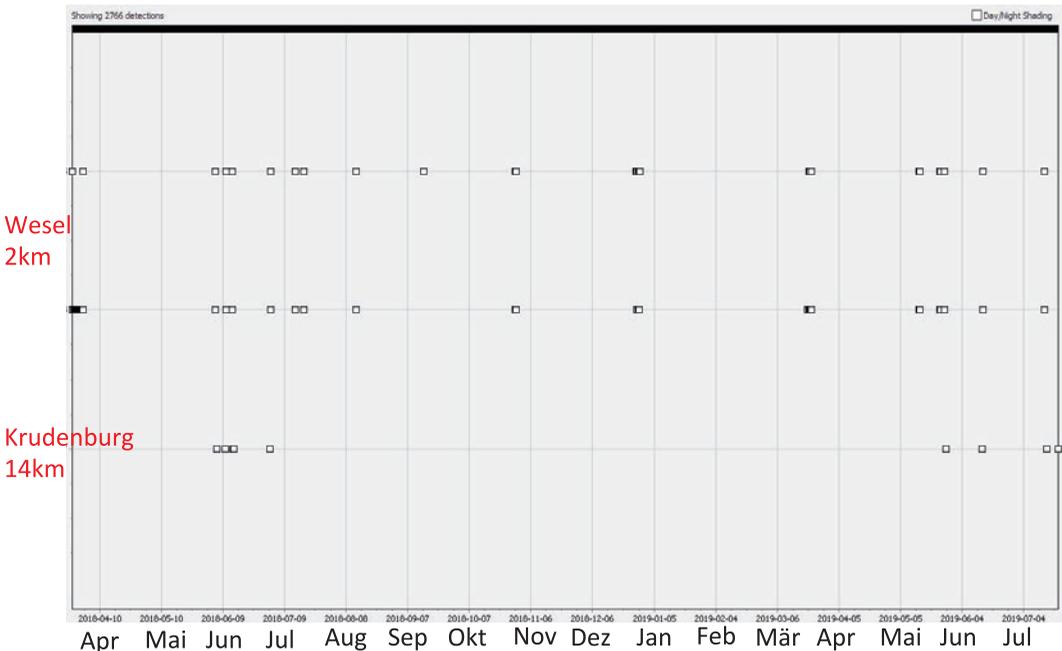


Abb. 55: Nachverfolgung der Wanderung eines Döbels (Döbel 4447, 51 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz des Döbels fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.

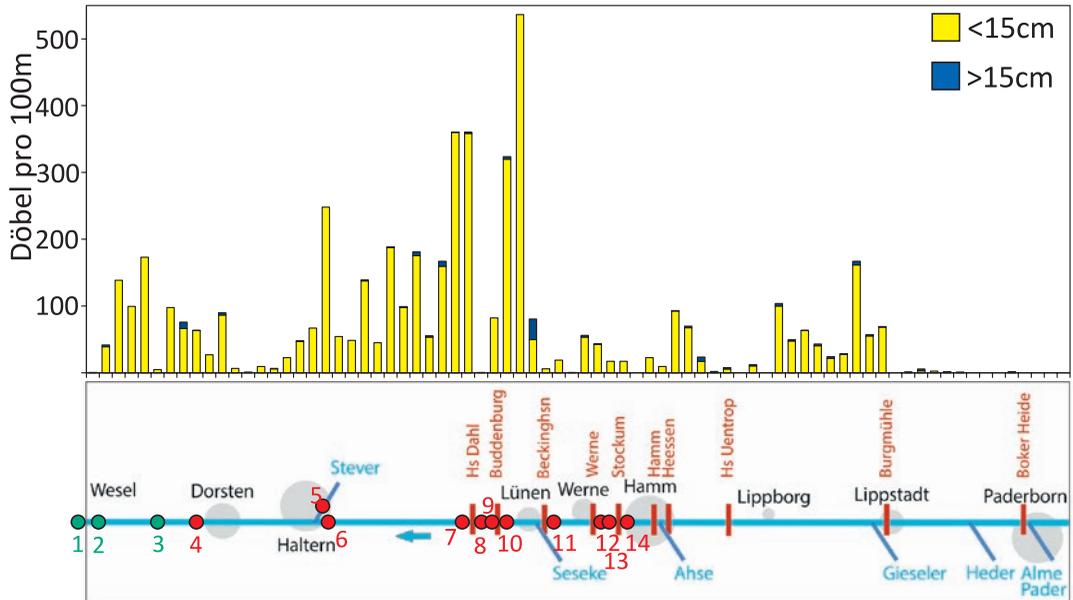


Abb. 56: Dichte und Verbreitung der jungen Döbeln unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrofischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Döbeln erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht

dem mehrere Laichvorgänge bei Döbeln auftreten können (FREDRICH et al. 2003). Diese Vermutung des mehrmaligen Ablaischens könnte durch das Hin- und Herschwimmen zwischen den beiden Stationen gestärkt werden. Der Döbel ist die häufigste heimische Art in der Lippe und scheint nicht besonders anspruchsvoll bezüglich seiner Laichhabitats zu sein. Lediglich die stark ausgebauten Bereiche oberhalb von Dorsten weisen sehr niedrige Dichten auf. Im Rest der Lippe konnten beinahe flächendeckend junge Döbel nachgewiesen werden, mit der höchsten Abundanz oberhalb des Wehrs Buddenburg (Abb. 56). Diese Reproduktion ist auf Lippedöbel zurückzuführen, wohingegen der Peak zwischen Station 2 und 3 durchaus von Rheindöbeln stammen könnte, da diese Bereiche auch von den Tieren dieser Studie angeschwommen wurden.

8.7.6. Nase

Keine andere besenderte Art zeigte eindrucksvoller die Engstellen der Durchgängigkeit der Lippe auf als die markierten Nasen. Auch wenn im Frühjahr nur eine Nase markiert wurde, so schwamm sie mit einer Geschwindigkeit von 6,8 km/d bis zum Wehr Dahl (Abb. 57). Die gewanderten Distanzen, insbesondere dieser Nase, die über 80 km geschwommen ist und die dabei erbrachten

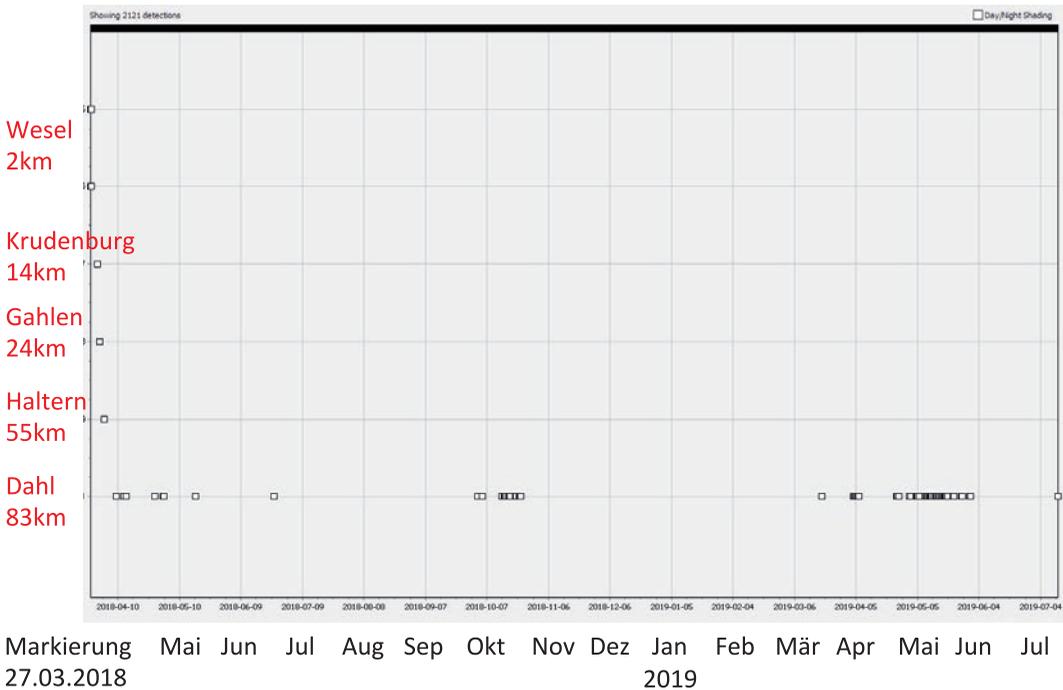


Abb. 57: Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4459, 46 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz der Nase fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.

Geschwindigkeiten liegen deutlich über dem, was in anderen Studien für Nasen in wehrregulierten Flüssen beobachtet werden konnte (OVIDIO et al. 2002, DE LEEUW et al. 2008).

Der lange Aufenthalt dieser Nase unterhalb des Wehrs Dahl von über 460 Tagen (Abb. 57) und die nicht erfolgte Rückkehr in den Rhein lassen auf eine Undurchgängigkeit dieses Wehrs schließen. Das Wehr Dahl bildet nicht nur für Nasen ein Hindernis, so konnten durch die Elektrobefischungen auch klare Ausbreitungsgrenzen für Rapfen und Aland an diesem Wehr aufgezeigt werden.

Doch nicht nur das Wehr Dahl mit seinem nicht mehr standardgemäßen Fischaufstieg (Abb. 60), sondern auch das Wehr Buddenburg, das über einen 180 m langen naturnahen Aufstieg verfügt, stellte sich als Wanderhindernis heraus. Fünf von 14 Nasen gelang es dieses Wehr zu überwinden, dazu musste es aber erst zu einem Hochwasser kommen, welches mit einer zeitlichen Verzögerung der Wanderung von über 100 Tagen einherging. Dass Nasen bei Hochwasser wandern, ist eher ungewöhnlich und zeigt den großen Drang dieser Tiere weiterzukommen. Üblich ist eine Wanderung bei sinkenden Abflüssen und zeitgleichem Anstieg der Temperatur (RACKOWITZ et al. 2008). Nasen, die bei dem Hochwasser das Wehr nicht überquert haben (bzw. konnten), kehrten nach mehrwöchigen Orientierungsphasen wieder unter das Wehr Dahl zurück. Das Wehr Stockum stellte die Endstation für die markierten Nasen dar (Abb. 58) und konnte wie erwartet von keiner Nase überwunden werden.

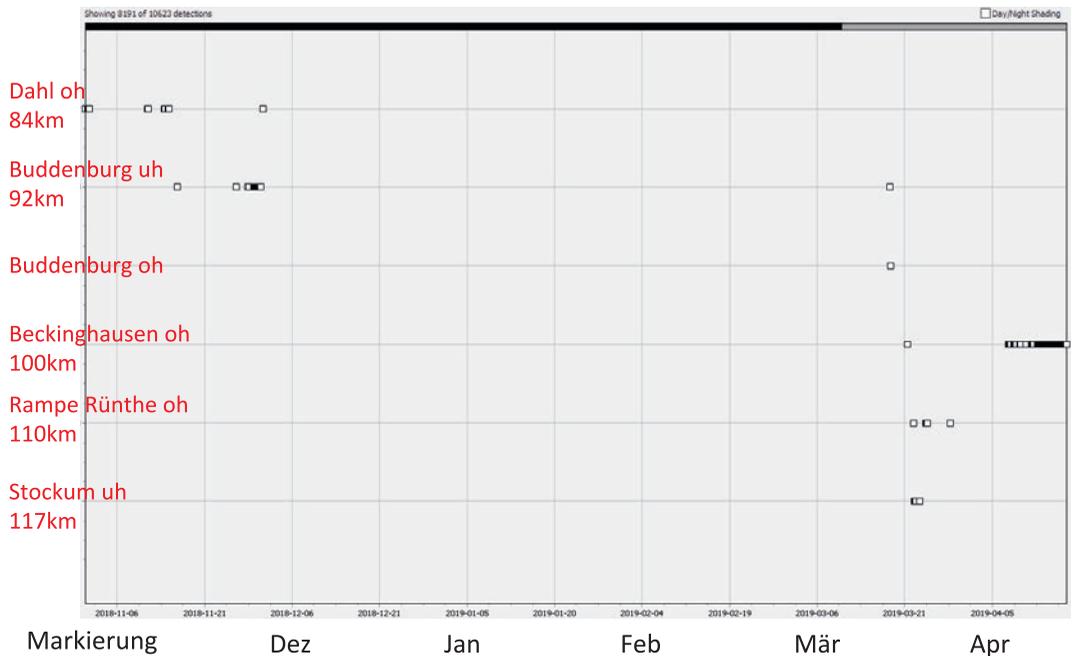


Abb. 58: Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4497, 52 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (31.10.2018) bis April 2019. Besatz der Nase fand oberhalb des Wehrs Dahls (km 84) statt.

Für die Nasen ist die nicht vorhandene Durchgängigkeit deshalb besonders problematisch, da im Unterlauf der Lippe keine bzw. kaum erfolgreiche Reproduktion stattfindet (Abb. 59). Unterhalb des Wehrs Dahl, wo sich die adulten Nasen sammeln, wie auch die Elektrofischungen zeigten (Abb. 59), konnten gar keine jungen Nasen nachgewiesen werden. Auch wenn Standorte rheophiler Arten unterhalb von Hindernissen z.B. durch ihren Sauerstoffreichtum präferiert werden (OVIDIO et al. 1997), ist es äußerst unwahrscheinlich, dass die Nasen den Standort unterhalb des Wehrs zur Laichzeit frei gewählt haben, sie sitzen hier fest. Aus anderen Flusssystemen, wie etwa der Agger ist bekannt, dass Nasen unterhalb von Wehren, ob nun notgedrungen oder bewusst, in großen Gruppen laichen (Videoaufnahmen Lindner 2020). Hier waren die Bereiche jedoch auch mit reichlich flach überströmten Kiesbetten ausgestattet, dem präferierten Laichhabitat von Nasen (MELCHER & SCHMUTZ 2010). Dies scheint in der Lippe nicht zu funktionieren, was eventuell zusätzlich auf die mangelnde Wasserqualität im Unterlauf zurückgeführt werden kann. Barben dagegen reproduzieren sich im Unterlauf der Lippe. Sie haben ähnliche Ansprüche an Laichhabitats wie die Nasen. Nasen bevorzugen jedoch eine leicht höhere Strömungsgeschwindigkeit (MELCHER & SCHMUTZ 2010). Umso wichtiger ist es, dass die Nasen oberhalb gelegene Abschnitte der Lippe erreichen. Die bedeutendste Nasenreproduktion in der Lippe findet zwischen Hamm und Lippstadt statt. Damit die Nasen aus dem Rhein diese Gebiete erreichen können, müssen zumindest die Wehre Dahl und Stockum durchgängig gestaltet werden.

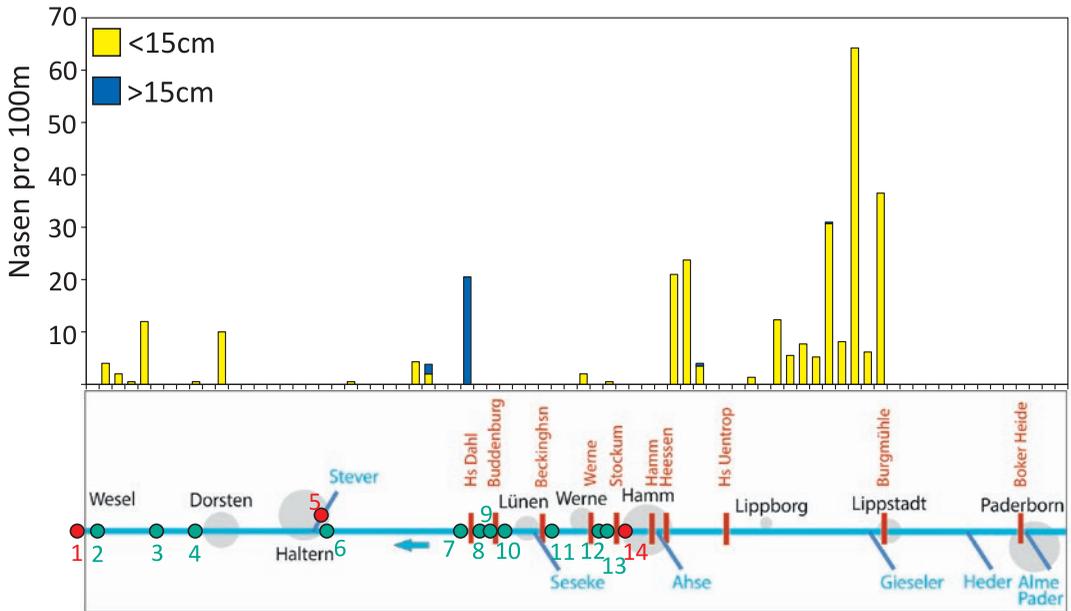


Abb. 59: Dichte und Verbreitung der jungen Nasen unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrofischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Nasen erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht. Besatzstellen der Nasen fanden sich in Wesel (Station 2) sowie unterhalb (Station 7) und oberhalb (Station 8) des Wehrs Dahl.



Abb. 60: Luftaufnahme vom Wehr Dahl (links) und Detailaufnahme des dazugehörigen Fischeufstieges

8.8. Passieren der Rauschen in Wesel

Wie die Frühjahrsbefischungen zur Beschaffung von Versuchstieren zeigten, bildet die neu angelegte Rausche bei Wesel am Lippeschlösschen unterhalb der Brücke der B8 bereits ein Wanderhindernis für Fische (Abb. 63). Gleiches ist für die unmittelbar unterhalb der Renaturierung gelegene Sohlrampe anzunehmen (Abb. 62), wenn sie nicht durch den Rhein eingestaut ist. In dieser Studie konnte nachverfolgt werden, ob und zu welchen Zeiträumen bzw. Bedingungen Fische diese beiden Rauschen passieren konnten (Registrierung an Station 1: Rhein und darauffolgende Detektion an Station 2: Wesel, Abb. 61). Folgende Fische haben beide Rauschen nachweislich passiert: 6 von 13 möglichen Barben (eine Barbe zweimal), 10 von 24 Alanden (davon drei Tiere zweimal) und 4 von 8 Döbeln. Keine der 11 Brassens ist aus dem Rhein zurückgekehrt, wobei für viele Brassens rege Meldungen an diesem Receiver vorlagen.

Bei Alanden kam es zu einer Verzögerung von bis zu 98 Tagen, bei den Barben bis zu 84 Tagen und die Döbel zeigten die längste „Wartezeit“ von bis zu 166 Tagen. Während die Barben auch bei geringen Pegelanstiegen aufsteigen konnten, warteten die Alande auf einen größeren Pegelanstieg, um die Rauschen zu passieren. Mit Abstand die meisten Tiere, nämlich 11 von 24 Fischen, die insgesamt die Rauschen überquert haben, sind im Zeitraum des höchsten Pegelstandes Mitte März (18.-24.03.2019) über die Rauschen geschwommen.



Abb. 61: Aufnahme des Lippemündungsbereiches bei Wesel mit Position der untersten Receiver (lila Blitze): dem Rheinreceiver unmittelbar in der Mündung und dem Receiver in Wesel. Zwischen den beiden Stationen (Distanz 2 km) liegen zwei Rauschen (rote Kästchen), eine flussabwärts der Renaturierung, eine flussaufwärts (© Google Earth).



Abb. 62: Sohlrampe flussabwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (Oktober 2018)



Abb. 63: Sohlrampe flussaufwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (04. Juni 2018)

Bei den Arten Aland, Döbel und Brassen kam es bei Individuen, die die Rauschen nicht überquert haben, aber regelmäßige Meldungen am Rheinreceiver auslösten, zu weitaus höheren Wartezeiten, als bei den Tieren, die die Überquerung schafften. Teilweise kam es zu ständigen Meldungen am Rheinreceiver für einen Zeitraum von über einem Jahr bis hin zu 450 Tagen (Brassen).

Die verwendete Methodik hat sich als äußerst geeignet erwiesen, um langfristige Wanderungsverfolgungen bei potamodromen Fischen über lange Distanzen zu untersuchen. Die erlangten Ergebnisse tragen maßgeblich zu dem formulierten Maßnahmenbedarf an der Lippe bei und konnten vor allem Engstellen bei der Durchgängigkeit im Vergleich zu anderen Methoden sauber aufzeigen. Kein einziger Fisch ist im Rahmen dieser Studie über das Wehr Dahl hinweggekommen, kein einziger Fisch konnte das Wehr Stockum passieren. Das Wehr Buddenburg ist zudem nur bei Hochwasser passierbar und bietet rheophilen Arten Schwierigkeiten beim Auffinden des naturnahen Umgehungsgerinnes. Auch die unteren beiden Rauschen in Wesel stellen Hürden für die Fische dar. Zwar sind sie unter bestimmten Pegelbedingungen passierbar, insbesondere Brassen sind hierdurch jedoch deutlich negativ beeinflusst. Diese Studie wurde nur mit adulten Tieren durchgeführt, eine Behinderung jüngerer oder schwimmschwacher Fische beim Einzug in die Lippe ist wahrscheinlich.

Weiter konnte diese Methodik erstmals nachweisen, dass Alande, Barben, Brassen, Döbel und Nasen aus dem Rhein in die Lippe zum Laichen einziehen und dabei auch erstaunliche Distanzen zurücklegen können. Teilweise korrelieren die Aufstiegsdistanzen sehr schön mit den dort beobachteten Reproduktionserfolgen der entsprechenden Art. Für einige Tiere mit einem implantierten V9 Sender konnten sogar Wiederkehrereignisse zu den Laichgründen im Folgejahr bestätigt werden.

9. Untersuchungen mit dem DIDSON-Sonar

Ziel des Sonareinsatzes war es, die Abwanderung von Aalen aus der Lippe sowie die Einwanderung von Neunaugen in die Lippe mündungsnah zu untersuchen. Als weiterer Aspekt wurde das Wanderverhalten von Fischschwärmen in der Winterzeit erfasst. Da zu dieser Jahreszeit keine regulären Elektrofischungen mehr stattfinden, bietet das DIDSON-Monitoring wertvolle Informationen über das oft unterschätzte Wanderverhalten im Winter.

9.1. Standort und Technik

Das DIDSON (Dual-Frequency Identification Sonar) wurde möglichst nah zur Lippemündung installiert, um auf- und absteigende Fische in das bzw. aus dem System zu orten. Als Installationsort wurde hierzu ein alter Pegelstandort bei Wesel am Alten Lippehafen gewählt (km 3, Abb. 64).

Montiert wurde das Gerät über einen Träger (Abb. 64) mit einer Ausrichtung des Schallkegels vom Uferbereich des Prallhanges in Richtung Flussmitte (Abb. 65). Die Lippe wies hier eine maximale Tiefe von 3,5 m und eine Gesamtbreite von etwa 33 m auf, wovon ca. ein Drittel durch den Schallkegel abgedeckt wurde. Der Pegel befand sich 6,5 m vom rechten Ufer entfernt, so dass die Gewässermitte als Hauptwanderkorridor absteigender Fische in der Hauptfließrinne umfangreich erfasst wurde.

Beim DIDSON handelt es sich um ein Multibeam Imaging Sonar. Es ist ein bildgebendes System, das in der Lage ist, Geschehnisse unter Wasser (im Gegensatz zu optischen Kameras) weitgehend



Abb. 64: Standort des Sonars in der Lippe bei Wesel (km 3) (links, Blickrichtung flussabwärts), das DIDSON wurde mit einer speziell dafür angefertigten Halterung an einem alten Pegel befestigt (rechts).

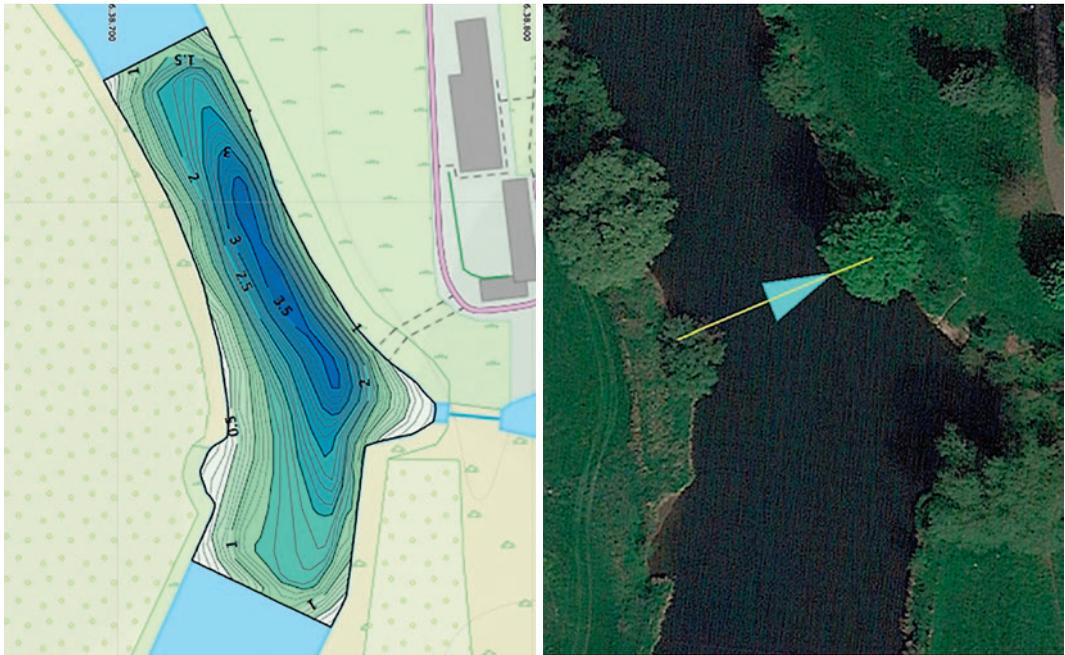


Abb. 65: Standort des DIDSON in der Lippe bei Wesel, Tiefenprofil der Untersuchungsstelle (links) und Ausrichtung des Schallkegels (blaues Dreieck, rechts). Die gelbe Linie stellt die Breite der Lippe an dieser Stelle dar (33 m zum Zeitpunkt der Messung).

unabhängig von Wassertrübung und Dunkelheit hochauflösend zu erfassen. Ein Vorteil des Sonars gegenüber Standardbefischungsmethoden ist die Möglichkeit von Langzeituntersuchungen zur Analyse von Fischabundanz, Fischlängenhäufigkeiten und diurnalen Aktivitätsrhythmen sowie Wanderbewegungen.

Diese nicht-invasive Methodik erlaubt eine Rund-um-die-Uhr-Überwachung ohne jegliche Störungen des Fischverhaltens und ermöglicht Längenmessungen ohne den Fang der Individuen. Teilweise lassen sich Individuen artspezifisch ansprechen, so etwa Aal, Wels oder Neunaugen.

Installiert wurde das Sonar am 07.11.2018 und verblieb bis zum 19.04.2019 in der Lippe.

Aale und Neunaugen ließen sich anhand ihres Schwimmverhaltens, welches bei Neunaugen und ihrer wellenförmigen Schwimmweise wesentlich „hektischer“ ausfällt, leicht auseinanderhalten. Von den registrierten Individuen wurde jeweils die Wanderrichtung (ab- oder aufsteigend), das Datum, die Uhrzeit und die Totallänge [cm] sowie der Abstand zum Sonar vermerkt. Als Schwarm wurden Fischanhäufungen definiert, die sich gemeinsam gerichtet im Verbund bewegten. Als Schwellenwert wurde hier eine Anzahl von acht Individuen gewählt. Alle drei Themenkomplexe wurden für den Zeitraum vom 15. November 2018 bis 15. Dezember 2018 umfangreich durch eine manuelle Sichtung aller Sequenzen ausgewertet. Eine Bachelorarbeit der Universität zu Köln (REISNER 2019) beschäftigte sich zudem mit dem Abstiegsverhalten der Aale für einen erweiterten Zeitraum bis Ende Januar 2019.

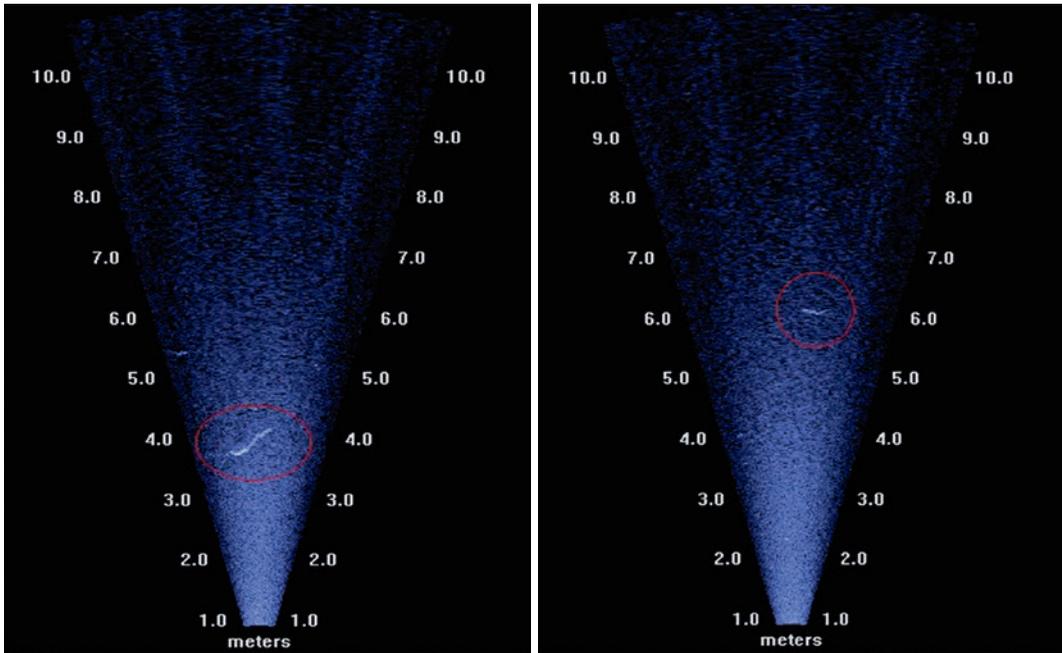


Abb. 66: Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen: links ein absteigender Aal, rechts ein aufsteigendes Neunauge. Der Schallkegel richtet sich vom rechten Ufer in Richtung Gewässermittle, so dass die Fließrichtung in den Ausschnitten von links nach rechts ist. Die Zahlen geben den Abstand [m] zum Sonaremitter an.

9.2. Aal

Die Abwanderung von Blankaalen findet gewöhnlich im Zeitraum von Oktober bis Dezember statt. Einige wenige Aale beginnen bereits ab August zu wandern oder steigen erst mit kommendem Frühling ab (VØLLESTAD et al. 1986, ACOU et al. 2008). Wanderraten sind abhängig von der Temperatur und dem Abfluss (VØLLESTAD et al. 1986, ACOU et al. 2008), wobei hohe Wassertemperaturen und niedrige Abflussraten den Start der Wanderung nach hinten verschieben. Höchste Abwanderraten treten bei Wassertemperaturen von 9 °C auf, wohingegen kaum Wanderbewegungen bei unter 4 °C oder über 18 °C dokumentiert sind (VØLLESTAD et al. 1986).

Insgesamt konnten in dem untersuchten Monat von Mitte November bis Mitte Dezember 372 absteigende Aale erfasst werden. Bei der Anzahl der abwandernden Aale pro Tag kam es zu zwei deutlichen Abwanderungsspeaks um den 4. Dezember mit einem Höchstwert von 93 Aalen sowie um den 9. Dezember (67 Aale, Abb. 67). An beiden Tagen kam es zu erhöhten Abflussmengen, was als ein Auslöser für die Aalabwanderung bekannt ist (VØLLESTAD et al. 1986) und somit auch für die Lippe belegt werden konnte. Es könnten bereits im Vorfeld der Untersuchung im Monat Oktober Individuen abgewandert sein. Die äußerst niedrigen Abwanderungszahlen in der zweiten Novemberhälfte lassen jedoch vermuten, dass die im Untersuchungszeitraum detektierten Aale einen

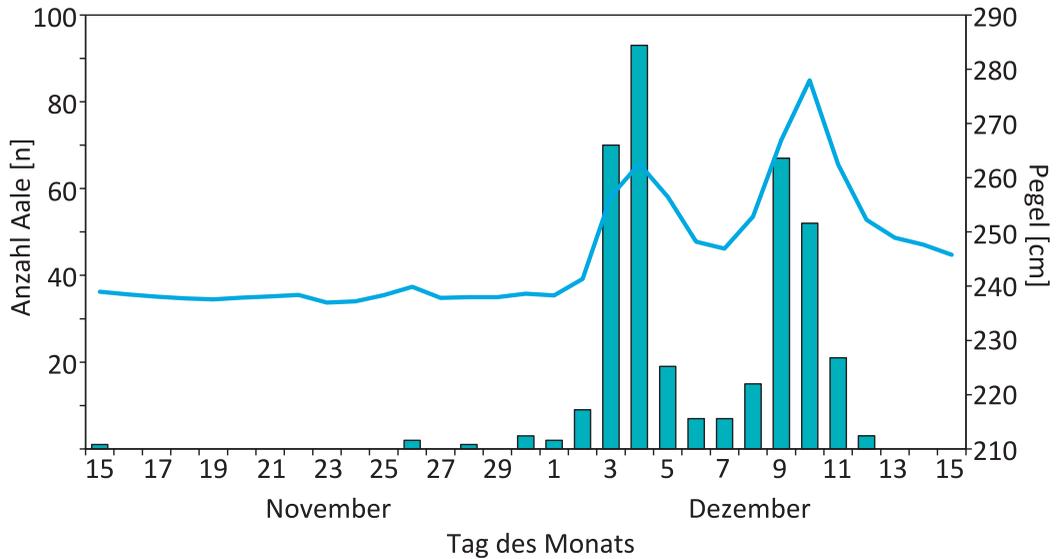


Abb. 67: Anzahl aller detektierten Aalabwanderungen in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 372) in Relation zu den vorherrschenden Pegelständen an der Station Wesel-Fusternberg (blaue Linie, Daten bereitgestellt vom Lippeverband).

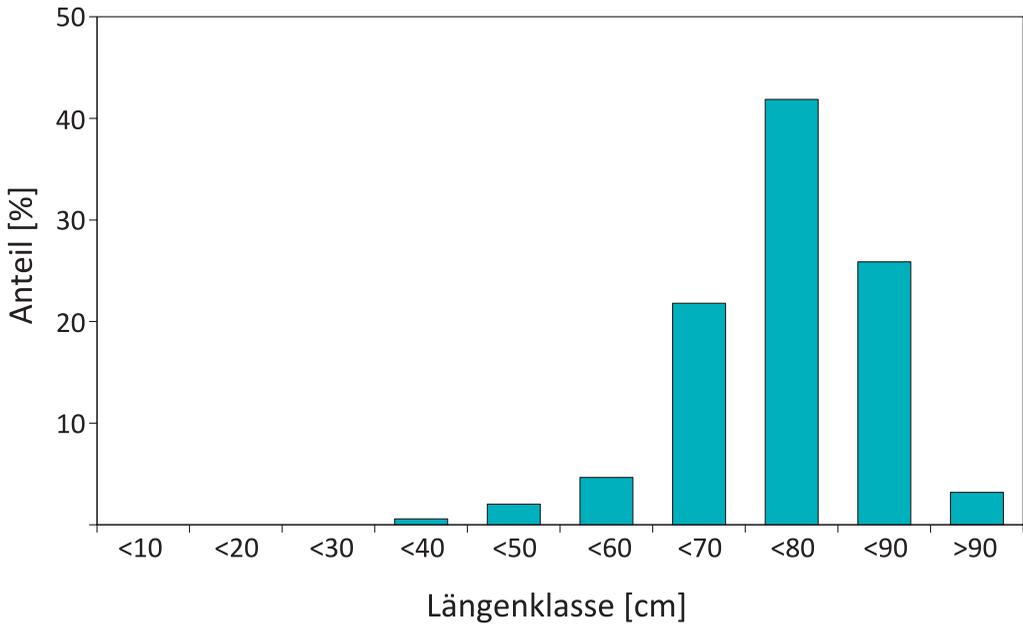


Abb. 68: Längenhäufigkeitsverteilung der absteigenden Aale vom 15.11.-15.12.2018, n = 344

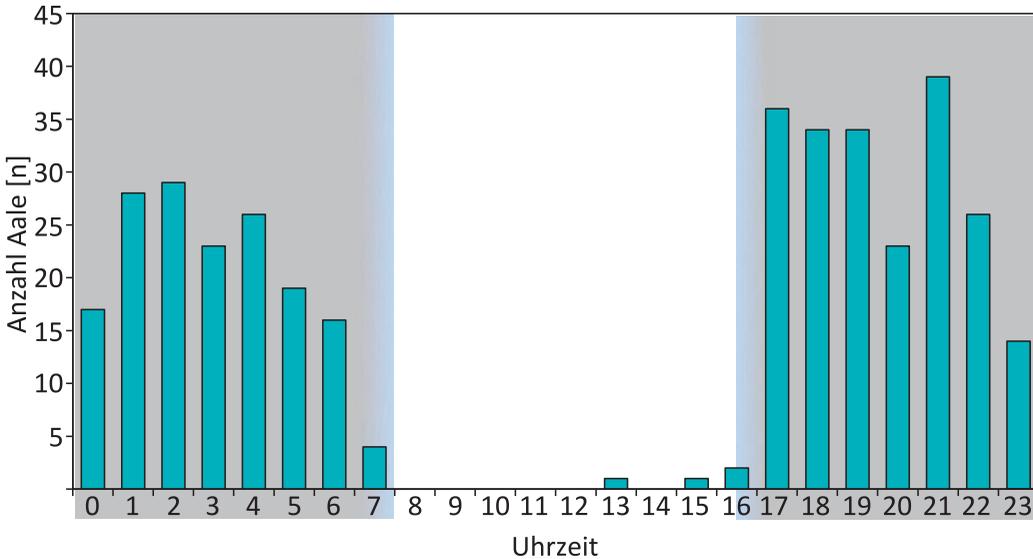


Abb. 69: Diurnaltät der abwandernden Aale (n = 372) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis

Großteil der abwanderungswilligen Aale der Saison abbilden. Auch die vorherrschenden Temperatur- und Abflussbedingungen in der Lippe im trockenen Jahr 2018 stärken diese Annahme.

Das Spektrum der gemessenen Totallängen der absteigenden Aale reichte von 36 bis 98 cm. Bei den abwandernden Tieren überwiegen die Längensklassen von 70 bis 90 cm (Abb. 68). Im Mittel waren die absteigenden Aale 74 ± 10 cm lang, was dokumentierten Längensklassen von Blankaalen entspricht (DOENNI et al. 2001). Gewandert sind die Aale fast ausnahmslos in den Dunkelphasen. Höchste Wanderaktivitäten wurden in der Zeit zwischen 17 und 22 Uhr detektiert (Abb. 69).

Um das Abwanderpotenzial von Aalen der Lippe einordnen zu können, erfolgte eine grobe Hochrechnung: Die mittlere Dichte von Aalen in der Lippe betrug im Untersuchungs Jahr 2018 $5,3 \pm 7$ Aale pro 100 m Uferlinie. Da der Aal in der gesamten Lippe vertreten ist, entspricht dies hochgerechnet auf die Lauflänge der Lippe (220 km) knapp 12.000 Aalen. Geht man davon aus, dass es sich bei 2 – 3 % aller Aale um Blankaale gehandelt hat (DOENNI et al. 2001), entspräche dies 240 bis 360 abwanderungsbereiten Blankaalen im Jahr 2018. 372 abwandernde Aale, wovon jedoch nicht bekannt ist, ob diese tatsächlich Blankaale waren, konnten in dem Untersuchungszeitraum detektiert werden. Dies würde mit der berechneten Quote ziemlich gut übereinstimmen. Hierbei handelt es sich jedoch um eine theoretische Kalkulation, da keine Daten bezüglich der physiologischen Zustände der Aale (Gelbaal oder Blankaal) in den Untersuchungen erhoben wurden und die Dichten aus den Elektrofischungen unterrepräsentiert sein könnten (POLAČIK et al. 2008). Möglicherweise wurde auch nicht der gesamte Wanderzeitraum und -korridor durch die Sonaruntersuchungen erfasst. Die Ergebnisse geben jedoch einen Einblick in das Aalabstiegspotenzial der Lippe, zu dem bisher keinerlei Daten existierten.

Aalbestandsschätzungen für gesamte Flüsse oder deren Abschnitte sind äußerst schwierig und daher kaum zu finden. Studien aus dem Hochrhein (DOENNI et al. 2001) belegen nach Fang-Wiederfangbefischungen im Jahr 2000 einen sehr hohen Aalbestand von 350 Aalen pro 100 m Uferlinie, was einer Gesamtsumme von etwa 1 Million Aalen für den Hochrhein gleichkäme, wovon etwa 2 – 3 % als Blankaale eingestuft werden konnten. 28.000 Aale wurden in der Saison als Absteiger dokumentiert, was der Quote von 2 - 3 % des Bestandes entsprechen würde. In der Lippe sind die Bestandsdichten des Aals wesentlich geringer, die erhobenen Abwanderzahlen stimmen jedoch mit dem errechneten Potenzial der Lippe überein. Verglichen mit dem Nordrhein-Westfälischen Teil des Rheins mit Aaldichten von etwa 1,3 Aalen pro 100 m im Jahr 2017 (STAAS et al. 2019), liegt die Lippe mit einer Aaldichte von 5,3 Aalen pro 100 m deutlich höher. Der Aalbestand sowohl des Rheins als auch der Lippe liegen jedoch noch deutlich unter den historischen Bestandszahlen und fußen maßgeblich auf den umfangreichen Besatzmaßnahmen von Angelvereinen und des Landes.

Die Lippe ist im Gegensatz zu anderen Fließgewässern heute nur noch mit einer geringen Anzahl von Wasserkraftanlagen verbaut, Wehre finden sich jedoch insbesondere im Mittellauf der Lippe zahlreich. Querbauwerke im Allgemeinen können die Abwanderung von Blankaalen behindern und zeitlich verzögern, was mit einer Konditionsschwächung der Aale einhergeht (BEHRMANN-GODEL et al. 2003, ACOU et al. 2008, OKLAND et al. 2017). Daher ist für den Aalabstieg die Durchgängigkeit der Lippe von großer Bedeutung.

9.3. Flussneunauge

Im Untersuchungszeitraum vom 15.11. bis 15.12.2018 konnten insgesamt 183 aufsteigende Flussneunaugen detektiert werden. Jeweils ein Tier konnte bereits am 17. November und am 30. November registriert werden, der eigentliche Aufstieg begann ab dem 03. Dezember mit einem Höchstwert von 38 Flussneunaugen am 11. Dezember 2018 (Abb. 70). Die Längenhäufigkeitsverteilung zeigt ein Größenfenster von 26 bis 44 cm Totallänge (Abb. 71). Mit einem Mittelwert von 36 ± 3 cm können diese Individuen eindeutig als Flussneunaugen und nicht als Meerneunaugen identifiziert werden, die deutlich größer wären (> 60 cm) und auch erst später in der Saison wandern (KELLY et al. 2001). Wie auch die Aale wanderten die Neunaugen lediglich in den Dunkelphasen (Abb. 72). Während die Aale jedoch vermehrt zu Beginn der Nacht abwandern, steigen die Flussneunaugen mitten in der Nacht zwischen 23 Uhr und 2 Uhr morgens konzentriert auf. Auch andere Studien konnten bei Flussneunaugen reine Nachtwanderungen beobachten, mit verstärkten Aufstiegen bei angestiegenem, trübem Wasser (KELLY et al. 2001), wie es auch hier der Fall war.

Flussneunaugen zeigen eine große Plastizität bei ihrer Aufstiegszeit, die von September bis zum Juni nächsten Jahres reichen kann (KEMP et al. 2011). Studien in Deutschland belegen jedoch den Zeitraum von Mitte November bis Mitte Dezember als Hauptwanderzeit mit einer weiteren Spitze im folgenden Frühjahr für die Flüsse Ems, Weser und Elbe (EDLER 2012). Die dort mittels Reusen gefangenen Individuenzahlen übersteigen jedoch bei Weitem die hier detektierten Abundanzen von 183 Aufsteigern. So wurden in der Ems über 22.000, in der Weser über 65.000 und in der Elbe über 20.000 Flussneunaugen von Ende 2009 bis Frühjahr 2010 nachgewiesen. Auch für die Lippe bzw. den Unterlauf der Stever gibt es Berichte, dass hier früher massenhafte Aufstiege stattgefunden haben (Stiller mdl.). Bei Reusenkontrollen am Wehr Beckinghausen wurden in den Jahren 1998 bis

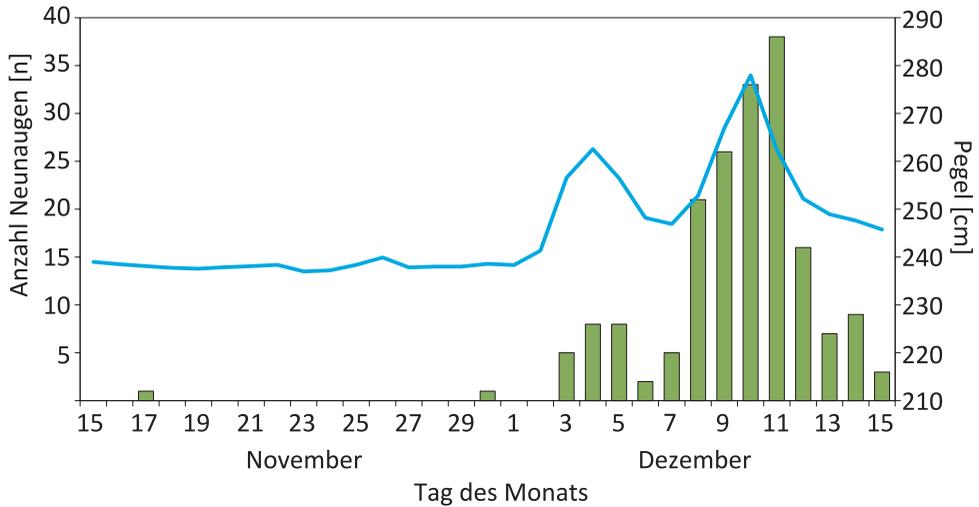


Abb. 70: Anzahl aller detektierten Flussneunaugenaufstiege in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 183) in Relation zu den vorherrschenden Pegelverhältnissen an der Station Wesel-Fusternberg (blaue Linie, Daten bereitgestellt vom Lippeverband).

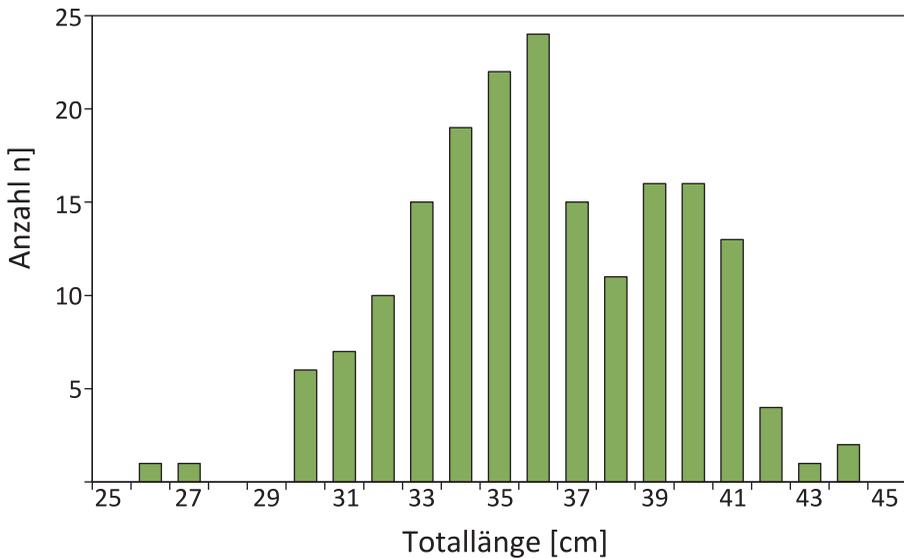


Abb. 71: Längenhäufigkeitsverteilung der aufsteigenden Flussneunaugen vom 15.11.-15.12.2018, n = 183

2000 noch 382 Flussneunaugen gefangen (SPÄH 2000a). Die in dieser Studie durchgeführten Reusenkontrollen konnte dagegen lediglich ein Flussneunauge im März 2019 detektiert werden. Es ist nicht bekannt, wie weit die durch die Sonaruntersuchung detektierten Flussneunaugen in die Lippe ein-

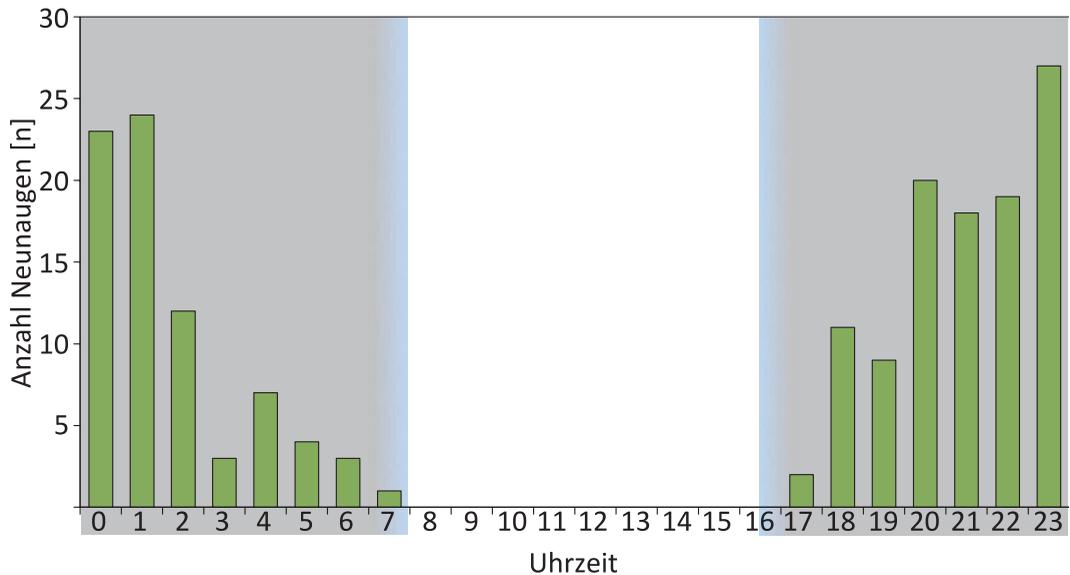


Abb. 72: Diurnalität der aufsteigenden Flussneunaugen (n = 183) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis 23:59 Uhr. Dunkel- und Dämmerungsphasen sind farbig hinterlegt.

ziehen. Abbildung 73 zeigt die Verbreitung von Bach- und Flussneunaugen Querdern und Transformern, die mögliche Hinweise auf Reproduktionsareale geben kann. Demnach gibt es in der Lippe offenbar Laichareale im Unterlauf der Lippe, für die kein Wehr überwunden werden muss, im Jahr 2018 konzentrierte sich dieses Gebiet im Raum Haltern. Auch der renaturierte Auenbereich der Lippemündung stellte sich in den vergangenen Jahren als Laichhabitat dar, in dem sogar ein Meerneunaugentransformer gefangen werden konnte (GERTZEN 2016b, diese Studie). Adulte Flussneunaugen wurden seit 1998 zwischen der Mündung und Hamm-Stockum in jährlich und örtlich sehr unterschiedlicher Zahl nachgewiesen. Dabei überwandern die Tiere offenbar auch mehrere Fischaufstiege, aber das Wehr Stockum stellt selbst unter günstigen Bedingungen das Ende der Wanderstrecke dar. Es ist davon auszugehen, dass potenzielle Laichhabitats oberhalb der vielen Wehre für

Auch wenn die hier festgestellten Aufstiegszahlen mit 183 Individuen nicht vergleichbar mit früheren Zahlen sind, lässt das darauf hoffen, dass sich die Bestände dieser FFH-Art in Zukunft stabilisieren. Flussneunaugen, die nicht so hohe Ansprüche an ihre Laichhabitats stellen wie andere lithophile Arten, haben sich in den letzten Jahren offenbar an verschiedenen Stellen des Unterlaufes der Lippe erfolgreich reproduziert. Für den Weg flussaufwärts nutzen sie auch einige der vorhandenen, nicht optimalen Aufstiege an den Wehren. Damit die Tiere auch den Oberlauf der Lippe erreichen und somit höhere Bestandszahlen erzielen können, ist es vordringlich, dass auch für Neunaugen nicht überwindbare Wehr Stockum rückzubauen.

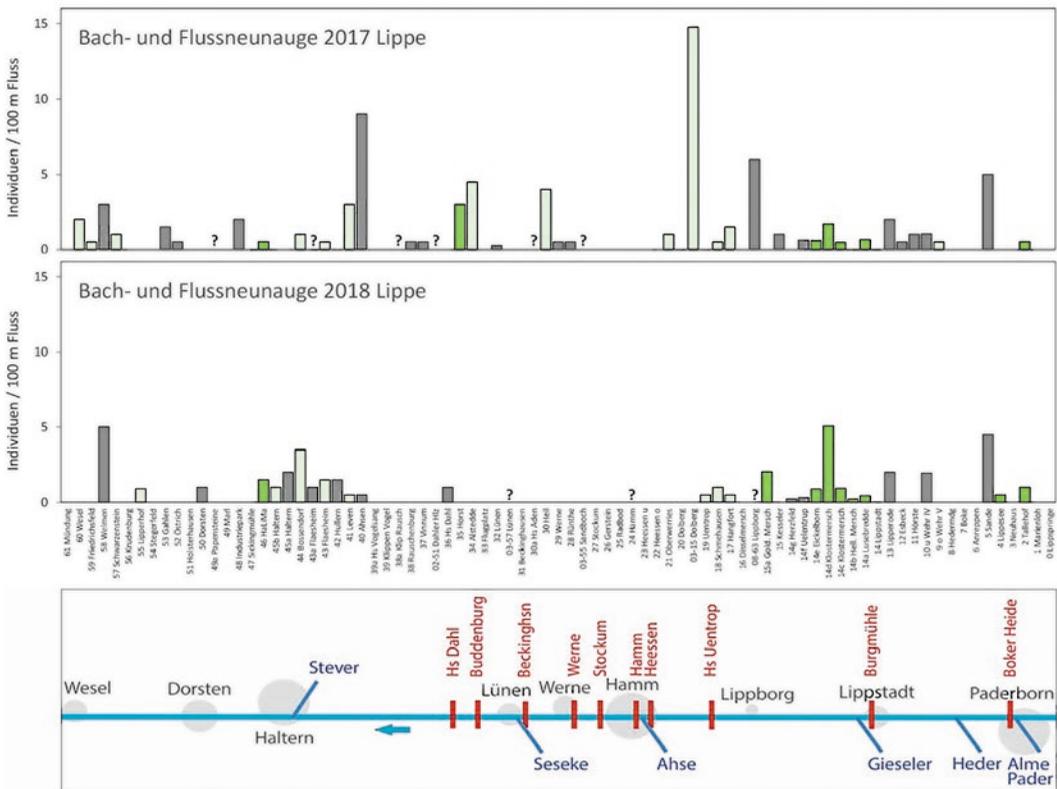


Abb. 73: Verbreitung und Häufigkeit von Bach- und Flussneunauge (*Lampetra planeri* und *Lampetra fluviatilis*) 2017 und 2018 in der Lippe. Grau = ausgebauter Strecke, Hellgrün = Entfesselung, Grün = naturnahe Strecke, ? = Strecke wurde in dem Jahr nicht befischt

einen Großteil der Flussneunaugen nicht zu erreichen sind. Markierungsstudien konnten belegen, dass die meisten Fischaufstiege für Neunaugen nicht geeignet sind und von nur 0-5 % aller Neunaugen erfolgreich passiert werden können (FOULDS et al. 2013).

9.4. Schwärme

Schwärme wurden registriert als Anhäufung von mindestens acht Fischen mit räumlicher Nähe und ähnlichem Schwimmverhalten. Die Anzahl der Fische eines Schwarms konnte hierbei nicht manuell erfasst werden und variierte stark (Abb. 74). Die im Folgenden gezeigten Ergebnisse spiegeln demnach keine Biomassen oder Abundanzen wider, sondern das Verhalten und die Häufigkeit von Schwärmen jeglicher Größe.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 1.914 Schwärme erfasst. Zu Schwarmwanderungen kam es vermehrt in der ersten Hälfte des untersuchten Zeitraumes mit einer Spitze von über

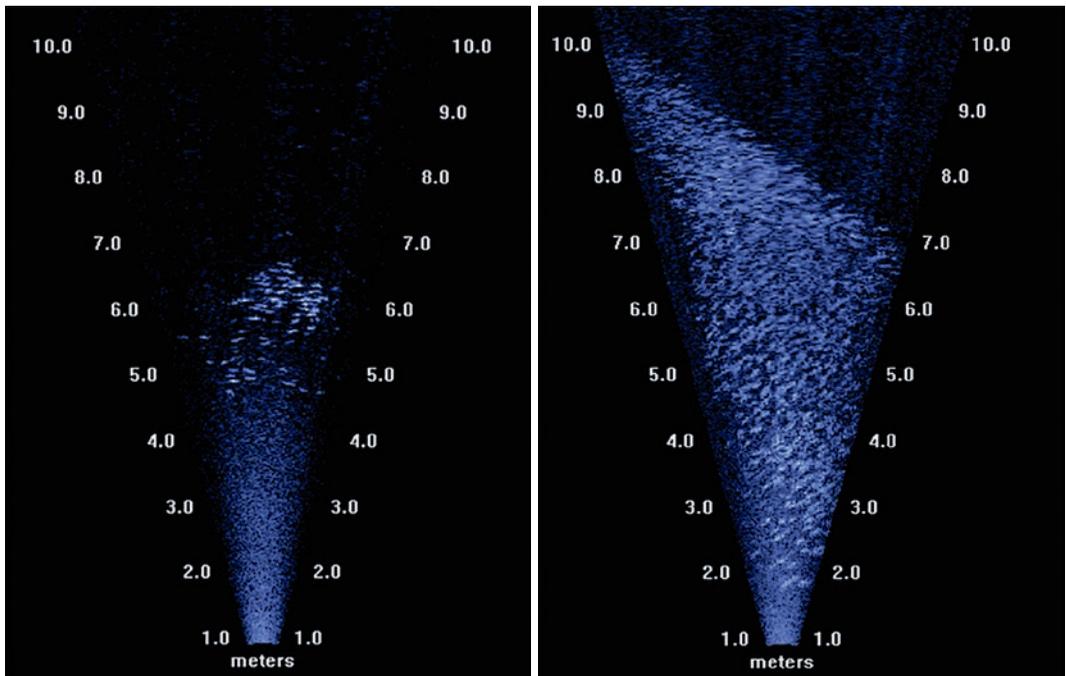


Abb. 74: Beispiele von abwandernden Schwärmen aus DIDSON-Sequenzen: links ein eher kleiner Schwarm, rechts ein riesiger Schwarm, jeder einzelne helle Punkt stellt einen Fisch dar. Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].

300 detektierten Schwärmen am 20. November 2018 (Abb. 75). Im Dezember 2018 kam es zu weiteren Spitzen einhergehend mit den Pegelanstiegen am 5. und 11. Dezember. Der Großteil der dokumentierten Schwärme (77 %) bewegte sich flussabwärts, nur 8 % der Schwärme stiegen in die Lippe auf. 15 % der Schwärme hielten sich für längere Zeit im Schallkegel auf, ohne ein differenziertes Auf- oder Absteigeverhalten zu zeigen.

Die Diurnalität der Schwarmbewegungen zeigt eine deutliche Wanderpräferenz für die Dämmerungsphasen (Abb. 76), unabhängig davon in welche Richtung die Fische zogen. Lässt man die präferierten Dämmerungszeiten unbeachtet, gab es generell häufiger Schwarmbewegung am Tag als in der Nacht. Die großen Schwärme wie in Abbildung 74 (rechts) dargestellt traten beinahe ausschließlich in den Dämmerungsphasen auf.

Fischwanderungen werden dadurch initiiert, dass räumliche und/oder zeitliche Unterschiede in der Habitatqualität auftreten, bedingt durch eine Änderung der Habitate selbst oder auch der Anforderungen der Fische an das Habitat, z.B. durch Wachstum. Wie auch in vielen anderen Studien war das Wanderverhalten der Schwärme sowohl abhängig von den Lichtbedingungen als auch von den Abflüssen, wobei höhere Abflüsse die Migrationszahlen ansteigen ließen (Review von JONSSON 1991).

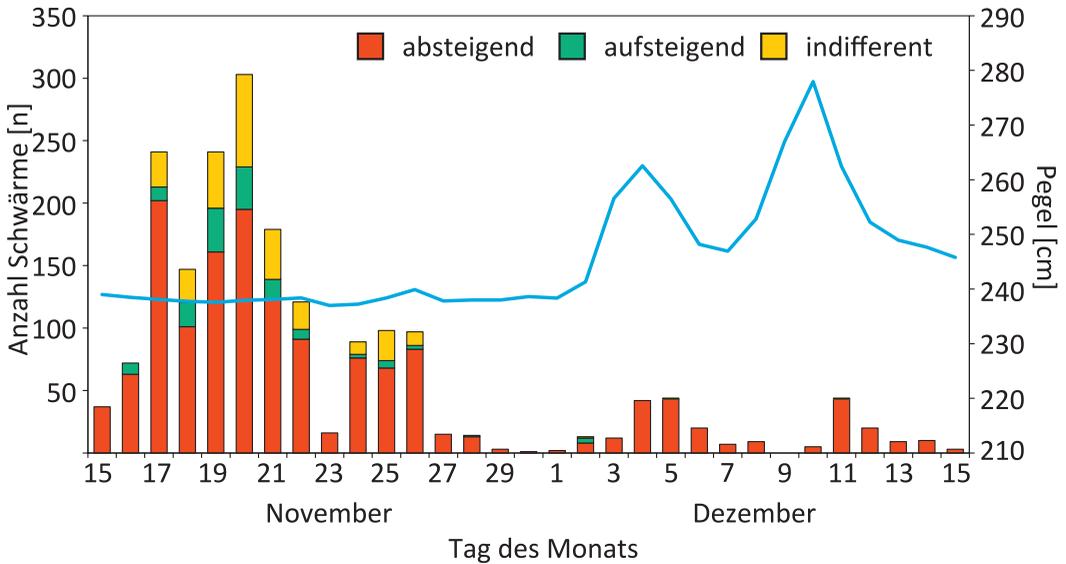


Abb. 75: Anzahl aller detektierten Schwärme in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 1.914) in Relation zu dem vorherrschenden Pegelstand (blaue Linie) an der Station Wesel-Fusternberg (Daten bereitgestellt vom Lippeverband). Gelbe Balkenanteile entsprechen indifferenten Schwärmen, grüne Anteile aufsteigenden Schwärmen und rote Anteile absteigenden Schwärmen.

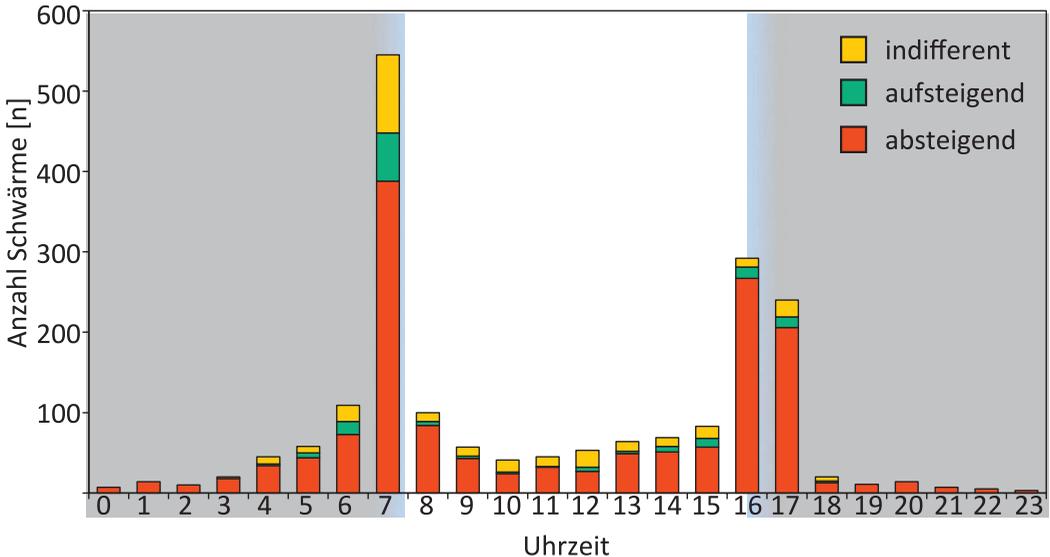


Abb. 76: Diurnaltät aller detektierten Schwärme (n = 1.914) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis 23:59 Uhr. Dunkel- und Dämmerungsphasen sind farbig hinterlegt. Graue Balkenanteile entsprechen indifferenten Schwärmen, blaue Anteile aufsteigenden Schwärmen und rote Anteile absteigende Schwärmen.

Generell ist über die Wanderung ganzer Fischschwärme bisher sehr wenig bekannt, da diese sich nur über wenige, meist sehr zeitaufwändige Methoden tatsächlich erfassen lassen (z. B. HEERMANN & BORCHERDING 2006). Fischbewegungen in großen Schwärmen zwischen Oktober und Dezember deuten darauf hin, dass die Tiere auf der Suche nach einem geeigneten Winterlager sind (BRODERSEN et al. 2011), wobei der Zeitpunkt der Wanderung ausschlaggebend für den Überwinterungserfolg ist. Es ist bekannt, dass Fische im Winter zu großen Schwärmen aggregieren und laterale Wanderungen von Stillgewässern in die angebundenen Flüsse durchführen, wo sie profitablere Bedingungen vorfinden (BORCHERDING et al. 2002, BRODERSEN et al. 2011). 77 % der 1.914 detektierten Schwärme mit teilweise mehreren Tausend Individuen sind flussabwärts gewandert, nur 8 % stiegen in die Lippe auf. Es ist daher davon auszugehen, dass ein Großteil der hier erfassten Schwärme mutmaßlich für eine Überwinterung in den Rhein gezogen ist. Eine derart dokumentierte longitudinale Abwanderung großer Fischschwärme von einem Fließgewässer in das nächstgrößere ist unserem Wissen nach bisher nicht bekannt. Es konnte bisher auch nicht geklärt werden, ob diese Tiere später wieder in die Lippe zurückziehen oder final in den Rhein abgewandert sind. Eine grobe Durchsicht des Materials aus dem verlängerten Einsatz des DIDSON bis ins Frühjahr 2019 offenbarte keine massenhaften Aufstiege zurück in die Lippe. Der Zeitraum endete jedoch im April, so dass eine Rückwanderung später im Jahr nicht ausgeschlossen werden kann. Die DIDSON Untersuchungen lieferten somit einen spannenden Hinweis auf das Abwanderpotenzial großer Fischschwärme, von denen der Rhein profitiert. Weitere Untersuchungen zu dem Ausmaß dieser Wanderungen und Artzusammensetzung der Schwärme wären wünschenswert.

9.5. Zusätzliche Beobachtungen

Aufgrund des durchgehenden Einsatzes des DIDSON sind Aufnahmen entstanden, die mit den anderen Methoden nicht hätten erfasst werden können. So konnte zum Beispiel das Schwarmverhalten von Fischen dokumentiert werden, die durch einen Kormoran angegriffen werden (Abb. 78) oder mehrere Welse erfasst werden, die über 1,8 m Totallänge aufwiesen (Abb. 79). Diese Längensklasse konnte durch Elektrobefischungen oder Reusenkontrollen in der Lippe bisher nicht nachgewiesen werden.

Die Schwärme setzten sich in einem Großteil der Fälle aus eher kleinen Fischen (< 20 cm) zusammen, Ansammlungen größerer Fische waren selten. Abbildung 79 (rechts) zeigt eine Ausnahme von insgesamt sieben größeren Individuen (ca. 50 cm) zusammen im Blickfeld des Sonars, die in der Lippe aufgestiegen sind.

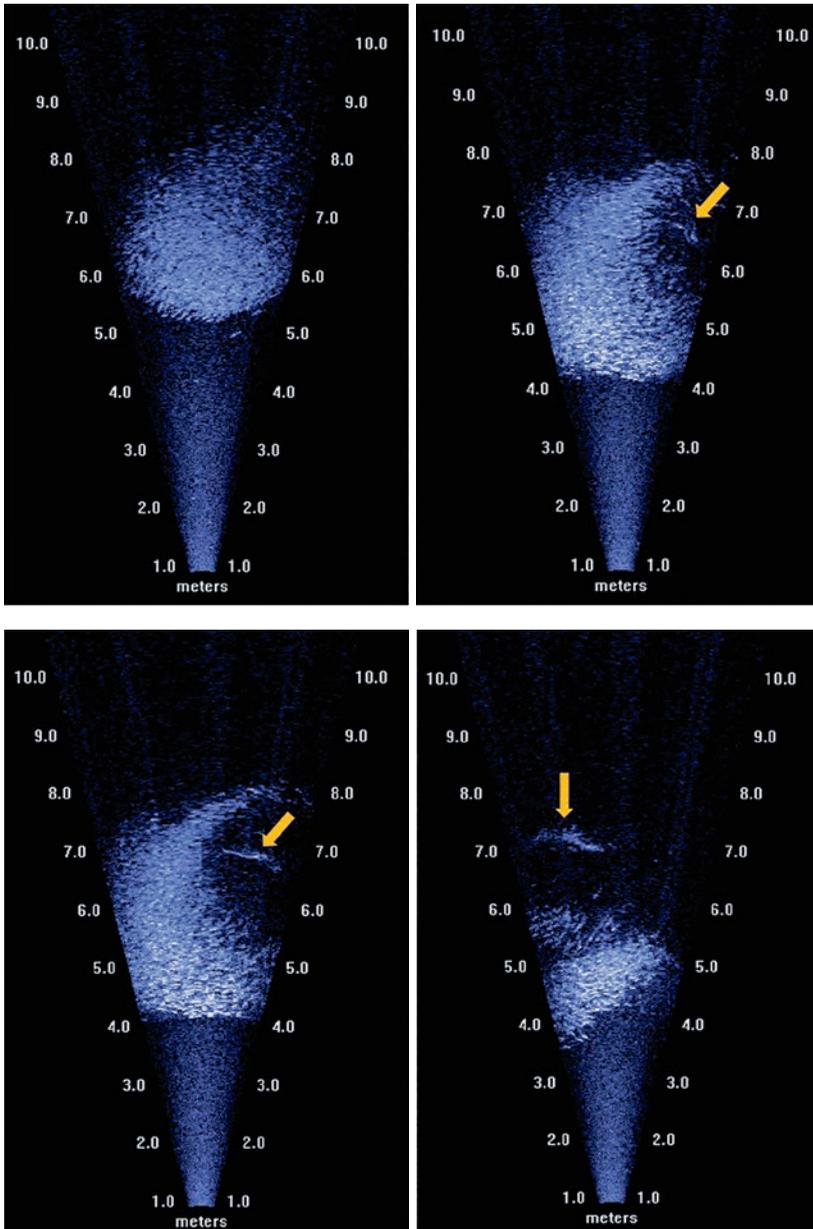


Abb. 78: Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen in zeitlich geordneter Abfolge: oben links typische Schwarmverdichtung, oben rechts erscheint ein Kormoran (gelber Pfeil), der den Schwarm zum Ausweichen bewegt. Unten links: Eintauchen des Kormorans (gelber Pfeil) in den Schwarm und Rückkehr des Kormorans mit Schwimmrichtung nun von links nach rechts (gelber Pfeil, rechts unten). Fließrichtung ist von links nach rechts in allen Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].

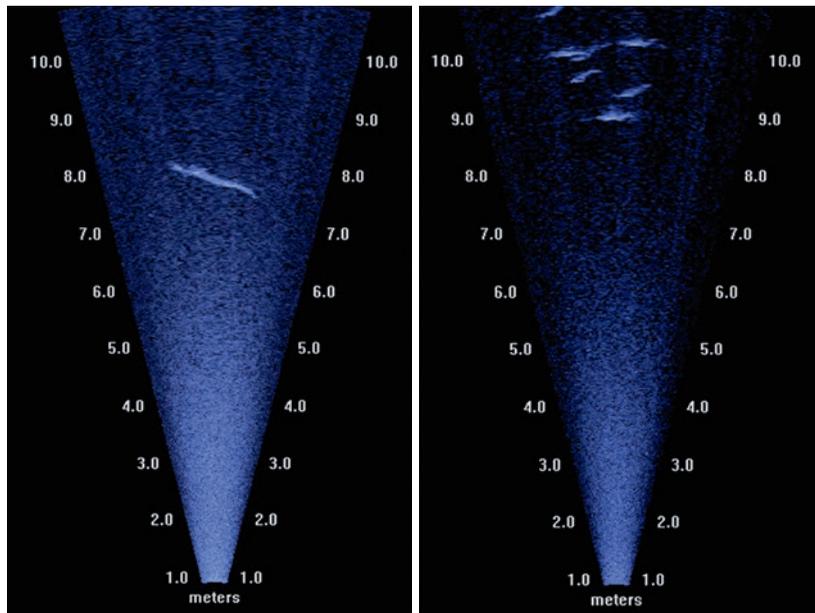


Abb. 79: Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen: links ein Wels von etwa 1,8 m Länge, rechts Ansammlung von sieben größeren Fischen um die 50 cm. Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].

Obwohl die manuellen Auswertungen der DIDSON-Daten zeitaufwändig und Erfahrungen im Umgang mit Hard- und Software unerlässlich sind, lieferte der Einsatz dieser innovativen Technologie interessante Ergebnisse u.a. zum Potenzial der Aalabwanderung in der Lippe, Eindrücke in den Neunaugenaufstieg und lieferte Hinweise darauf, dass der Rhein als Überwinterungslager für Tausende von Lippefischen dient, eventuell sogar als endgültiger Lebensraum. Zu allen drei Themenkomplexen existierte bisher keinerlei Datengrundlage. Weitere Untersuchungen dieser Art wären zukünftig wünschenswert, damit diese Technologie, die nicht-invasiv ist und in anderen Ländern mittlerweile einen Methodenstandard darstellt (HATELEY & GREGORY 2008), auch hierzulande immer häufiger Berücksichtigung findet.



10. Gesamtbetrachtung aller Ergebnisse

10.1. Artenliste und Fangzahlen

Aus den historischen Daten lässt sich die Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe und ihrer Aue zum Ende des 19. Jahrhunderts rekonstruieren: 36 Arten sind sicher natürlich vorgekommen, fünf weitere möglicherweise (Bitterling, Moderlieschen, Schneider, Giebel und Finte). Eine biogeographisch nicht einheimische Art war schon damals weit verbreitet, nämlich der Karpfen. Die einzige Art Zehnfußkrebs, die im Einzugsgebiet der Lippe natürlich vorkam, ist der mittlerweile verschwundene Edelkrebs.

Insgesamt wurden 2017 und 2018 bei den Elektrobefischungen (inklusive Nachtbefischungen) sowie den Reusenfängen am Wehr Buddenburg 48 Fisch- und Rundmaularten in der Lippe und ihrer Aue nachgewiesen, außerdem zwei Arten Zehnfußkrebse (Tab. 9).

Mehr als 307.000 Individuen wurden mit den unterschiedlichen Methoden gefangen.

34 der insgesamt 40 sicher, bzw. möglicherweise am Ende des 19. Jahrhunderts natürlich vorgekommenen Fisch- und Rundmaularten wurden gefangen. Es fehlten Stör, Maifisch, Finte, Schneider, Schlammpeitzger und Schnäpel.

Zusätzlich zum Karpfen traten bei den Untersuchungen weitere 14 nicht einheimische Arten auf, außerdem liegen Nachweise von zusätzlichen acht allochthonen Arten durch Angelfischer und ältere Elektrobefischungen vor.

Im Folgenden werden die vier oben genannten Fischarten mit unklarem biogeographischem Status als autochthone Arten behandelt, da sie ihr Verbreitungsgebiet in der Lippe und ihrer Aue aus eigener Kraft erreicht haben können, jedenfalls nicht absichtlich vom Menschen angesiedelt wurden.

Der ursprünglich vorkommende Edelkrebs fehlt, dafür kommen die beiden allochthonen Arten Kamberkrebs und Wollhandkrabbe vor.

Tab. 9.1: Liste der sicher bzw. möglicherweise in der Lippeaue autochthonen Fisch-, Rundmaul- und Zehnfußkrebsarten und der bisher belegten allochthonen Arten sowie Fangzahlen 2017 - 2019 (Teil 1/2)

RLTL: Rote Liste NRW Tiefland (Klinger et al. 2011, Groß et al. 2011); 0: verschollen; !: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; G: Gefährdung unbekanntes Ausmaßes; V: Vorwarnliste; D: Daten unzureichend; ug: ungefährdet; -: nicht bewertet (Neozoon)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Status	Nachweis 2017-2019	letzter Nachweis	RL TL	Lippe 2017 Tag	Lippe 2017 Nacht	Lippe 2018 Tag	Lippe 2018 Nacht	Auen 2017	Auen 2018	Reusenfang 2018-2019	Fang Senderfische 2018	Summe
Neunaugen	Petromyzontidae													
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	autochthon	X		3								2	379
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	autochthon	X		G	198	21	99	15	20	23	0	0	0
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	autochthon	X		1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Störe	Acipenseridae													
Europäischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	autochthon	-	1863		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sibirischer Stör	<i>Acipenser baeri</i>	allochthon	durch Angler 2017			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wadick, Russischer Stör	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	allochthon	durch Angler 2016, 2019			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aale	Anguillidae													
Europäischer Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	autochthon	X		2	659	138	673	34	246	164	116	3	2033
Heringe	Clupeidae													
Malffisch	<i>Alosa alosa</i>	autochthon	-			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Finte	<i>Alosa fallax</i>	autochthon	-			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karpfische	Cyprinidae													
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	unklar	X		V	36	21	63	45	4258	9918	8	1	14550
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	autochthon	X		ug	4195	664	5332	665	1797	1168	957	3	14781
Blaubandbarbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	allochthon	X		D	365	32	201	33	5528	11763	61	0	17983
Stromgründling	<i>Romano gobio belingi</i>	allochthon	-	1999, 2008/09		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	autochthon	X		G	824	164	2139	90	0	4	1984	32	5237
Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>	allochthon	X		0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
Karassische Giebel	<i>Carassius carassius</i>	autochthon	X		ug	0	0	0	0	3	11	0	0	14
Karpfen	<i>Carassius gibelio</i>	unklar	X		ug	44	0	8	6	32	112	0	0	202
Brassen, Brachsen	<i>Cyprinus carpio</i>	allochthon	X		D	104	5	118	24	330	229	11	0	821
Schneider	<i>Abramis brama</i>	autochthon	X		V	74	113	91	25	2327	689	50	30	3399
Ukelei	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	unklar	-	1991-1999	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rapfen	<i>Alburnus alburnus</i>	autochthon	X		V	889	299	1656	212	872	474	10715	0	15117
Zope	<i>Aspius aspius</i>	allochthon	X		-	234	103	108	38	16	67	2595	1	3162
Güster	<i>Blicca bjeerkna</i>	autochthon	X		2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nase	<i>Chondrostoma toxostoma</i>	autochthon	X		V	479	243	584	154	1	36	105	30	1632
Silberkarpfen	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	allochthon	-	1991		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marmorfleschen	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	unklar	X		2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aland	<i>Leuciscus deloneatus</i>	unklar	X		G	66	63	71	6	8806	39470	1	0	48483
Hasel	<i>Leuciscus idus</i>	autochthon	X		ug	295	119	368	62	5	74	1	32	956
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	autochthon	X		ug	590	156	1718	503	56	257	5061	0	8341
Rotfauge	<i>Rutilus rutilus</i>	autochthon	X		V	568	128	4587	120	22	1886	1	0	7312
Rohdelf	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	autochthon	X		ug	3375	532	1586	1635	7598	8236	7381	10	30553
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	autochthon	X		V	49	62	35	6	193	711	134	0	1190
Graskarpfen	<i>Stenopharyngodon idella</i>	allochthon	X		-	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	autochthon	X		ug	66	3	339	50	935	1272	9	3	2677
Steinbeißer	Cobitidae													
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	autochthon	X		3	439	7	1021	11	430	2395	0	0	4303
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	autochthon	-	vor 1932	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schmerlen	Nemacheilidae													
Schmerle, Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	autochthon	X		ug	1799	81	1511	60	100	50	11	1	3613

Tab. 9.2: Liste der sicher bzw. möglicherweise in der Lippe autochthonen Fisch-, Rundmaul- und Zehnfußkrebsarten und der bisher belegten allochthonen Arten sowie Fangzahlen 2017 - 2019 (Teil 2/2)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Status	Nachweis 2017-2019	letzter Nachweis	Rt. TL	Lippe 2017 Tag	Lippe 2017 Nacht	Lippe 2018 Tag	Lippe 2018 Nacht	Auen 2017	Auen 2018	Reusenfang 2018-2019	Fang Senderfische 2018	Summe
Nordamerikanische Welse	Ictaluridae													
Schwarzer Zwergwels	<i>Ameiurus melas</i>	allochthon	-			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Welse	Siluridae													
Europäischer Wels	<i>Silurus glanis</i>	allochthon	X		ug	90	12	129	8	1	3	23	1	267
Hechte	Esocidae													
Hecht	<i>Esox lucius</i>	autochthon	X		V	251	22	179	38	632	714	40	0	1876
Schnäpel, Maränen	Coregonidae													
Schnäpel	<i>Coregonus spec.</i>	autochthon	-		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lachse, Forellen	Salmonidae													
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	allochthon	X		-	0	0	4	0	0	0	1	0	5
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	autochthon	X		1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
Forelle (Bach- und Meerforelle)	<i>Salmo trutta</i>	autochthon	X		*D	530	25	699	19	0	0	29	1	1303
Bachsälbling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	allochthon	-		-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Äschen	Thymallidae													
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	autochthon	X		2	100	13	314	13	0	0	0	0	440
Dorsche	Loridae													
Quappe	<i>Lota lota</i>	autochthon	X		2	143	28	131	2	22	14	3	0	343
Lebendgebärende Zahnkarpfen	Poeciliidae													
Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	allochthon	-	1997		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stichlinge	Gasterosteidae													
Dreisackiger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	autochthon	X		ug	1307	135	1717	10	206	1005	2	8	4390
Zwergstichling, Neunstächl. Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	autochthon	X		ug	88	0	92	3	121	474	0	0	778
Groppen	Cottidae													
Stachelgroppe	<i>Cottus cf. perfluvium</i>	allochthon	X		D	15	9	0	0	0	0	0	0	24
Groppe, Rheingroppe	<i>Cottus menanus</i>	autochthon	X		D	1822	109	2679	298	76	68	1	0	5053
Sonnenbarsche	Centrarchidae													
Gemeiner Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	allochthon	X		-	4	0	16	0	1	6	0	0	27
Barsche	Percidae													
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	autochthon	X		ug	33	7	12	3	135	101	3	1	295
Flussbarsch	<i>Percis fluviatilis</i>	autochthon	X		ug	2457	1081	2436	1010	2270	6597	2201	80	18132
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	allochthon	X		ug	27	3	5	3	5	10	4	0	57
Gundeln	Gobiidae													
Zwerggundel	<i>Kribia caucasica</i>	allochthon	-		◆									
Flussgundel	<i>Neogobius fluviatilis</i>	allochthon	X		-	1	0	0	0	14	10	0	0	25
Schwarzmaulgundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	allochthon	X		-	13235	2893	11906	935	182	839	86	19	30095
Kesslergundel	<i>Ponticola kessleri</i>	allochthon	X		-	28	6	18	9	2	3	2	3	71
Marmorgrundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	allochthon	X		-	8519	964	6378	853	1184	1730	1	13	19642
Plattfische	Pleuronectidae													
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	autochthon	X		G	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Zehnfußkrebse	Decapoda													
Eckelkrebis	<i>Astacus astacus</i>	autochthon	-		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kamberkrebis	<i>Orconectes limosus</i>	allochthon	X		-	159	32	178	19	78	33	0	0	499
Wollhandkrabbe	<i>Eracheir sinensis</i>	allochthon	X		-	4	0	10	2	0	0	64	0	80
						51368	9357	58755	8093	41048	92999	45684	354	307658

10.2. Artkapitel

Nachfolgend werden die bedeutendsten Arten der Lippe dargestellt. Ihre Bedeutung erklärt sich aus ihrer Abundanz, Frequenz oder ihres besonderen Schutzbedarfes. Eine ausführliche Beschreibung aller gefangenen oder ehemals in der Lippe vorkommenden Arten findet sich im Abschlussbericht des Lippeprojektes unter

https://www.lfv-westfalen.de/images/pdf/lippeprojekt_abschlussbericht_storm2020.pdf.

Für jede Art wird zunächst ihr Status (einheimisch oder nicht einheimisch) genannt, danach die historische Verbreitung und ggf. die Verbreitungsgeschichte vorgestellt. Für einige Arten folgen Daten zur Bestandsentwicklung in den vergangenen ca. 30 Jahren, die überwiegend aus dem Fisch-Info NRW gewonnen wurden.

Angaben zu Artbestimmungsmerkmalen oder zur Biologie wurden nur in Ausnahmefällen hinzugefügt, wenn es für die Interpretation der Ergebnisse wesentlich ist.

Die Ergebnisse der tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen aus den Jahren 2017 und 2018 aus Lippe und Auengewässern bilden nicht nur die Verbreitung der Arten entlang der Lippe ab, sondern auch ihre Häufigkeiten oder Abundanzen als CPUE-Werte (catch per unit (of) effort). In der Lippe entspricht der CPUE-Wert der Anzahl von Individuen pro 100 m Fluss, in den Stillgewässern ist es die Zahl von Individuen pro 10 min Befischungszeit.

Für die meisten Arten sind die Befischungsergebnisse in der Lippe in jeweils zwei Diagrammen für die beiden Untersuchungsjahre dargestellt und in ähnlicher Weise die Ergebnisse aus den Auengewässern. In den Diagrammen befinden sich die Quelle der Lippe rechts und die Mündung links. Diese Orientierung wurde gewählt, weil der Fluss ziemlich genau von Ost nach West verläuft. Eine stilisierte Lippekarte mit den wichtigsten Orten und Querbauwerken soll die Orientierung erleichtern.

Die relativen Häufigkeiten der Arten im Eisvogelgewölle sind jeweils in einem getrennten Diagramm verzeichnet.

Die Ergebnisse der beiden Befischungsjahre, der Reusenkontrollen, der Sonaruntersuchungen, der Besenderung von Wanderfischen und der Eisvogelgewölle werden miteinander und mit den älteren Daten verglichen. Ziel ist es, Verbreitungsschwerpunkte und -lücken wie auch Veränderungen in den Zeitreihen zu entdecken und Ursachen dafür zu diskutieren sowie möglichst konkrete Verbesserungsvorschläge zu benennen.

10.2.1. Aal (*Anguilla anguilla*)

Er sei durch die ganze Lippe verbreitet, aber zwischen Beckinghausen und Gahlen wird über seine Abnahme geklagt. „Die in den Holzschleifereien zu Haus Dahl und Haus Vogelsang enthaltenen Turbinen richten erwiesenermassen grosse Mengen zu Grunde, indem die in dieselben gelangenden Thiere gequetscht zu werden scheinen. Je nachdem sterben sie hierbei sofort oder später ab, oder werden in Folge ihrer Hülflosigkeit die Beute von Raubzeug“ (HERWIG 1878). „Im Kreise Rees bis Wesel ist die Lippe besonders reich an ... Aalen, ...“ (VON DEM BORNE 1881). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten.

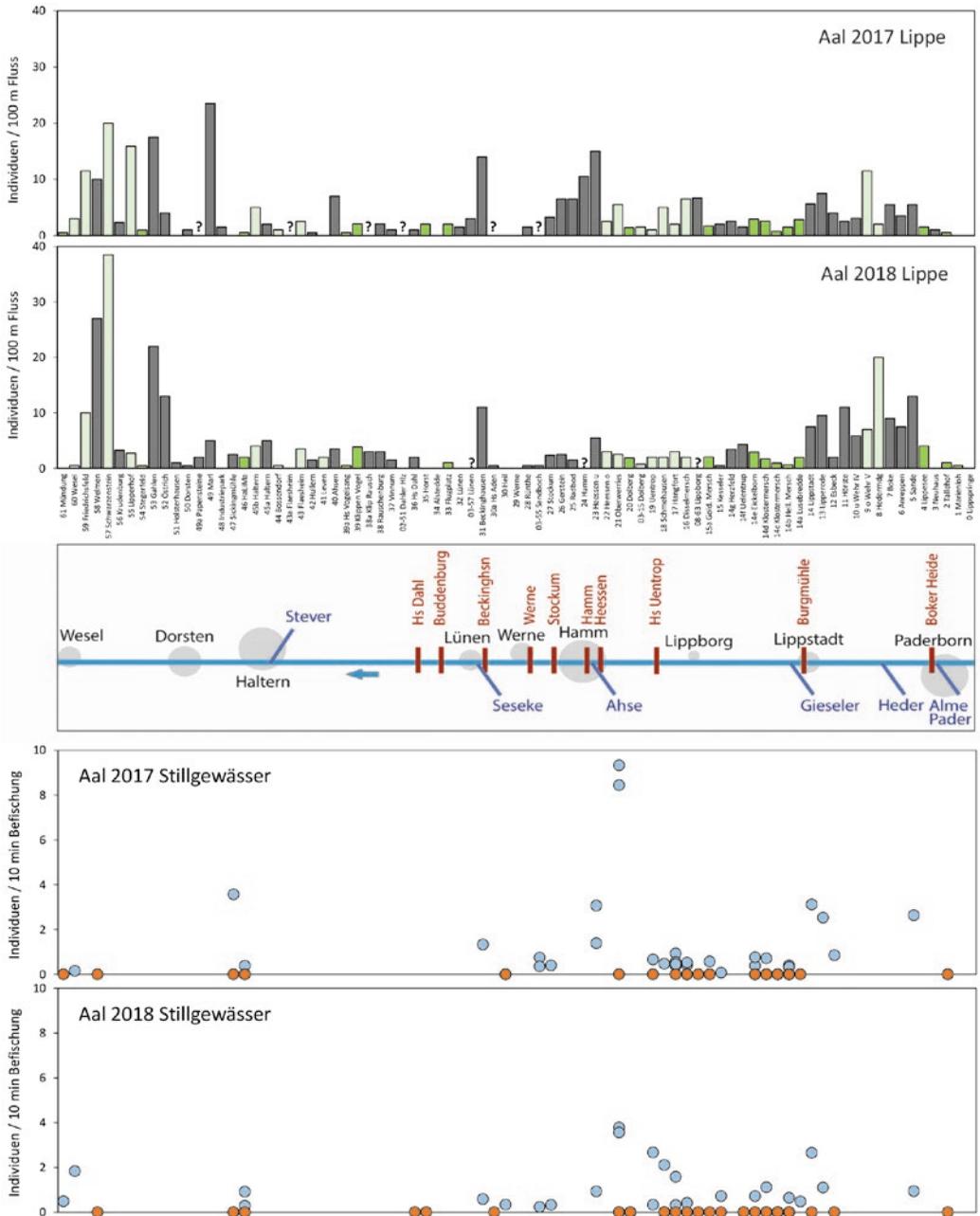


Abb. 80: Verbreitung und Häufigkeit des Aals (*Anguilla anguilla*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber), Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, ■ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

autochthon

Regelmäßiger Besatz findet mindestens seit 1926 statt (GIERS SR 1932c). Auch in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 besetzte der LFV und das LANUV NRW an mehreren Stellen in der Lippe Aale, da der natürliche Aufstieg der Jungfische vielfach behindert wird.

In den 1990er Jahren war die Aaldichte in der Lippe z.B. zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg durch Besatz so hoch, dass der Aal mit teilweise mehr als 100 Exemplaren pro 100 m Fluss über einige Jahre die individuenreichste Art war (ABU 1994-2020). Abfischaktionen der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg und Verminderung der Besatzmengen reduzierten den Bestand allmählich auf eine verträglichere Dichte, die aber dann bis Mitte der 2000er Jahre plötzlich weiter abfiel und seitdem ein Niveau von um fünf Individuen pro 100 m gehalten hat.

Zum Rückgang des Aals, der nicht nur in der Lippe beobachtet wurde, gibt es verschiedene Hypothesen, eine ist besonders überzeugend: Mit einer Lieferung japanischer Aale aus Taiwan Anfang der 1980er Jahre an europäische Aquakulturen gelangte der Schwimmblasenwurm (*Anguillicoloides crassus*) nach Deutschland und befiel europäische Aale. Dieser Parasit schädigt seinen asiatischen Wirt kaum, den nicht vorbereiteten europäischen Aal jedoch stark. 1982 wurde der Fadenwurm erstmals in europäischen Flüssen im Weser- und Emseinzugsgebiet festgestellt und breitete sich danach rapide aus (z.B. WIELGOSS et al. 2008). Der europaweit beobachtete, sehr plötzlich einsetzende Zusammenbruch der Aalbestände (z.B. INGENDAHL 2011) verlief zeitgleich mit der Ausbreitung des Schwimmblasenwurms. Es gibt es auch andere Faktoren, die nachteilig auf Aale wirken, wie Wanderungshindernisse, Wasserkraftturbinen und Überfischung. Diese Beeinträchtigungen nahmen jedoch über Jahrzehnte allmählich zu und ließen somit einen langsamen Bestandsrückgang des Aals erwarten, nicht einen plötzlichen Zusammenbruch.

Von der Forellenregion bis zur Mündung war der Aal in der vorliegenden Untersuchung in der Lippe fast überall anzutreffen (Abb. 80). Seine Frequenz betrug 89 % (2017) bzw. 88 % (2018), damit steht seine Verbreitung in beiden Jahren nach dem Flussbarsch an der zweiten Stelle aller Arten. Der durchschnittliche CPUE-Wert lag in der Lippe bei etwas mehr als vier Individuen pro 100 m.



Abb. 81: Aalportrait

Die höchsten Dichten erreichte der Aal im kiesigen Unterlauf, aber auch zwischen Paderborn-Sande und Lippstadt waren die Abundanzen v.a. im Jahr 2018 verhältnismäßig hoch. In renaturierten Flussabschnitten lagen die Dichten überwiegend niedriger als in ausgebauten Abschnitten, in denen die Steinschüttung für den Aal eine Vielzahl von Unterständen bietet.

In Stillgewässern war die Art weitaus seltener anzutreffen als im Fluss und bevorzugte hier ständig angeschlossene Auengewässer.

Im Eisvogelgewölle kam der Aal nicht vor – zum einen, weil der Eisvogel junge Aale nur schlecht „verarbeiten“ kann (z.B. EASTMAN 1969), zum anderen, weil Besatzaale überwiegend schon zu groß für Eisvögel sind.

Über die DIDSON-Untersuchung ließen sich von Mitte November bis Mitte Dezember 2018 372 abwandernde Aale aus der Lippe erfassen. Die Aale waren im Mittel $73,3 \pm 10,2$ cm groß und wanderten vornehmlich nach vorangegangenen Niederschlägen, die mit einer Pegelerhöhung einhergingen.

10.2.2. Gründling (*Gobio gobio*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen lebe er „in nicht erheblicher Anzahl, als Köder benutzt“ (HERWIG 1878). LANDOIS et al. (1892) charakterisierten ihn so: „ein weit verbreiteter Fisch und gehört auch fast allen Gewässern unseres Gebietes an“, ohne jedoch die Lippe zu nennen. GIERS SR (1932c) erwähnt den Gründling im Raum Hamm nicht, in der Artenliste von GIERS JR (1967) ist er jedoch enthalten.

Obwohl der Gründling in der oberen Lippe nie selten war, fand um 1990 Besitz in der Lippe statt (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992), offenbar in dem gut gemeinten Bemühen, auch anglerisch nicht nutzbare Kleinfische zu fördern.

Der Gründling ist nach den Daten im FischInfo NRW in der Lippe von der Lippeseumflut im Kreis Paderborn bis zur Mündung bei Wesel verbreitet. Die Daten der Befischungen 2017 und 2018 ergeben ein detailliertes Bild (Abb. 83). Flussaufwärts von Lippstadt wurden nur Einzelindividuen gefangen. Hier ist die Lippe offenbar noch zu kühl, außerdem sind zwischen Sande und Lippstadt Flachwasserzonen und Sandflächen selten. Hohe Abundanzen erreicht die Art dagegen zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen. In naturnahen oder zumindest entfesselten Strecken sind die Dichten am höchsten. Zwischen dem Wehr Hamm und dem Wehr Beckinghausen ist die Lippe begradigt, nahezu komplett eingestaut und ausgebaut, Flachwasserzonen sind selten. In diesem Abschnitt ist der Gründling sehr selten. Erst ab Lünen nimmt die Dichte wieder zu. In beiden Untersuchungsjahren liegt ein Maximum in dem sandigen Abschnitt zwischen Leven und dem Bergsenkungsgebiet HaLiMa. Im untersten Abschnitt der Lippe mit der Kiessohle sind die Dichten wieder niedrig. Das

Ergebnis zeigt, dass der Gründling im Fluss sandige, flache, durchströmte Abschnitte des Mittel- und Unterlaufes bevorzugt. Auf entsprechenden Strecken erreicht der Gründling auch im Eisvogelgewölle seine höchsten Anteile.

Eine Konkurrenz mit den invasiven Grundeln, insbesondere der Schwarzmaulgrundel, ist aufgrund der hohen Übereinstimmung des Nahrungsspektrums sehr wahrscheinlich (GERTZEN 2016a). Im Rhein sind die Dichten des Gründlings seit der Grundelinvasion stark rückläufig (STAAS et al. 2019). Auch in der Lippe sind die Gründlingsdichten in den Bereichen am niedrigsten, die am längsten von den Schwarzmaulgrundeln besetzt sind. Die höchsten Dichten erreicht er dagegen in den noch grundelfreien Bereichen. Ob dies tatsächlich auf Schwarzmaulgrundeln zurückzuführen ist, wird die Zukunft zeigen, wenn die Grundeln die Bereiche bis Lippstadt erobern, die derzeit noch hohe Gründlingbestände aufweisen.

Die Befischungen 2017 und 2018 zeigten, dass die Art auch Stillgewässer besiedelt und sich hier u.U. auch fortpflanzt. Typischerweise sind dies ständig oder häufig an die Lippe angebundene Auen- gewässer wie Buchten, Altarme und Flutrinnen.

Die besten Hilfsmaßnahmen für den Gründling sind weitere Renaturierungen.



Abb. 82: Gründling

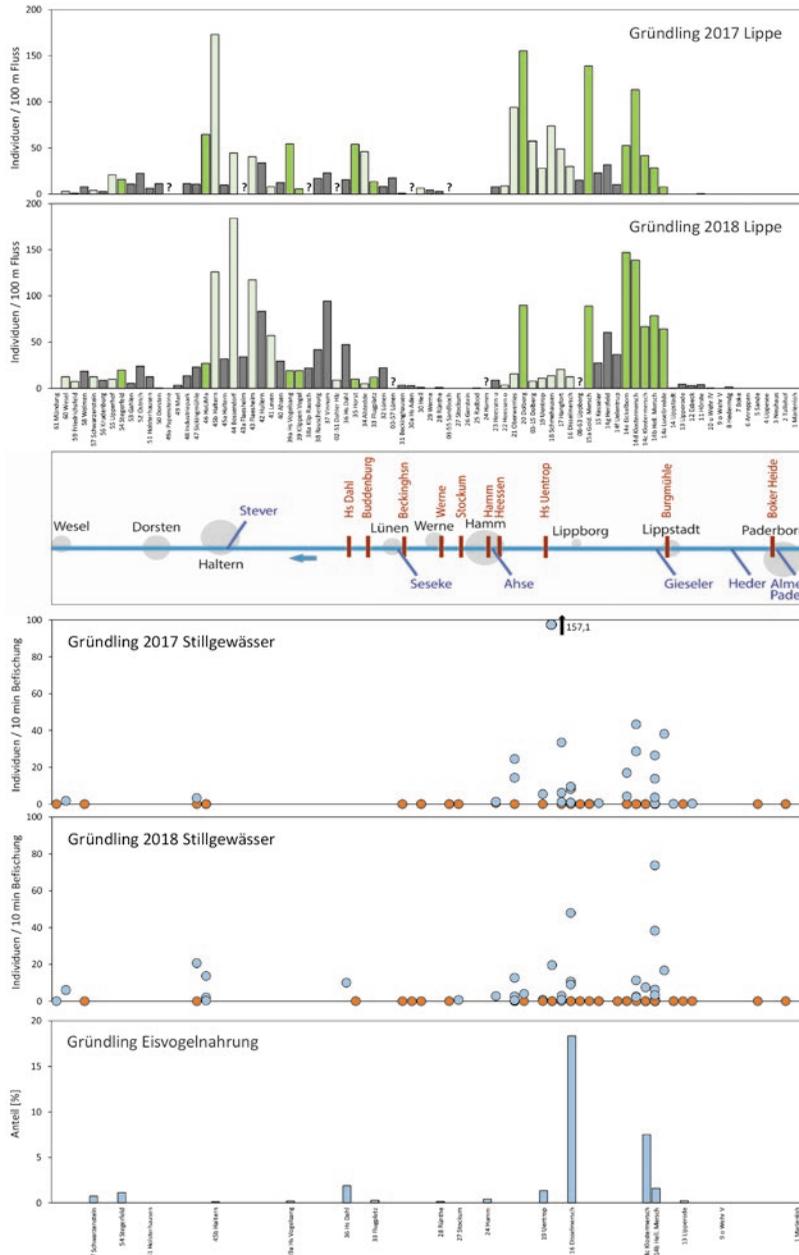


Abb. 83: Verbreitung und Häufigkeit des Gründlings (*Gobio gobo*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelernahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.3. Barbe (*Barbus barbus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und dem Wehr Beckinghausen sei die Barbe „*nichts weniger als selten*“, zwischen Beckinghausen und Gahlen dagegen „*ganz besonders häufig*“ (HERWIG 1878). „*Die Barbe findet sich von Neuhaus bis zur Mündung der Lippe... Im Kreise Rees bis Wesel ist die Lippe besonders reich an schönen ... Barben, ...*“ (VON DEM BORNE 1881); der Autor zählt auch die Alme aufwärts bis „*unterhalb Büren*“, die untere Afte und den Unterlauf der Heder zum Lebensraum der Barbe. „*In der Lippe findet sie sich zahlreich*“ schreiben LANDOIS et al. (1892). GIERS SR (1932a) zählt sie im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „*besonders genutzten*“ Arten. „*Namentlich im Gebiet östlich Hamm war die Barbe im Jahr 1966 die häufigste Fischart*“ (GIERS JR 1967).

Besatz in der Lippe im Raum Soest fand v.a. in den 1980er Jahren mit Jungfischen < 20 cm Totallänge statt (H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.), was den hier bis heute geringen Bestand aber offenbar nicht vergrößerte.

Die Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 zeigen drei Verbreitungsschwerpunkte der Barbe: den Raum Lippstadt bis Dolberg, den Raum Haus Dahl bis Hullern und den überwiegend kiesigen Unterlauf von Marl bis zur Mündung (Abb. 86). Im Abschnitt Lippstadt bis Dolberg pflanzt sich die Barbe zwar erfolgreich fort, aber ihre Dichte ist gering. Dieser Bestand ist durch die Wehre des Mittellaufes von aus dem Rhein aufsteigenden Fischen isoliert.

Keine Nachweise wurden im kühlen Oberlauf der Lippe erbracht, obwohl die Barbe hier einst mindestens bis zur Mündung der Alme verbreitet war (s.o.), ebenso fehlte die Art in dem naturfern ausgebauten und eingestauten Abschnitt zwischen Hamm und Lünen. Die Reusenkontrollen weisen jedoch auf eine erfolgreiche Reproduktion der Barbe im Jahr 2018 unterhalb des Wehrs Buddenburg hin mit zahlreichen 0+ Barben, die im Sommer 2018 und auch 2019 als 1+ Individuen über den naturnahen Fischaufstieg aufgestiegen sind. Wie weit die jungen Barben von hier aus aufwärts ziehen können oder wollen, ist unklar.

Die Besenderung von adulten Barben (Abb. 85) belegte, dass Barben aus dem Rhein den Unterlauf der Lippe bis Krudenburg (km 24) in der Laichzeit aufsuchen und z.T. im folgenden Jahr zurückkehren. Die Dichte der jungen Barben in diesen Bereichen zeigt den Erfolg dieser Laichwanderungen an.

Nur 2018 wurden junge Barben in drei der untersuchten Auengewässer gefangen. Alle drei Gewässer standen mit der Lippe in Verbindung. In der Eisvogelbeute tauchte die Barbe dort auf, wo die Verbreitungsschwerpunkte der Art in der Lippe liegen (Abb. 86).

Die wichtigste Hilfsmaßnahme für die über lange Strecken wandernde Barbe ist die Beseitigung der Querbauwerke, außerdem die Aufgabe der Stauhaltungen.

Bekannte und potenzielle Laichplätze müssen geschützt werden. Besonders wichtig, auch für Barben aus dem Rhein, ist der kiesige Unterlauf der Lippe im Kreis Wesel. Die Habitats in diesem Abschnitt können durch Uferentfesselungen und Sohlaufweitungen optimiert werden. Die Schaffung neuer potenzieller Laichgründe zwischen Lippstadt und Dorsten macht nur an bestimmten Stellen Sinn. So



Abb. 84: Junge Barbe aus der Lippe bei Lippstadt-Eickelborn



Abb. 85: Adulte Barbe aus der Markierungsstudie von der Lippemündung

könnten zwischen Lippstadt und Hamm neue Schlingen in hoch anstehendem Emschermergel angelegt werden, wie bei Lippstadt-Eickelborn erfolgreich durchgeführt. Flussabwärts von natürlichen Mergelklippen wie den „Neuen Papensteinen“ oder dem „Hervester Schwall“ bei Dorsten-Hervest könnten Aufweitungen der Lippe zu einer Konzentration von Feinkies führen, wie es unterhalb der Klippen von Haus Vogelsang zu sehen ist. Nicht zu empfehlen ist dagegen das Einbringen von Kies, wie Versuche des Lippeverbands im Kreis Unna und verschiedene andere Veröffentlichungen gezeigt haben.

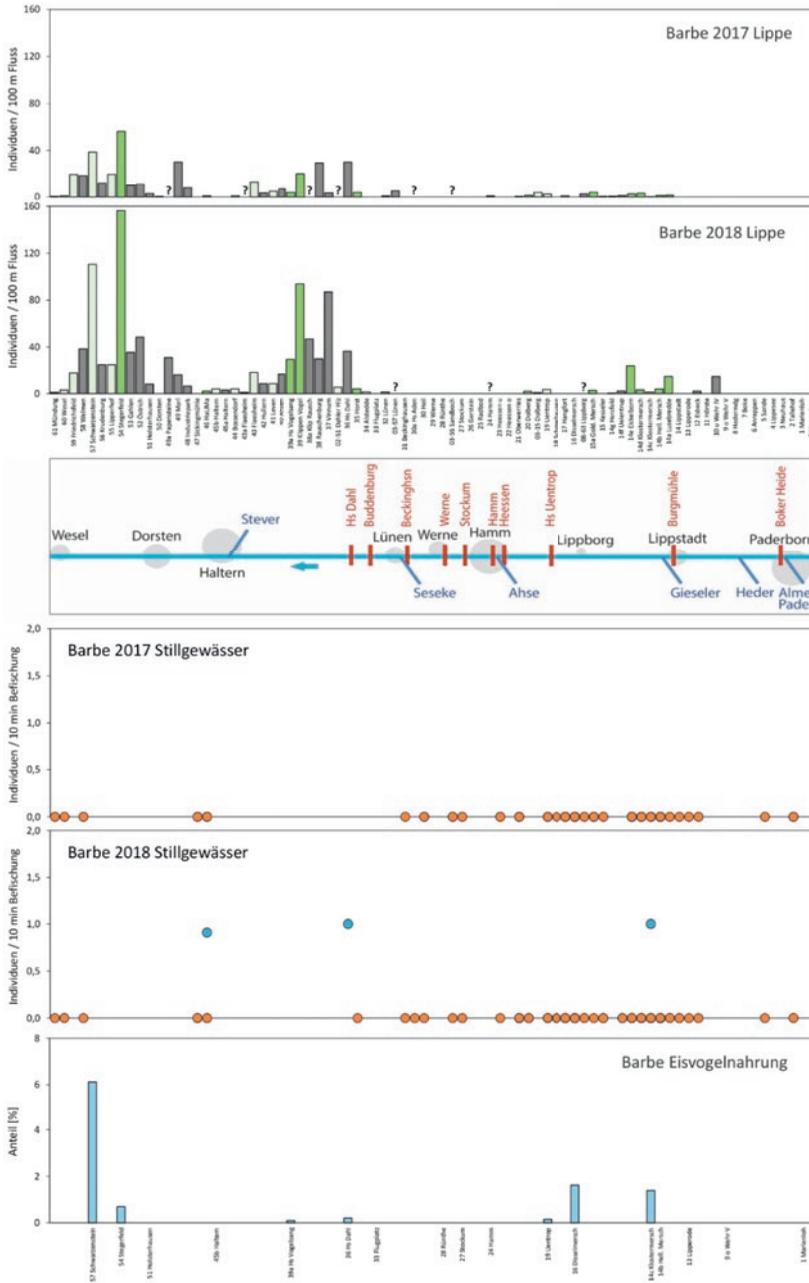


Abb. 86: Verbreitung und Häufigkeit der Barbe (*Barbus barbus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.4. Karpfen (*Cyprinus carpio*)

allochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen fand man ihn „in nicht erheblicher Anzahl, wahrscheinlich aus benachbarten Teichen“ (HERWIG 1878). „Im Kreise Rees bis Wesel ist die Lippe besonders reich an schönen ... Karpfen, ...“ (VON DEM BORNE 1881). „Wenn auch innerhalb unserer Provinz, welche Karpfenteiche gleich denen früherer Jahrhunderte nicht mehr kennt, und wo die in Weser, Lippe ... nur selten vorkommenden Exemplare noch aus solchen Teichen herkommen ...“ (LANDOIS et al. 1892).

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Karpfens erreichte im Westen nur das Einzugsgebiet der Donau und anderer Zuflüsse zum Schwarzen Meer. Ab dem Mittelalter wurden v.a. domestizierte, hochrückige Formen in ganz Mitteleuropa verbreitet (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Karpfen sind beliebte Angelfische und werden in Lippe und größeren Stillgewässern regelmäßig besetzt.

Der Karpfen – überwiegend in der komplett beschuppten Form (Abb. 87) – konnte 2017 und 2018 in Lippe und verschiedenen Auengewässern zwischen Lippstadt und der Mündung nachgewiesen werden (Abb. 89). Seine Abundanz war in den meisten Probestrecken niedrig. Eine Ausnahme stellte in beiden Untersuchungsjahren die naturfern ausgebaute, gestaute Lippe auf Höhe der ehemaligen Zeche Radbod dar. 2017 und 2018 wurden hier relativ viele diesjährige (0+) Karpfen mit Körperlängen zwischen 4 und 13 cm gefangen. In diesem Lippeabschnitt vermehren sich Karpfen in warmen Jahren erfolgreich. Sie laichen auf den pflanzenreichen, flachen Bermen entlang der Ufer (S. Kuss mdl.).

Auengewässer mit hoher Karpfenabundanz waren 2017 und 2018 ein Naturschutzgewässer westlich Lippetal-Lippborg und mit der Lippe verbundene Auengewässer im Raum Hamm-Oberwerries. Auch hier fand natürliche Reproduktion statt, z.B. in einem der angebundnen Tiefenbachaltarme. Er ist mit Teichrosen bedeckt, weist nur eine sehr geringe Tiefe mit schlammigem Grund auf und heizt sich im Sommer stark auf. Auch in dem renaturierten Lippemündungsbereich konnte eine natürliche Reproduktion beobachtet werden (GERTZEN 2016b).

Der Eisvogel fing regelmäßig junge Karpfen.



Abb. 87: Schuppenkarpfen



Abb. 88: Junger Schuppenkarpfen (oben) und kaum beschuppte Zierform (unten)

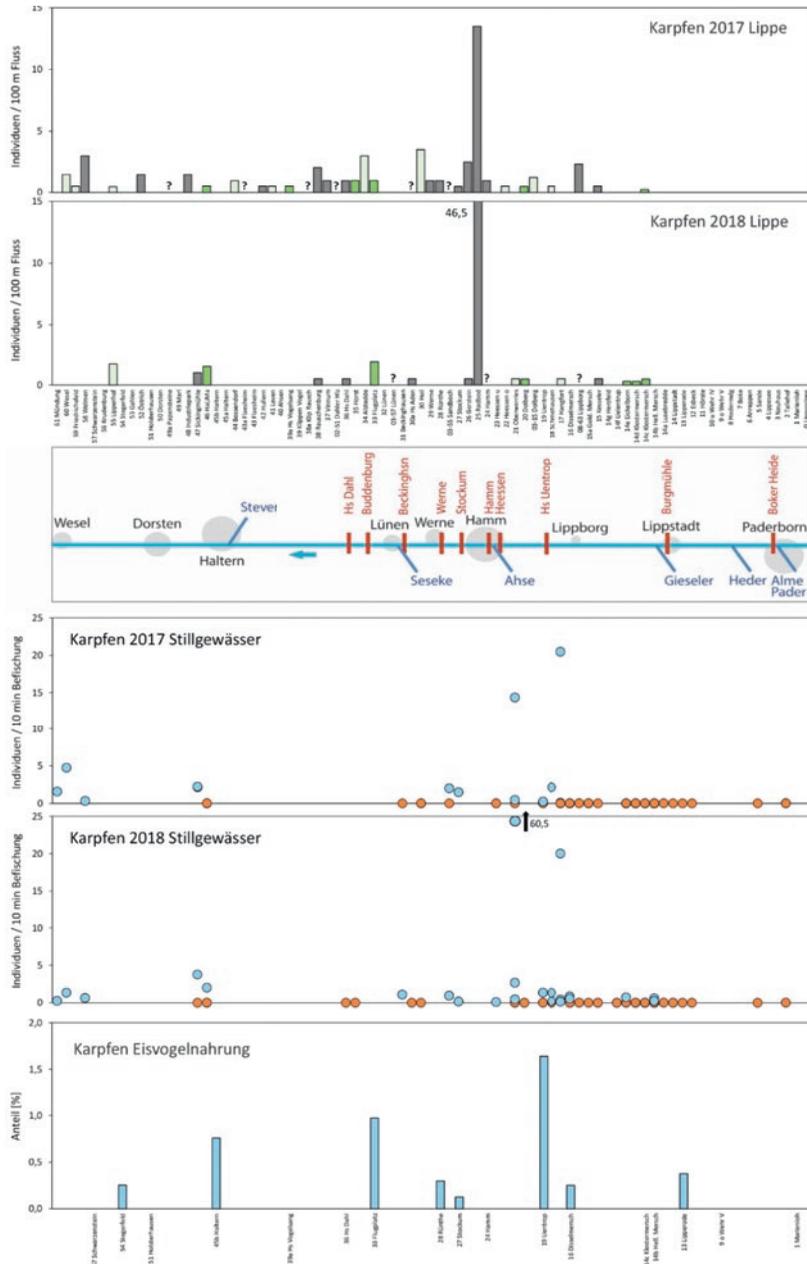


Abb. 89: Verbreitung und Häufigkeit des Karpfens (*Cyprinus carpio*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelernahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.5. Brassen (*Abramis brama*)

autochthon

Obwohl sich adulte Brassen und Güster leicht unterscheiden lassen, sind Jungfische, die auch in gemischten Schwärmen auftreten können, selbst für erfahrene Fischkundler nicht unproblematisch. Dazu schreiben LANDOIS et al. (1892): „Hervorgehoben muß aber auch werden, daß der Brachsen in seiner Jugend eine andere Form und Farbe besitzt, als in den älteren Lebensstadien. Kleine bis zu 8 cm lange Brachsen, ..., sind gestreckter und flacher als die älteren“. Die Autoren nennen ein heute weitgehend unbekanntes Merkmal des Güsters: „... nimmt man an der Afterflosse noch eine besonders schwarze Färbung wahr, welche teils an der vorderen Spitze auftritt, teils aber auch noch längs des Unterrandes bis zur Mitte verläuft.“



Abb. 90: 13 diesjährige (0+) Cypriniden aus dem Lippealtarm am Gersteinwerk in Hamm-Stockum am 11.09.2018. Auflösung: 1 Güster, 2 Brassen, 3 Güster, 4 Güster, 5 Brassen, 6 Güster, 7 Brassen, 8 Güster, 9 Brassen, 10 Hybrid, wahrscheinlich Rotauge x Brassen („Leiter“), 11 Güster (eventuell Hybrid), 12 Brassen, 13 Brassen



Abb. 91: Adulte laichbereite Brassen aus der renaturierten Lippemündung am 27.03.2018

Bei den Befischungen 2017 und 2018 wurden von Jungfischen unter ca. 8 cm Totallänge meist einige Individuen entnommen, um sie im Labor anhand der Schlundknochen nachzubestimmen. Die Fische wurden vor der Sektion fotografiert; Abbildung 90 zeigt ein Beispiel.

In Abbildung 90 ist die Unterscheidung junger Brassen und Güster anhand der Färbung der Spitze der Afterflosse recht eindeutig – leider geht es nicht immer so gut!

Gegenüber den Angaben vom Ende des 19. Jahrhunderts bis zu den 1960er Jahren hat der Brassen in der Lippe dramatische Bestandseinbrüche erlitten: Von einer „gemeinen“ Art ist er zu einer seltenen Art geworden (Abb. 92).

Hauptgrund dafür ist der Gewässerausbau, insbesondere die Trennung von Fluss und Aue. Für ihre Jugendentwicklung benötigen Brassen erreichbare Stillgewässer, weil ihre Überlebensrate nur dort hoch ist (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Befischungsergebnisse von 2017 und 2018 spiegeln diesen Sachverhalt wider: Brassen wurden nur an wenigen Stellen in der Lippe gefangen: dort, wo angeschlossene Auengewässer vorhanden sind (Kreis Soest und Stadt Hamm sowie Bergsenkung HaLiMa und Umgebung), 2017 auch in Stauabschnitten im Kreis Unna sowie in beiden Jahren im Unterlauf, wo offenbar Fische aus dem Rhein aufsteigen. Hier taucht aber auch schon das erste Problem auf, denn die untersten beiden Rauschen im Lippemündungsraum bei Wesel sind nur bedingt für Brassen passierbar. Keiner der besenderten Brassen, die im Untersuchungszeitraum flussab bis zum Receiver am Rhein schwammen, kam wieder hoch und dass, obwohl sich einige

Individuen über einen langen Zeitraum immer wieder an diesem Receiver meldeten, was den Versuch eines Einschwimmens belegt.

In den untersuchten Stillgewässern waren Brassen zwischen Lippstadt und Wesel zwar weit verbreitet, erreichten aber nur an wenigen Stellen höhere Abundanzen. Rund 80 % der Auengewässer mit Brassennachweisen waren ständig oder sehr häufig mit der Lippe verbunden und zudem relativ groß.

In der Eisvogelnahrung war der Brassen selten. Die Häufigkeitsverteilung im Diagramm zeichnet weitgehend die Ergebnisse der Elektrofischungen nach. Nur an der Mündung des Hammaches bei Dorsten-Holsterhausen nutzte der Eisvogel offenbar ein uns unbekanntes Gewässer, in dem sich Brassen fortpflanzten.

Einst war wahrscheinlich der Unterlauf der Lippe der Verbreitungsschwerpunkt des Brassen und nach flussauf wurde er natürlicherweise seltener, bis die regelmäßigen Vorkommen wohl oberhalb Lippstadts endeten. Heute findet eine erfolgreiche Reproduktion der Art in Stillgewässern überwiegend zwischen Lippstadt und Hamm statt, wo einige angeschlossene Altarme verblieben waren und Renaturierungen seit Ende der 1990er Jahre neue Habitate schufen. Damit ist die ursprüngliche Häufigkeitsverteilung der Reproduktion umgekehrt worden.

Zur Förderung des Brassen ist es unerlässlich, den Mangel an erreichbaren Auengewässern auf langen Strecken der mittleren und unteren Lippe zu beheben und Wanderungshindernisse zu beseitigen. Brassen aus dem Rhein steigen zwar in die Lippe auf, finden aber kaum geeignete Laichplätze. Auf der 117 km langen Lippestrecke von der Mündung bis zur Kreisgrenze Unna/Hamm existieren lediglich 27 mehr oder weniger gut angeschlossene Auengewässer.

Die Wiederherstellung größerer angeschlossener Stillgewässer ist allerdings nicht mehr überall an der Lippe möglich. Eingedeichte Abschnitte wie westlich von Hamm oder bei Dorsten scheiden aus. Am Unterlauf des Flusses ab Dorsten-Holsterhausen liegt die Sohle der Lippe durch das unnatürliche Einschneiden des Flusses in den Untergrund mittlerweile so tief, dass neue Stillgewässer „Canyon-artig“ in die heute trocken liegende Aue einschneiden würden. Großflächiger Bodenabtrag zur Schaffung von Ersatzauen – wie an der Lippemündung durchgeführt – würde zwar die Möglichkeiten der Anlage von Auengewässern in der neuen, „tiefer gelegten“ Aue verbessern, aber einen erheblichen Eingriff in die Schutzgebiete des Lippeunterlaufes darstellen.

Weniger problematisch und leichter umzusetzen wäre die Anlage von Stillgewässern dort, wo die Flusssohle heute nicht so tief liegt. Hier kommen Abschnitte oberhalb der Stellen in Frage, wo Sandmergelbänke die Sohleintiefung aufgehalten haben, also flussaufwärts der „Papensteine“ und der Mergelklippen bei Haus Vogelsang und Rauschenburg.

Ein weiterer wahrscheinlich gut geeigneter Abschnitt liegt flussaufwärts des Wehrs Werne-Rünthe. Wenn das Wehr als sohlstützendes Bauwerk langfristig erhalten bliebe, wäre oberhalb die Anlage von angeschlossenen Auengewässern sinnvoll.

Selbstverständlich sollten auch zwischen Lippstadt und Hamm Möglichkeiten zum Bau weiterer Auengewässer genutzt werden.

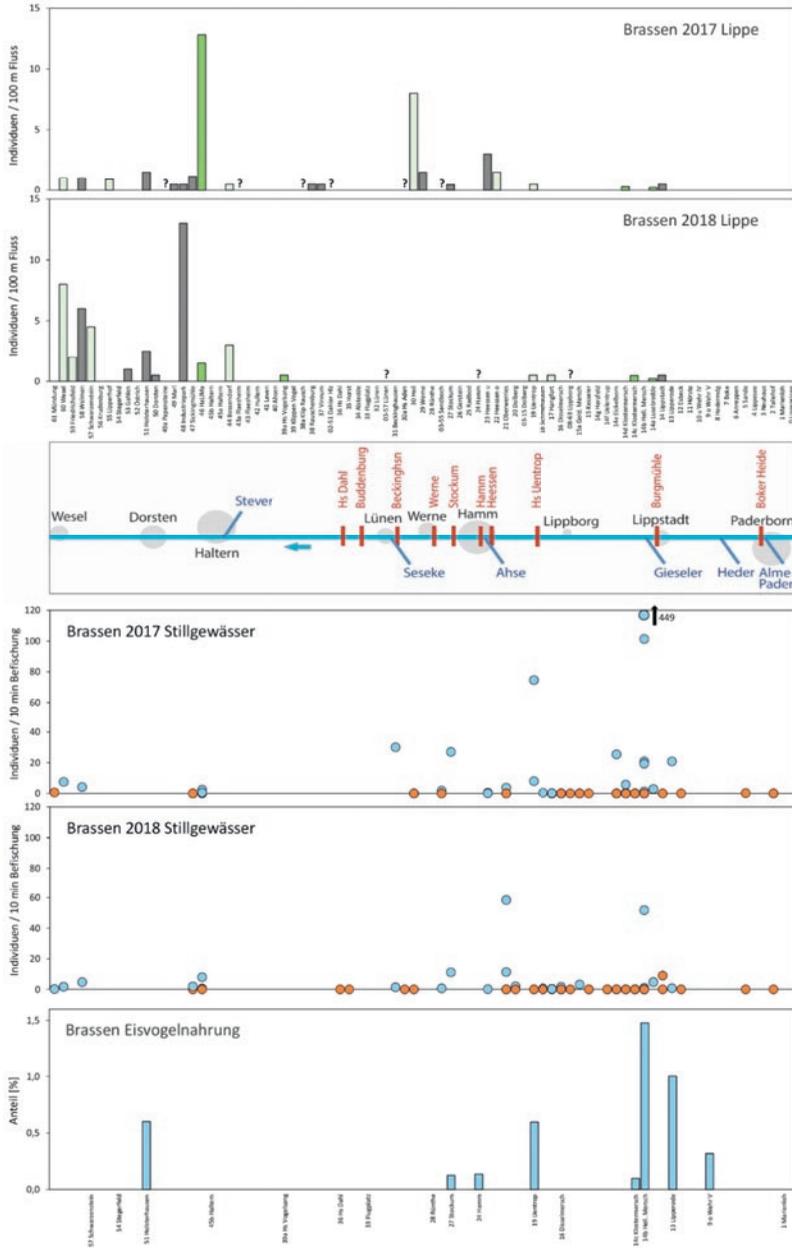


Abb. 92: Verbreitung und Häufigkeit des Brassen (*Abramis brama*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelernahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.6. Ukelei (*Alburnus alburnus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei die Art überall gemein (HERWIG 1878); LANDOIS et al. (1892) vermerken, der Ukelei sei an der Lippe bei Werne „*sehr häufig*“. GIERS SR (1932c) erwähnt die Art im Raum Hamm nicht, in der Artenliste von GIERS JR (1967) ist die Art als Laube jedoch enthalten.

Zu Verbreitung und Bestand des Ukelei 1972 bis 1999 vermerkt NZO (2001): „*Die Lippe ist nur lückenhaft besiedelt. Während die Art bei Hamm mit hohen Bestandsdichten vorkommt, sind Ukeleie im Unterlauf bei Wesel eher selten anzutreffen.*“

Bei einer Untersuchung der Lippefische zwischen Lippstadt und Hamm im Jahr 2000 gehörte der Ukelei zu den Arten, die in dem Flussabschnitt bei Hamm, der damals durch Abwärme des Kraftwerks Westfalen belastet war, signifikant höhere Dichten aufwiesen als in der „kühlen“ Lippe flussaufwärts (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Seitdem ist die Aufwärmspanne des Kraftwerks wesentlich geringer, und die Abundanz des Ukelei im genannten Lippeabschnitt ist niedriger.

Die Betrachtung der Diagramme in Abbildung 93 über die Ergebnisse der Untersuchungen in der gesamten Lippe 2017 und 2018 sind nicht leicht zu interpretieren. Es zeigen sich in beiden Jahren drei undeutliche Verbreitungsschwerpunkte: die renaturierte Lippe unterhalb von Lippstadt, der ehemals durch Abwärme besonders belastete Bereich um Hamm und ein Abschnitt zwischen Haus Aden (Lünen) und Marl. Innerhalb dieser drei Abschnitte gibt es jedoch große Schwankungen der Dichte. Außerdem scheint die Abundanz des Ukelei nicht mit dem Ausbauzustand der Strecken korreliert zu sein. Deutlich ist nur, dass der Ukelei oberhalb Lippstadts fehlt. Wahrscheinlich ist der Fluss hier für die wärmeliebende Art dauerhaft zu kühl.

Der Ukelei war die zweithäufigste Art in den Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg. Dabei nutzten vor allem adulte Individuen den naturnahen Fischaufstieg, für jüngere Fische scheint er nur bedingt passierbar zu sein. Vermutlich ist die Art in den Elektrobefischungen unterrepräsentiert, da sie sich auch gerne in Schwärmen im Freiwasser aufhält und nicht an den leichter zu befischenden Ufern. Der Ukelei war häufig die einzige Art, die bei den Mittenbahnenbefischungen auftrat.

In der Eisvogelnahrung taucht der Ukelei mit geringen Anteilen in den meisten Gewöllproben auf, sogar am Oberlauf in Marienloh. Dieser Nachweis eines Individuums kann aus einem der dort zahlreichen Baggerseen stammen.

Die höchsten Dichten in Stillgewässern erreichte der Ukelei 2017 und 2018 in einigen größeren, direkt an die Lippe angeschlossenen Altarmen und – den Maximalwert – im Mühlennarm von Haus Dahl, der am 31.10.2018 befischt wurde und offenbar ein Winterlager für verschiedene Cyprinidenarten darstellt.

Ukeleie versammeln sich im Winter in großen Gruppen in erreichbaren Auengewässern (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Der Mangel an solchen Winterlagern auf langen Lippestrecken kann eine wichtige Ursache für die heute – verglichen mit dem 19. Jahrhundert – niedrigen Ukeleibestände sein. Hilfsmaßnahmen für die Art wären die gleichen wie für den Brassen: die Wiederherstellung größerer, mit der Lippe verbundener Auengewässer.

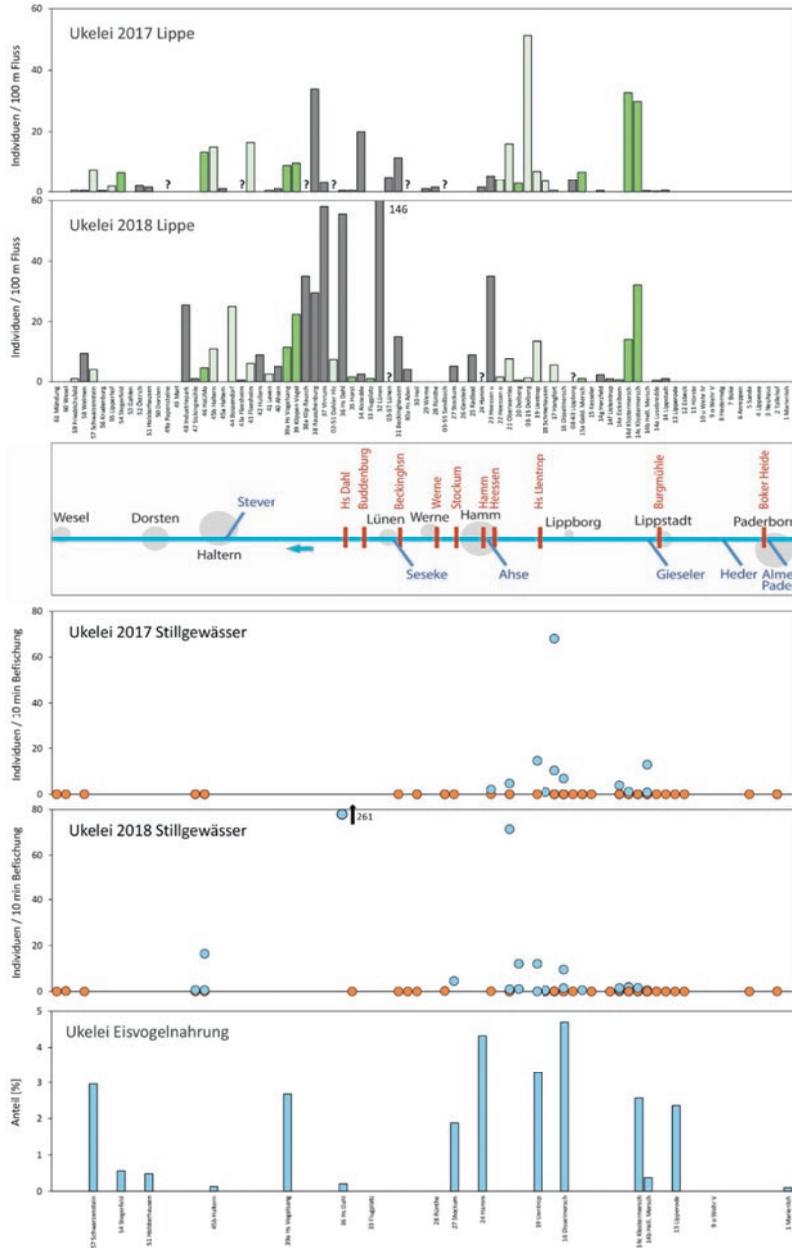


Abb. 93: Verbreitung und Häufigkeit des Ukelei (*Alburnus alburnus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer



Abb. 94: Ukelei



Abb. 95: Ukeleie halten sich häufig im Freiwasser auf.

10.2.7. Rapfen (*Aspius aspius*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Rapfens reichte von Zentralasien nach Westen bis zur Elbe und Weser, im Rhein kam er nicht vor (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Weder HERWIG (1878), noch LANDOIS et al. (1892) oder GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) nannten die Art für die Lippe.

Ab 1984 taucht der Rapfen in der Fangstatistik der Fischereigenossenschaft Lippborg auf, die die Lippe zwischen Lippstadt-Benninghausen und Hamm-Heessen bewirtschaftet (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Der früheste Nachweis im FischInfo NRW ist ein Exemplar, das am 12.09.1991 am Wehr Lippstadt-Benninghausen gefangen wurde (s. auch BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Bis 2003 einschließlich stammen alle vorliegenden Nachweise (FischInfo NRW, SPÄH 2000a, b) aus dem Raum Lippstadt bis Lünen sowie aus dem Unterlauf der Lippe im Kreis Wesel. Erst ab dem Jahr 2004 wurden Rapfen auch an Probestrecken zwischen Lünen und Dorsten registriert. Dies deutet auf



Abb. 96: Junger Rapfen

zwei Ausgangspunkte für die Besiedlung der Lippe hin: zum einen den Bereich im Raum Soest / Hamm, entweder durch Besatz oder durch Einwanderung über die Wasserverteilungsanlage des Westdeutschen Kanalnetzes in Hamm, zum anderen eine Einwanderung der Art aus dem Rhein.

Die Ergebnisse der Befischungen der Jahre 2017 und 2018 (Abb. 97) zeigen deutlich, dass der Rapfen erst unterhalb des Wehrs Dahl höhere Dichten erreicht. Oberhalb wurden nur wenige Einzeltiere gefangen, darunter aber auch diesjährige (0+) Individuen. Die Ergebnisse der Reusenkontrolle bei Buddenburg belegen eine Reproduktion unterhalb des Wehrs, da im Jahr 2018 zahlreiche 0+ Rapfen über den naturnahen Aufstieg hochgewandert sind. Im Jahr 2019 scheint es dagegen keine erfolgreiche Reproduktion gegeben zu haben, was ebenfalls auf die geringe Bestandsdichte des Rapfens oberhalb des Wehrs Dahl zurückzuführen ist. Wahrscheinlich zerteilt das Wehr bei Haus Dahl die Lippe: Der Rapfenbestand unterhalb dürfte eine Einheit mit den Fischen im Rhein bilden, während der kleine Bestand oberhalb weitgehend isoliert ist.

Auch in Stillgewässern konnten Rapfen nachgewiesen werden, u.a. Jungfische in der renaturierten Lippeaue westlich von Lippstadt. Die höchste Dichte wies der nicht mehr in Nutzung befindliche Mühlengraben von Haus Dahl auf, wo 2018 große Mengen junger Cypriniden offenbar ein Winterlager hatten.

Die meisten jungen Rapfen in Eisvogelgewöllen wurden bei Haus Dahl und am kiesigen Unterlauf der Lippe festgestellt. In der Umgebung befinden sich wahrscheinlich Rapfenlaichplätze.

Obwohl der Rapfen nicht einheimisch ist, scheint er keinen negativen Einfluss auf andere Arten auszuüben. Maßnahmen sind nicht erforderlich.



Abb. 97: Rapfen aus der Wanderfischbefischung an der Lippemündung

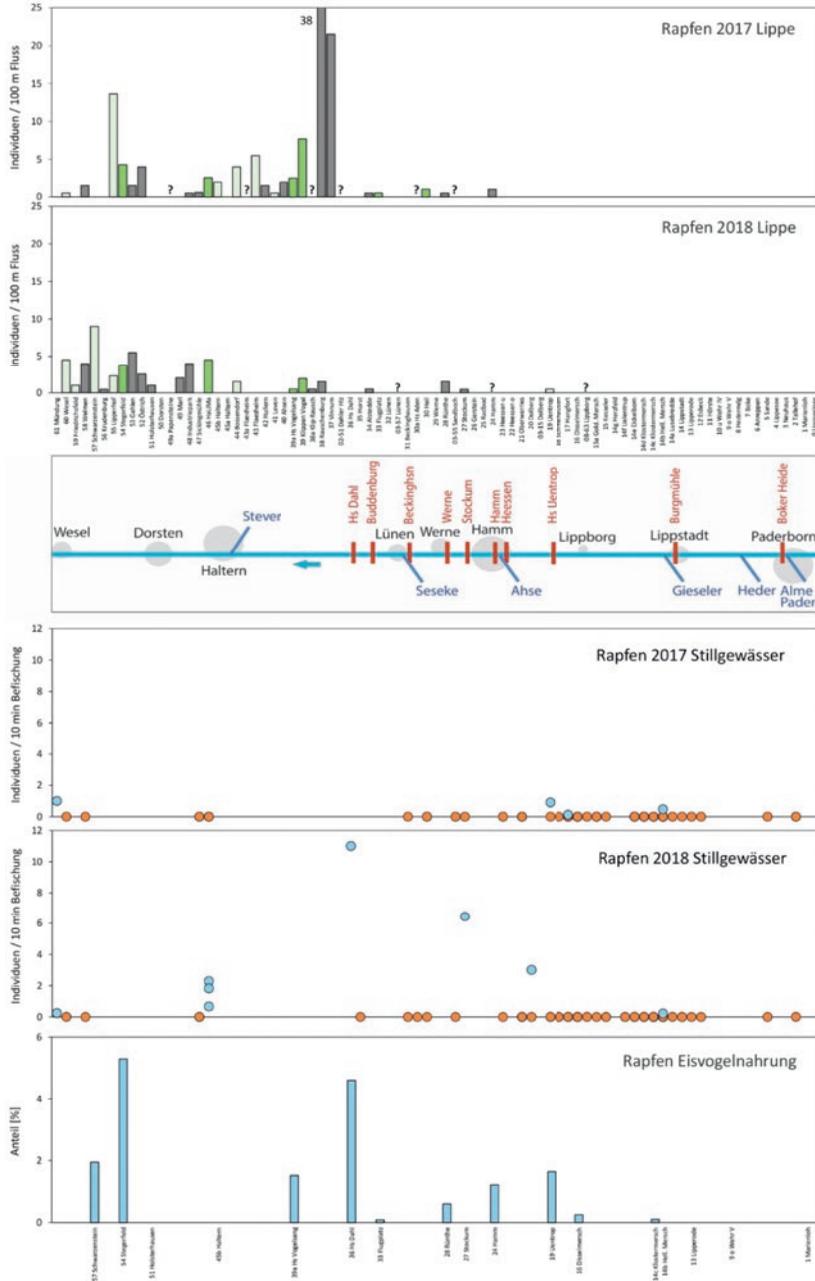


Abb. 98: Verbreitung und Häufigkeit des Rapfen (*Aspius aspius*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.8. Nase (*Chondrostoma nasus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen sei die Nase „überall gemein“ (HERWIG 1878); zu ihrem Vorkommen in Westfalen schreiben LANDOIS et al. (1892) „am häufigsten trifft man sie wohl in der Lippe an“. GIERS SR (1932c) schreibt: „Die Nase hatte sich in dem Kanalstück [des Datteln-Hamm-Kanals] unterhalb des Kraftwerks [Gersteinwerk bei Hamm-Stockum] stark vermehrt und zog zur Laichzeit bis vor den Auslauf der Kanalturbine [am Wehr Hamm]. Dort wurde sie in großen Mengen mit der Angel gefangen, obgleich die Angler ihren Genuß nicht schätzten. Erst mit dem Netz gelang es uns, ihre Zahl zurückzudrängen ...“

Wann der Rückgang der Nase in der Lippe einsetzte, ist unbekannt. Die einst „überall gemeine“ Art wurde selten. In einer 1991 veröffentlichten Verbreitungskarte für NRW waren in der gesamten Lippe nur noch fünf Nachweisstellen im Raum Hamm und Paderborn verzeichnet (STEINBERG & NZO 1991). Flussaufwärts des Wehrs Hamm-Uentrop war die Nase um 1990 fast verschwunden. So konnten bei gründlichen Bestandsaufnahmen im Rahmen des Lippeauenprogramms 1991 bis 1993 (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, Büro Loske 1993, BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 1995) zwischen Paderborn-Sande und Lippetal-Lippborg keine Nasen gefangen werden. Es lag nur ein durch Fotos belegter Nachweis von zwei Exemplaren vor, die ein Angler in der Innenstadt von Lippstadt im Sommer 1990 gefangen hatte (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992).

Die Fischereigenossenschaft Lippborg besetzte 1986 50 kg junger Nasen in die Lippe, außerdem 1988 zwischen Lippetal-Kessler und Hamm-Heessen weitere 50 kg junger Nasen < 20 cm Totallänge und 1992 zwischen Lippetal-Lippborg und dem Wehr Hamm-Uentrop 100 kg junger Nasen wiederum < 20 cm (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.).

In Hamm flussabwärts des Wehrs Uentrop pflanzte sich die Art zu dieser Zeit noch in geringem Umfang fort (S. Kuss mdl.).

Nach den ersten Uferentfesselungen an der Lippe im Kreis Soest in den 1990er Jahren und der ersten umfassenden Renaturierung in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1997 begann eine langsame Bestandserholung der Nase in der Lippe im Kreis Soest (ABU 1994 – 2020).

Das FischInfo NRW enthält aus den Jahren nach 1995 relativ viele Nasenfänge in der Lippe aus dem Kreis Soest und der Stadt Hamm, aber nur zwei Befischungen mit Nasen aus dem Kreis Paderborn, sieben aus dem Lippeabschnitt der Kreise Unna bis Recklinghausen und fünf aus Wesel.

2017 und 2018 war die Nase bei den Befischungen in der Lippe nicht häufig (Abb. 100). Sie trat in drei Schwerpunktgebieten v.a. in naturnahen Abschnitten auf:

- Vom Westrand von Lippstadt bis Hamm-Oberwerries war die Dichte am höchsten. Hier fand in beiden Jahren erfolgreiche Reproduktion statt (mehr als 150 bzw. mehr als 550 nachgewiesene Jungfische).
- Wehr Haus Dahl bis Haus Vogelsang: Am Wehr Dahl handelte es sich sowohl 2017 als auch 2018 ausschließlich um adulte, offenbar aufstiegswillige Fische, die das Wehr nicht überwinden konnten,

während an den Sandmergelklippen bei Rauschenburg und bei Haus Vogelsang einzelne Jungfische nachgewiesen wurden.

- Im kiesigen Unterlauf zwischen Schermbeck-Gahlen und Wesel wurden 2017 zehn Nasen (davon fünf diesjährige) und 2018 eine adulte und 37 diesjährige (0+) Nasen gefangen.

Die Nachtbefischungen lieferten in beiden Jahren noch zusätzliche Nasen. 2018 auch an zwei Stellen, die tagsüber ohne Nachweis geblieben waren, nämlich bei Werne-Rünthe und Dorsten-Holsterhausen. Auch wenn man davon ausgeht, dass die Nasen, im Vergleich mit der Nacht, tagsüber unterrepräsentiert gefangen werden, ist der Bestand in der Lippe äußerst gering.

Sehr wenige junge Nasen hielten sich in ständig mit der Lippe verbundenen Stillgewässern auf, die meisten (13 Individuen) im Mühlennarm von Haus Dahl, wo die Befischung am 31.10.2018 offenbar ein Cypriniden-Winterlager aufzeigte.

Im Eisvogelgewölle aus den Jahren 2017 bis 2019 fanden sich junge Nasen an Brutplätzen zwischen Lippstadt und dem Wehr Uentrop, bei Werne-Rünthe sowie am Wehr Dahl und bei Haus Vogelsang, nicht aber am Unterlauf der Lippe.

Insgesamt gesehen kann also die Nase abseits von den drei oben genannten Schwerpunktgebieten fast in der ganzen Lippe in Einzelexemplaren angetroffen werden, aber ihre Abundanz ist erschreckend niedrig und Fortpflanzung findet nur in geringem Umfang statt.



Abb. 99: Nase mit Laichausschlag aus der Markierungsstudie, gefangen in der Lippemündung. Zu erkennen ist die scharfkantige Unterlippe, mit der die Nase Algenbewuchs und darin enthaltene Invertebraten von festen Unterlagen abschabt.

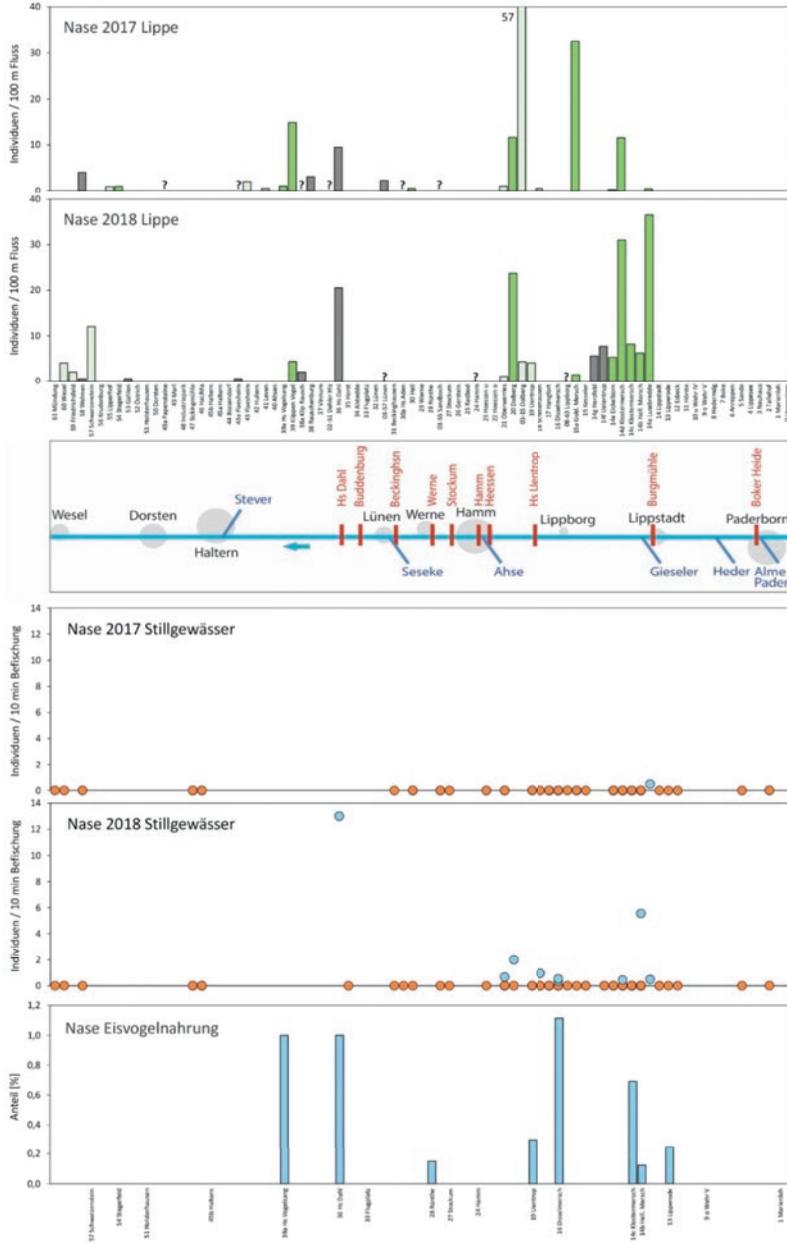


Abb. 100: Verbreitung und Häufigkeit der Nase (*Chondrostoma nasus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Die Probleme der Nase sind vielfältig:

- Wehre zerstückeln den Lebensraum, selbst naturnah konzipierte Umgehungsgerinne werden nicht angenommen. Daher ist der halbwegs stabile Bestand im Kreis Soest isoliert und für die aus dem Rhein aufsteigenden Fische nicht erreichbar, deren Aufstieg endet am Wehr Dahl, selbst bei Hochwasser wurde dieses Wehr nicht überwunden.
- Die mittlere Lippe ist fast komplett eingestaut, und die kurzen frei fließenden Strecken unterhalb der Wehre bieten keine geeigneten Laichhabitats. Hin und wieder nachgewiesene Jungfische stammen entweder aus den Beständen flussaufwärts oder von ausnahmsweise doch erfolgreicher Reproduktion in der mittleren Lippe.
- Ihre Nahrung, die aus Algen und darin lebenden Invertebraten besteht, schaben Nasen mit der hornigen Unterlippe von harten Unterlagen (Abb. 101). So erklärt sich, dass sich die Fische gern an Mergelbänken aufhalten, z.B. an den Sandmergelklippen. In den rein sandigen Abschnitten der Lippe fehlt heute Hartsubstrat in Form von Totholz, das einst wahrscheinlich kein Mangelfaktor war.
- Diesjährige (0+) Nasen benötigen angeschlossene Altarme als Winterlager (FREYHOF 1997). Auf langen Strecken der Lippe fehlen solche Habitats. Besonders eklatant ist der Mangel zwischen dem Wehr Dahl und der renaturierten Mündung.
- Im untersten Lippeabschnitt wird deutlich, dass die Nase hier nicht ein Strukturproblem hat, sondern offenbar eines mit der Wasserqualität. An optisch als Laichhabitat geeignet erscheinenden Substratbänken wurden teilweise keine oder nur sehr wenige diesjährige (0+) Individuen festgestellt. Selbst im sehr naturnahen Abschnitt bei Hünxe-Stegerfeld mit seiner Sohle aus Rheinkies, wo relativ viele junge Barben und Hasel gefangen wurden, waren keine jungen Nasen anzutreffen. Die Ursachen für ihr Fehlen kann nicht in der Beschaffenheit des Kieses liegen, denn das gleiche Substrat dient im Niederrhein als Laichhabitat, wo eine erfolgreiche Fortpflanzung der Art nachgewiesen ist (z.B. STAAS 1999). Das Problem der Nasen könnte eine stoffliche Belastung der Lippe sein. Ob eine solche Belastung eventuell schon flussaufwärts wirkt (s. Grubenwasser, Kap. 11.1.3), lässt sich nicht beantworten, weil hier die Gewässerstruktur so ungünstig ist, dass ein größerer Nasenbestand sowieso nicht zu erwarten wäre. Es ist jedenfalls denkbar, dass im Lippeunterlauf ab Dorsten eine Verbesserung der Wasserqualität ohne Veränderungen der Sohlstruktur an einigen Stellen das erfolgreiche Ablachen der Nase erlauben würde.

Hilfsmaßnahmen für die Nase sind so vielfältig wie die geschilderten Probleme der Art. Besonders wichtig ist die Beseitigung der Wehre. Wo dies nicht möglich ist, sollte zumindest ein für diese Art funktionierender Aufstieg angelegt werden. Es hat sich gezeigt, dass adulte Nasen einen Schlitzpass besser annehmen als ein naturnahes Gerinne in der an der Lippe bisher verwendeten Form (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011).

Der Schutz nachgewiesener und potenzieller Laichplätze (z.B. bei Lippstadt-Eickelborn, unterhalb der Klippen bei Haus Vogelsang und zwischen Hünxe und der Mündung) ist ebenfalls vordringlich, ebenso die Verbesserung der Wasserqualität des Mittel- und Unterlaufes und die Anlage angeschlossener Altarme als Winterlager. Die Neuanlage potenzieller Laichhabitats ist in den Kapiteln 10.2.3 (Barbe) und 11.2.1 (Habitatstruktur Lippe) behandelt.



Abb. 101: Schabespuren von Nasen an einem Pappelstamm mit einem Durchmesser von ca. 70 cm in der Lippe bei Lippetal-Lippborg

Vor allem in den sandigen Flussabschnitten sollte großes Totholz als Nahrungsgrund für Nasen belassen bzw. aktiv eingebracht werden. Eine eventuelle Sicherung der Stämme durch Stahlseile ist nicht nachteilig.

10.2.9. Aland (*Leuciscus idus*)

autochthon

Im FischInfo sind oberhalb des Wehrs Dahl nur sieben Befischungen mit Fängen von Alanden vermerkt. Bei einer Gelegenheit (07.09.1997 in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen) handelte es sich um eine Goldorfe (ABU 1998). Die anderen sechs Fälle zwischen Lippetal und Lünen betrafen insgesamt 32 Individuen in den Jahren 2003 bis 2014. Ein weiteres Exemplar wurde am 21.08.1998 im Unterlauf des Troztbaches in der Klostermersch gefangen (ABU 1999). Flussabwärts des Wehrs Dahl sind im FischInfo 34 Befischungen mit insgesamt 269 Alanden aufgelistet.

Bei den Elektrobefischungen in der Lippe 2017 und 2018 wurden Alande ausschließlich unterhalb des Wehrs Dahl gefangen (Abb. 103). Der Verbreitungsschwerpunkt lag in beiden Untersuchungsjahren in dem Flussabschnitt mit Kiessohle zwischen Dorsten und der Mündung. Offenbar verhindert das Wehr Dahl den Aufstieg von Alanden so gründlich, dass im Mittel- und Oberlauf der Lippe nur hin und wieder Einzelfische auftauchen, die eventuell sogar aus dem Datteln-Hamm-

HERWIG (1878) erwähnt den Aland für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht. Der Grund dafür dürfte sein, dass die Art nicht von ähnlichen Cypriniden unterschieden wurde. So schreiben LANDOIS et al. (1892) über den Aland in Westfalen: „*Verhältnismäßig am häufigsten scheint er in der Lippe aufzutreten, wo er ... von den Fischern ... nicht besonders unterschieden wird; denn er führt hier mit dem Döbel und dem Häsling dieselben Namen „Mönne“ oder „Münne“.* Unklar ist, wie weit sich das Verbreitungsgebiet des Alands ursprünglich flussauf erstreckte. GIERS SR (1932c) gibt einen Überblick über die Fischarten im Raum Hamm, und zwar Datteln-Hamm-Kanal, Lippe bei Haaren und Hamm, Unterlauf der Ahse und Mühlengraben Heessen: „*Der Aland ist nicht häufig. Er wird gelegentlich an der Flugangel gefangen. Die größten beobachteten Stücke wogen etwa 1 Pfd.*“ Es bleibt allerdings offen, ob die Alande damals in der Lippe und ihren Zuflüssen oder im Kanal lebten. Allerdings zählt GIERS JR noch 1967 den Aland zum Fischbestand der natürlichen, „ungeschädigten“ Lippe flussaufwärts von Hamm.



Abb. 102: Adulter Aland aus der Wanderfischmarkierung

Kanal und nicht aus dem Unterlauf der Lippe stammen. In den 2017 und 2018 befischten Stillgewässern wurden nur vereinzelt Alande in Gewässern mit ungehindertem Anschluss an die Lippe nachgewiesen.

Die Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg erbrachten nur ein einzelnes Tier von knapp 22 cm Länge. Die Besonderung der Alande belegt, dass die laichfähigen Tiere aus dem Rhein maximal 55 km bis nach Haltern in die Lippe einschwimmen, ein Großteil verbleibt jedoch weiter unterhalb. Die beiden untersten Rauschen der Lippe verzögerten dabei die Einwanderung der Alande aus dem

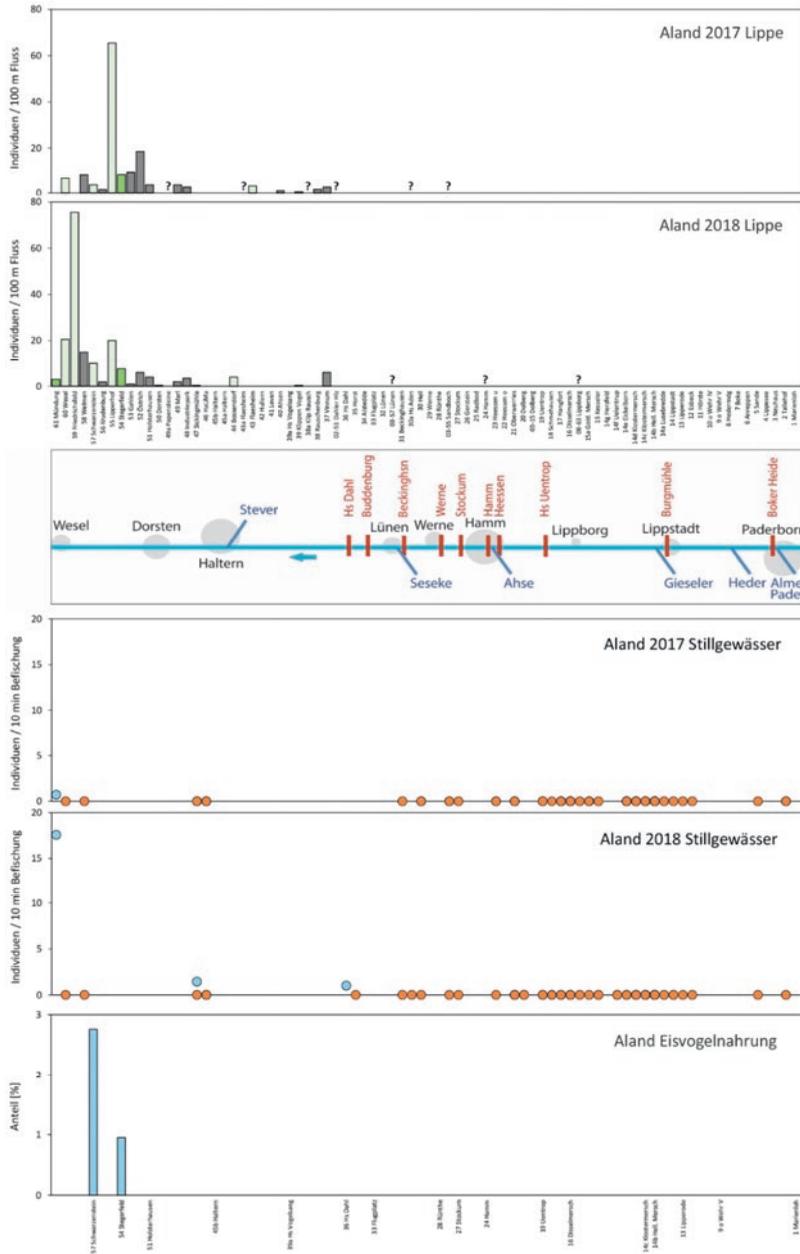


Abb. 103: Verbreitung und Häufigkeit des Alands (*Leuciscus idus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Rhein oder verhinderten sie gänzlich. Eine Optimierung würde den Alandbestand der Lippe fördern, da Reproduktionshabitate im Unterlauf durchaus vorhanden sind.

Eine weitere vordringliche Hilfsmaßnahme für den Aland ist die Beseitigung oder die Herstellung der Durchgängigkeit der weiter oben gelegenen Querbauwerke, vor allem des Wehrs Dahl, um eine Ausbreitung flussaufwärts zu erlauben.

10.2.10. Hasel (*Leuciscus leuciscus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Hasel für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht, denn die Art wurde offenbar nicht vom Döbel unterschieden, wie LANDOIS et al. (1892) 14 Jahre später schreiben: „er [der Aland] führt hier [in der Lippe] mit dem Döbel und dem Häsling dieselben Namen „Mönne“ oder „Münne“. LANDOIS et al. (1892) nennen konkrete Nachweise des Hasels aus Heessen und Werne. In der Arbeit von GIERS SR (1932c) kommt der Hasel nicht vor; GIERS JR (1967) listet die Art für den natürlichen, „ungeschädigten“ Teil der Lippe auf.

Die Bestimmung des Hasels führt auch heute manchmal zu Schwierigkeiten, weil sich sein Aussehen in verschiedenen Einzugsgebieten unterscheidet. Bereits LANDOIS et al. (1892) schreiben dazu: „Im übrigen ist der Häsling ... bald mehr spitz-, bald mehr stumpfnasig, je nachdem die Schnauze hervorragt ... Überhaupt unterliegt auch der Häsling vielfachen Abänderungen, welche in den wechselnden Körperprofilen ihren entsprechenden Ausdruck finden und zu der Aufstellung einer ganzen Reihe von verschiedenen Arten Veranlassung gegeben haben. Diese Formen sind teils auf bestimmte Flußgebiete beschränkt ...“ V.a. diesjährige (0+) Hasel in der Lippe haben – verglichen mit den Fischen etwa aus der Sieg – ein relativ deutlich unterständiges Maul, was im Profil jungen Nasen ähnelt (Abb. 104).

Der Hasel ist eine typische Art der fließenden Lippe, in geringerem Umfang trifft man ihn in ständig an den Fluss angeschlossenen Auengewässern an. Die Art ist abgesehen vom kühlen Oberlauf in der gesamten Lippe verbreitet, mit Schwerpunkten zwischen Lippstadt und Hamm-Uentrop sowie im frei fließenden Unterlauf, wo die höchsten Abundanzen auf dem Abschnitt mit Kiessohle (unterhalb von Dorsten) erreicht werden (Abb. 106). Die Ergebnisse der Analyse von Eisvogelgewölle zeichnen dieses Verbreitungsmuster gut nach. Hasel gehören zu den Arten, die von naturnahen und entfesselten Lippestrecken deutlich profitieren. In der Lippe ist der Hasel quasi eine „Zeigerart“ für naturnahe Strecken.

Der renaturierte Lippemündungsbereich bei Wesel bietet mit seinen flach überströmten Kiesbänken und verschiedenartigen Auengewässern offenbar ein wichtiges Reproduktions- bzw. Aufwuchshabitat für den Hasel. Im Frühjahr 2016 konnten hier Larvendichten von über 5.000 Individuen pro m³ in den bewachsenen Flachbereichen nachgewiesen werden. Vermutlich handelt es sich bei den Laichtieren um Fische aus dem Rhein. Spätestens im Juli/August verlassen die jungen Hasel den Auenbereich und ziehen in die Lippe (GERTZEN 2016b).



Abb. 104: Hasel aus der Lippe

Bei der Befischung zur Besenderung der Wanderfische, bei denen Hasel eigentlich ins Untersuchungsspektrum aufgenommen werden sollten, sind keine (adulten) Individuen im Lippemündungsbereich gefangen worden. Ob die Hasel aus dem Rhein die Rausche an der B8 bereits vorher passiert hatten, oder ob sie sich zum Zeitpunkt der Befischung zum Laichen im Auenbereich der Lippemündung aufhielten, bleibt ungeklärt.

Bei den Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg gehörte der Hasel zu den häufigen Arten. Selbst kleine Individuen (0+ Stadien) schafften den Aufstieg durch das naturnahe Gerinne, auch wenn diese Größenklasse, wie bei vielen anderen Arten, deutlich unterrepräsentiert war.



Abb. 105: Hasel aus der Lippebefischung

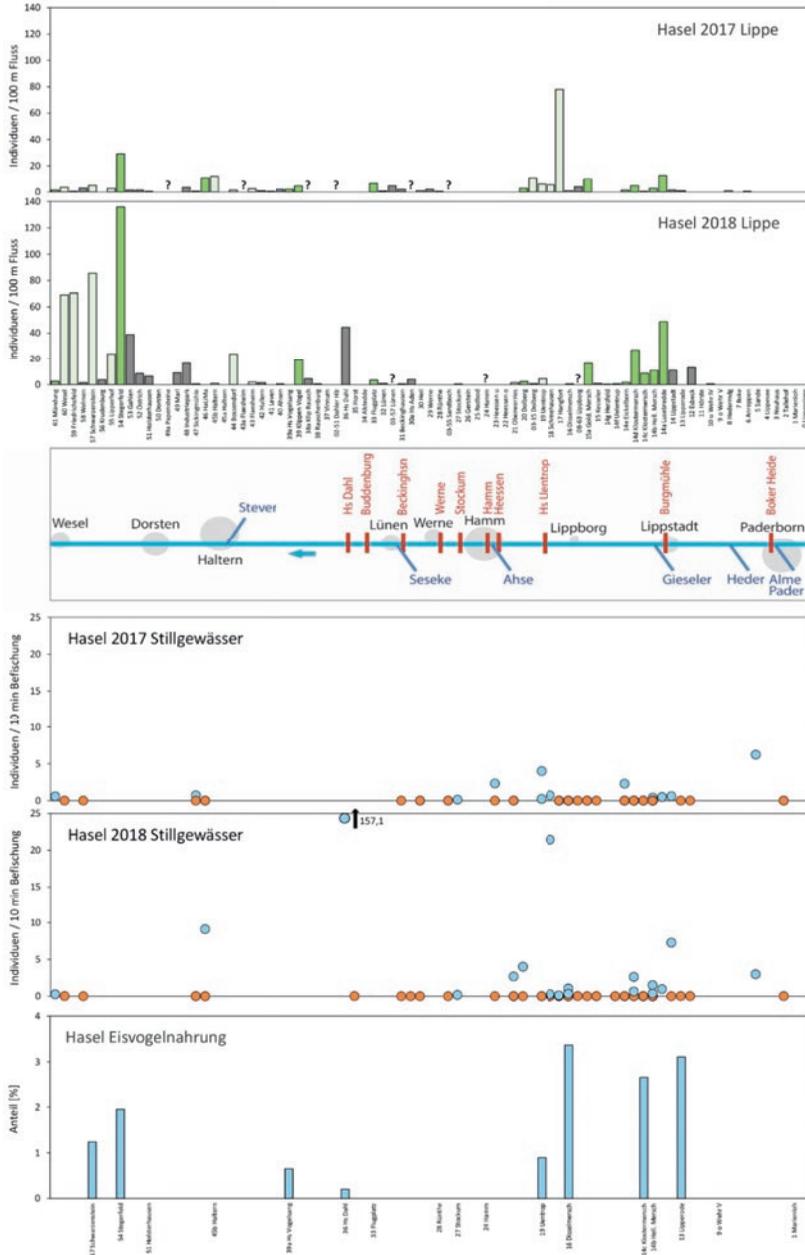


Abb. 106: Verbreitung und Häufigkeit des Hasels (*Leuciscus leuciscus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnaehrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Für den Hasel würden sich neben dem Schutz von potenziellen Laichplätzen die Aufgabe von Stauhaltungen und die Renaturierung weiterer Strecken positiv auswirken. Angaben zur Anlage potenzieller Laichhabitats enthalten die Kapitel 10.2.3 (Barbe) und 11.2.1 (Habitatstruktur Lippe).

10.2.11. Rotauge (*Rutilus rutilus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen galt das Rotauge einst als „überall gemein“ (HERWIG 1878), LANDOIS et al. (1892) bezeichnen die Art als „in unserer Provinz überall zuhause“ und betonen ihre große Häufigkeit. GIERS SR (1932a) zählt die Art im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Fischen; 1966 stand das Rotauge mit 203 kg an zweiter Stelle der Fangstatistik des Anglervereins Hamm-Heessen (GIERS JR 1967).

Trotz seiner Häufigkeit wurde auch das Rotauge zeitweise besetzt, z.B. in den 1960er Jahren im Raum Hamm (Giers JR 1967) oder 1984 und 1991 im Bereich des Kreises Soest (Borchard & Bunzel-Drüke 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.).

Verbreitung und Abundanz des Rotauges bei den 2017 und 2018 durchgeführten Elektrofischungen in der Lippe zeigen ein eigentümliches Muster (Abb. 110). Im kühlen Oberlauf der Lippe ist die Art wie zu erwarten selten. Darauf folgt ein langer Flussabschnitt, in dem renaturierte und



Abb. 107: Rotauge aus der Lippe westlich Lippstadts



Abb. 108: Rotaugen

entfesselte Probestrecken relativ hohe Rotaugendichten aufweisen und Probestrecken im Ausbauzustand meist deutlich niedrigere. Diese Verteilung bricht 2017 jedoch nach Probestrecke 30 (Bergkamen-Heil) unvermittelt ab. Mit Ausnahme der Probestrecke im Bergsenkungsgebiet HaLiMa (46) werden von Heil bis zur Mündung unabhängig vom Ausbauzustand der Lippe nur noch sehr wenige Rotaugen gefangen. 2018 ist der Rotaugenbestand dann insgesamt wesentlich niedriger als im Vorjahr, und der genaue Ort des Bestandsrückgangs flussabwärts Hamm ist nicht zu lokalisieren. Wieder zeigt aber HaLiMa höhere CPUE-Werte, die diesmal flussabwärts der Bergsenkung bis zur Mündung nicht so stark zurückgehen wie 2017.

In beiden Untersuchungsjahren konnte das Rotauge in Stillgewässern entlang der gesamten Lippe nachgewiesen werden. Es gehörte in den Auengewässern zu den fünf Arten mit einer Frequenz von über 50 % in den untersuchten Probestellen; 2017 war es außerdem die individuenreichste Art. Den höchsten Anteil am Gesamtfang stellte es in ständig angeschlossenen Auengewässern.

Auch bei den Reusenkontrollen 2018 und 2019 war das Rotauge mit 16 % des Gesamtfanges stark vertreten. Dabei wurden vornehmlich Individuen der mittleren Größenklassen von 15 bis 20 cm erfasst, die überwiegend im September und Oktober wanderten. 0+ Stadien bis 5 cm traten dagegen kaum auf (0,1 % aller Rotaugenfänge).

Der Anteil des Rotauges an der Eisvogelnahrung steigt von östlich von Lippstadt bis zu einem Maximum in den renaturierten Lippeabschnitten zwischen Lippstadt und Lippborg und fällt dann deutlich, bis die Anteile etwa ab Lünen nur noch sehr niedrig sind oder die gern verzehrte Art sogar fehlt.

Die anpassungsfähige, gegen viele Beeinträchtigungen kaum empfindliche Art sollte eigentlich vom Beginn der Barbenregion an – also ab dem Raum Lippstadt – flussabwärts immer häufiger

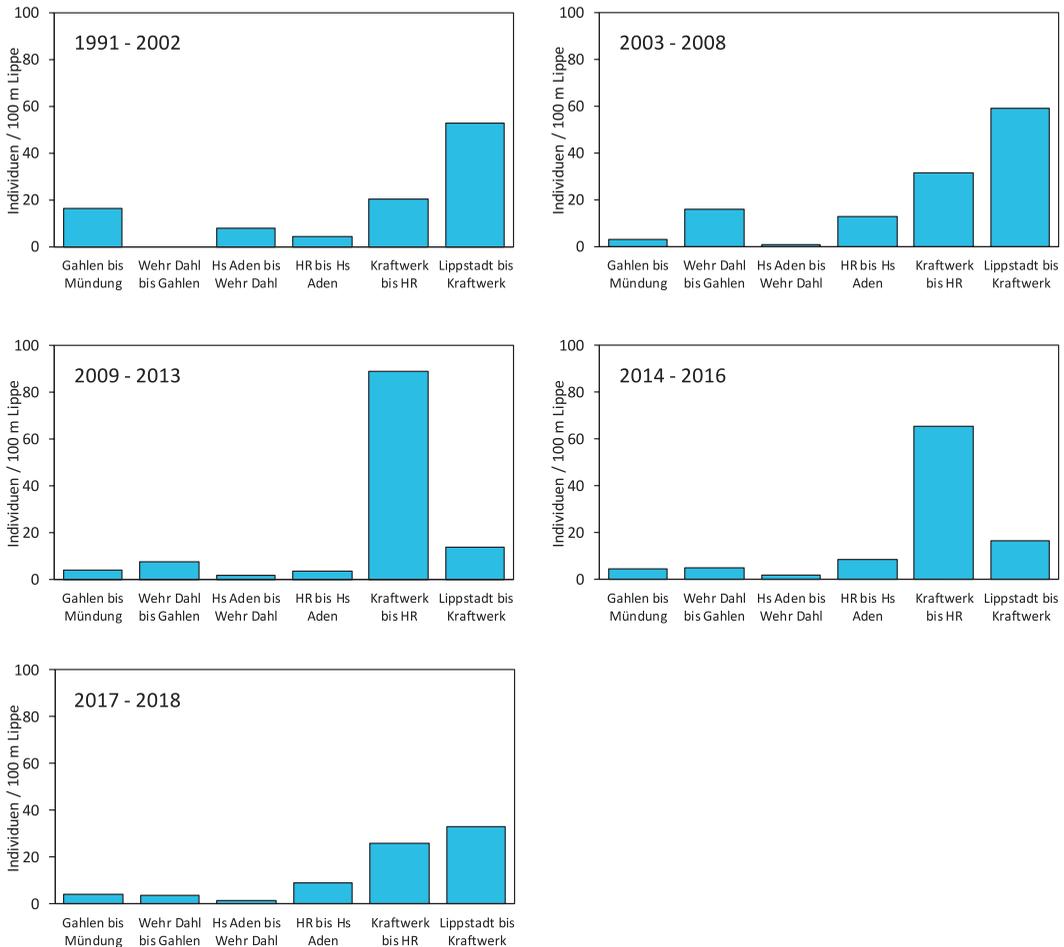


Abb. 109: Verbreitungsgeschichte des Rotauges in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)

werden, wobei ein Unterschied zwischen ausgebauten und naturnahen Flussabschnitten kein Widerspruch ist. Das Rotauge sollte auch die durch Wehre eingestauten Strecken in Hamm und Unna in einiger Dichte besiedeln. Das merkwürdige Verbreitungsmuster der Rotaugen in der Lippe könnte mit der Salzbelastung zusammenhängen.

Rotaugen laichen im April/Mai bei Wassertemperaturen über 12 °C (KOTTELAT & FREYHOF 2007), die Larven schlüpfen nach etwa 12 Tagen bei ca. 15 °C. Kühlere Temperaturen verlängern die Entwicklungszeit und führen außerdem zu einer erhöhten Sterblichkeit der Embryonen (SCHÖFER 1979). Rotaugen haben während der Ei-Entwicklung die niedrigste Salztoleranz von acht untersuchten einheimischen Süßwasserfischarten (THIEL 2006). Nach SCHÖFER (1979) und JÄGER et al. (1980)

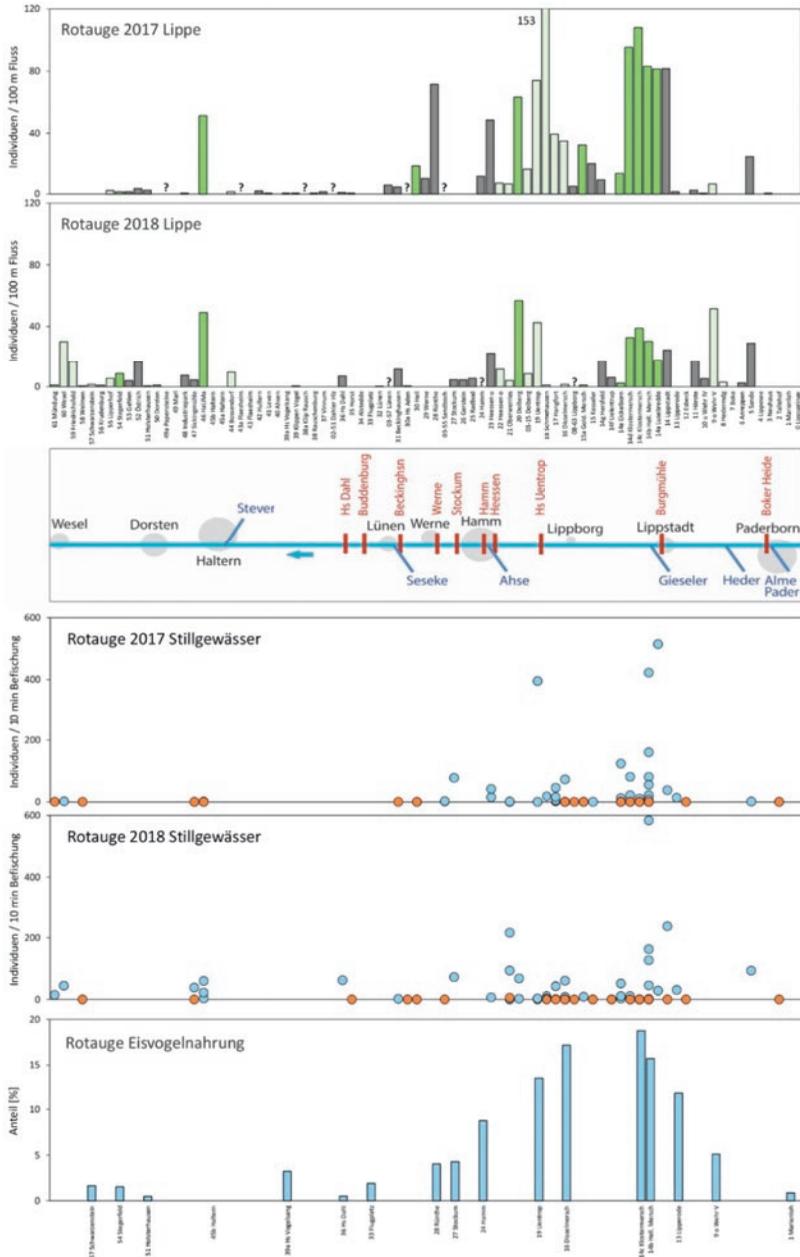


Abb. 110: Verbreitung und Häufigkeit des Rotauges (*Rutilus rutilus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelernährung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

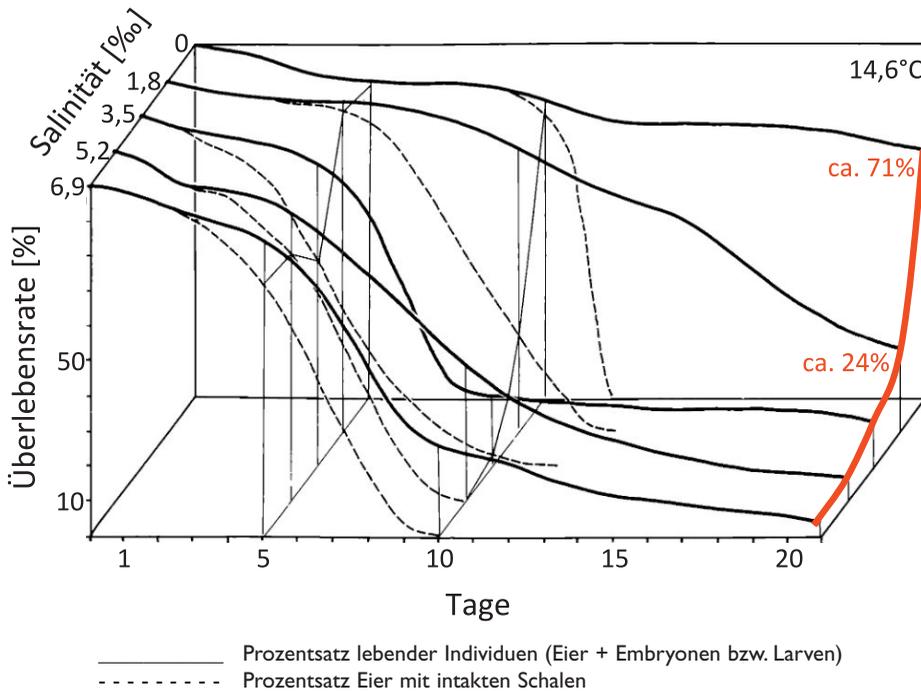


Abb. 111: Überlebensraten von Eiern, Embryonen und Larven des Rotauges sowie Abnahme der Eier mit intaktem Chorion bei verschiedenen Salzgehalten; ergänzt aus Jäger et al. (1980).

löst sich die Eihülle bei erhöhten Salzkonzentrationen zu früh auf und die Embryonen fallen heraus. Bei 14,6 °C im Süßwasser (0 ‰ Salzgehalt) überlebten in einem Laborversuch ca. 71 % der Eier bzw. der geschlüpften Larven bis zum 22. Tag. Bereits bei einem Salzgehalt von 1,8 ‰ waren es nur ca. 24 %, also etwa 1/3 der Überlebensrate im Süßwasser. Höhere Salzkonzentrationen brachten fast alle Eier zum Absterben (Abb. 111). Eine größere Brackwasserresistenz entwickelte sich erst mit zunehmendem Alter der Tiere (JÄGER et al. 1980). Es ist unbekannt, bei welcher Salinität die Überlebensrate der empfindlichen Eiphase des Rotauges groß genug ist, um eine Population zu erhalten.

Die Lippe hat ein Salzproblem. Zwar ist die Salinität durch natürliche Solequellen und Solebohrungen relativ gering, aber die Einleitung von Grubenwasser in den Fluss führt zu einer unnatürlich hohen Salzkonzentration. 2017 und 2018 war der am weitesten flussaufwärts gelegene Einleitungspunkt „Haus Aden“ bei Lünen-Beckinghausen, zwischen den Probestrecken 30 und 30a. Die Leitfähigkeit der Lippe stieg durch diese Einleitung in der Befischungssaison 2017 von ca. 870 auf 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im trockenen Jahr 2018 sogar von 960 auf 1550 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Eine zweite in den beiden Untersuchungsjahren noch aktive Einleitung war „Auguste Victoria“ bei Marl zwischen den Probestrecken 47 und 48.

Das Abreißen der nahezu geschlossenen Rotaugen-Verbreitung fällt mit der Einleitung Haus Aden zusammen. Die in beiden Untersuchungsjahren hohen Abundanzen des Rotauges in der

Bergsenkung HaLiMa lassen sich durch die Verdünnung durch die einmündende Stever erklären. Ab der Einleitung Auguste Victoria steigt die Leitfähigkeit wieder an und die Abundanz des Rotauges geht zurück.

Die Salinität der Lippe flussabwärts der Einleitungen in den beiden Untersuchungsjahren ist uns nicht bekannt. Veröffentlichungen von Werten zur Jahresdurchschnittskonzentration von Chlorid nennen Zahlen von 200 – 300 mg/l oberhalb und 450 mg/l unterhalb Auguste Victoria (MKULNV 2015). Diese Werte entsprechen einer Salinität von 0,36 – 0,54 ‰ bzw. 0,82 ‰. Die Überlebensrate von Rotaugeneiern würde damit irgendwo zwischen 71 % und 24 % liegen. Da die Grubenwassereinleitungen in Menge und Konzentration jedoch stark schwanken und zudem Abfluss und Wassertemperatur der Lippe wechseln, ist die tatsächliche Chlorid-Belastung zur Laichzeit der Rotaugen nicht zu beziffern.

Das Rotauge ist eine der Leitarten in der Referenz sowohl des Barbentyps als auch des Brasentyps Lippe (NZO & IfÖ 2007). Wenn es nicht gelingt, die Bestandsdichte der Art flussabwärts Lünen zu erhöhen und ihre Fortpflanzungsrate zu verbessern, ist der gute Zustand der Fischfauna für die Wasserrahmenrichtlinie kaum zu erreichen. Die wichtigste Maßnahme ist wahrscheinlich das Einstellen der Grubenwassereinleitung in die Lippe. Außerdem könnte das Rotauge durch die Anlage angeschlossener Auengewässer gefördert werden.

In den Jahren 2020 bis 2022 bietet sich die Chance, den Einfluss des Grubenwassers auf das Rotauge und andere Arten genauer zu erfassen. Die Einleitung von Haus Aden wurde im September 2019 temporär eingestellt. Der Wasserstand unter Tage soll in den nächsten Jahren bis zu einem Level von –600 m NHN ansteigen, dann soll das Abpumpen wieder einsetzen, wahrscheinlich im Jahr 2023.

10.2.12. Döbel (*Squalius cephalus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei der Döbel „überall gemein“ (HERWIG 1878); in der Lippe würden Exemplare von 50 bis 60 cm Länge gefangen (LANDOIS et al. 1892). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm nicht zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten, sondern schreibt: „Häufiger [als der „nicht häufige“ Aland] ist der Döbel. Er erreicht ein Gewicht von mehr als 4 Pfd., wird vom Flugangler zuweilen gefangen. Bedeutung hat er in unseren Gewässern nicht“ (GIERS SR 1932c); 1967 vermerkt GIERS JR, der Döbel sei in der Lippe bei Hamm häufiger als die Rotfeder, hätte aber keine große Bedeutung für die Angelfischerei.

Bei den Befischungen 2017 und 2018 war der Döbel in der Lippe von Lippstadt-Lipperode bis zur Mündung durchgehend verbreitet (Abb. 114). Flussabwärts von Lünen erreichte er höhere Dichten als oberhalb. Im kühlen Oberlauf der Lippe flussaufwärts Lipperode wurden nur einzelne Individuen gefangen. In an die Lippe angebundenen Auengewässern hielten sich oft diesjährige (0+) Döbel auf, nur selten ältere Exemplare.



Abb. 112: Junger Döbel



Abb. 113: Narkotisierter Döbel aus der Markierungsstudie

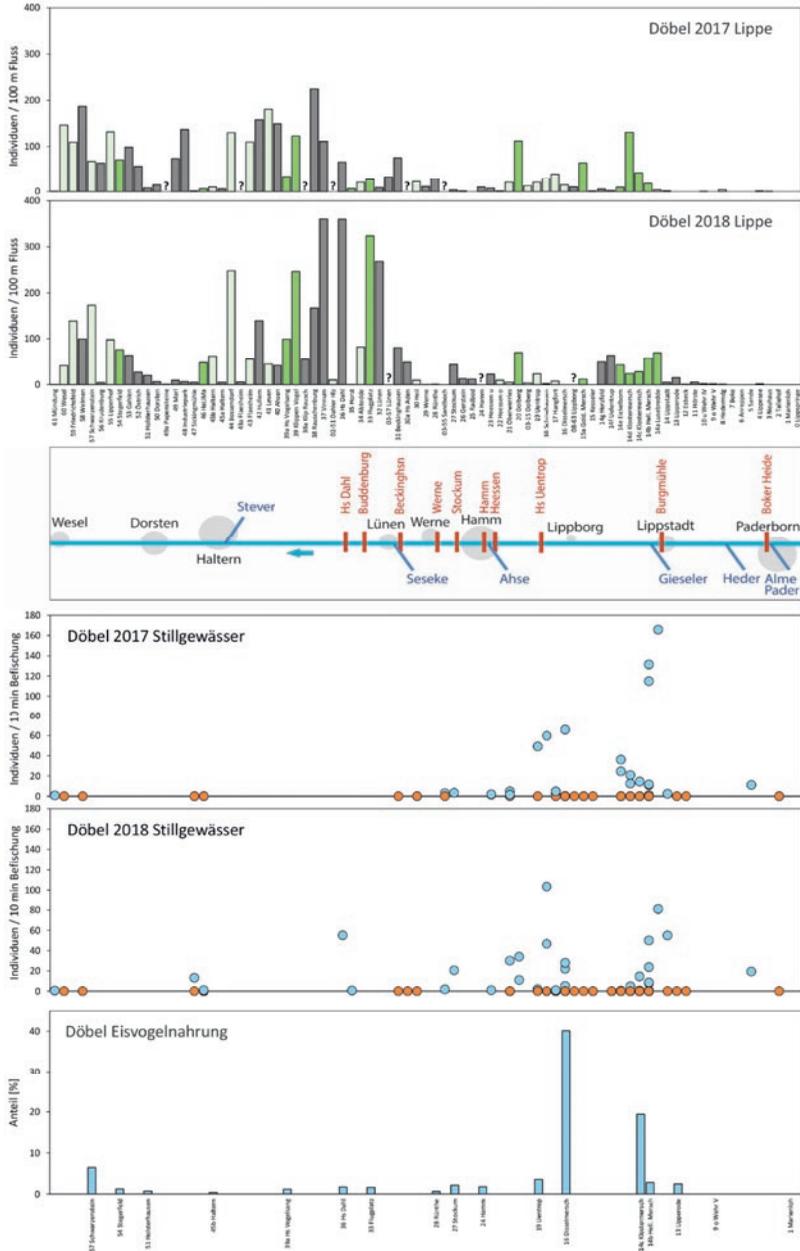


Abb. 114: Verbreitung und Häufigkeit des Döbels (*Squalius cephalus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Die heutige Häufigkeit des Döbels in der Lippe unterscheidet sich von den historischen Einschätzungen: Er ist immer noch weit verbreitet – er wurde an 85 % (2017) bzw. 88 % (2018) aller Probestrecken gefangen -, aber mittlerweile ist er die autochthone Art mit der höchsten Abundanz in der Lippe. So lag der Döbel 2017 zahlenmäßig an dritter Stelle aller gefangenen Individuen nach Schwarzmaul- und Marmorgrundel, 2018 war er sogar an die zweite Stelle gerückt, übertroffen nur von der Schwarzmaulgrundel. Bei den Reusenuntersuchungen 2018/2019 stellte er mit 30 % aller gefangenen Tiere die häufigste Art. Obwohl der Döbel rheo- und lithophil ist, kommt er mit Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie und der Wasserqualität besser zurecht als viele andere Arten, auch solche, die ehemals häufiger waren als er. So pflanzt er sich selbst in den gestauten Lippeabschnitten in Hamm und Unna erfolgreich fort.

Bei den Besunderungen wurden auch zahlreiche Döbel bis zu 67 cm Totallänge markiert. Die Döbel zeigten sich jedoch recht „faul“ bei ihren Wanderungen und verblieben meist nahe des Besatzortes im Lippemündungsbereich. Lediglich bei zwei Döbeln konnte eine klare Laichwanderung in beiden Untersuchungsjahren beobachtet werden, bei denen die Tiere bis Krudenburg (km 14) in die Lippe einzogen. Durch die weite Verbreitung des Döbels und seine guten Reproduktionserfolge verwundert es nicht, dass die Tiere aus dem Rhein nicht weit in die Lippe einziehen.

Hilfsmaßnahmen sind nicht erforderlich.

10.2.13. Schleie (*Tinca tinca*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen lebe die Schleie „in nicht erheblicher Anzahl, wahrscheinlich aus benachbarten Teichen“ (HERWIG 1878). „In der Lippe findet man sie nur in den alten Betten“ (LANDOIS et al. 1892). Auch GIERS SR (1932c) betont die Vorliebe der Schleie im Raum Hamm für Stillgewässer: „Die Schleie ist in den Altwässern der Lippe immer beheimatet gewesen und dort in Exemplaren bis zu 4 Pfd. gefangen worden“. GIERS JR (1967) schreibt: „Auch heute gelingen noch gute Fänge in Altwässern, in der Lippe und im Kanal.“

Trotz der Einschätzung als nicht seltene Art wurde die Schleie beginnend 1925 regelmäßig besetzt (GIERS SR 1932c, GIERS JR 1967).

In der Lippe zeigte die Schleie 2017 und 2018 drei Schwerpunktorkommen mit allerdings geringer Dichte (Abb. 116): die Renaturierungen westlich von Lippstadt, die eingedeichten, naturfern ausgebaute und eingestaute Strecke westlich von Hamm und das Bergsenkungsgebiet HaLiMa mit Umgebung. An allen drei Stellen pflanzt sich die Art erfolgreich fort. Es ist keine Bevorzugung eines Ausbau- bzw. Naturnähezustands zu erkennen.

In beiden Untersuchungsjahren war die Schleie die Art mit der höchsten Probestellenfrequenz in Stillgewässern (rund 60 %), aber ihre Abundanz war verglichen mit anderen Arten ähnlicher Frequenz niedrig. Ihren höchsten Anteil am Gesamtfang wies sie in ständig angeschlossenen Auen- und Gewässern auf, aber die Anteile in häufig, selten und sehr selten mit der Lippe verbundenen Stillgewässern waren nicht viel niedriger.



Abb. 115: Schleie

In der Eisvogelnahrung war die Schleie im Gewässerkomplex „Burgruine Lipperode“ und in der renaturierten Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen besonders häufig.

Insgesamt gesehen ist die Schleie in der Lippe noch weit verbreitet und besiedelt verschiedenartige Stillgewässer und Lippestrecken, die (auch) pflanzenreiche Strecken mit geringer Strömung aufweisen. Zur Förderung der Art ist die Anlage von Auengewässern v.a. am Unterlauf der Lippe zu empfehlen.

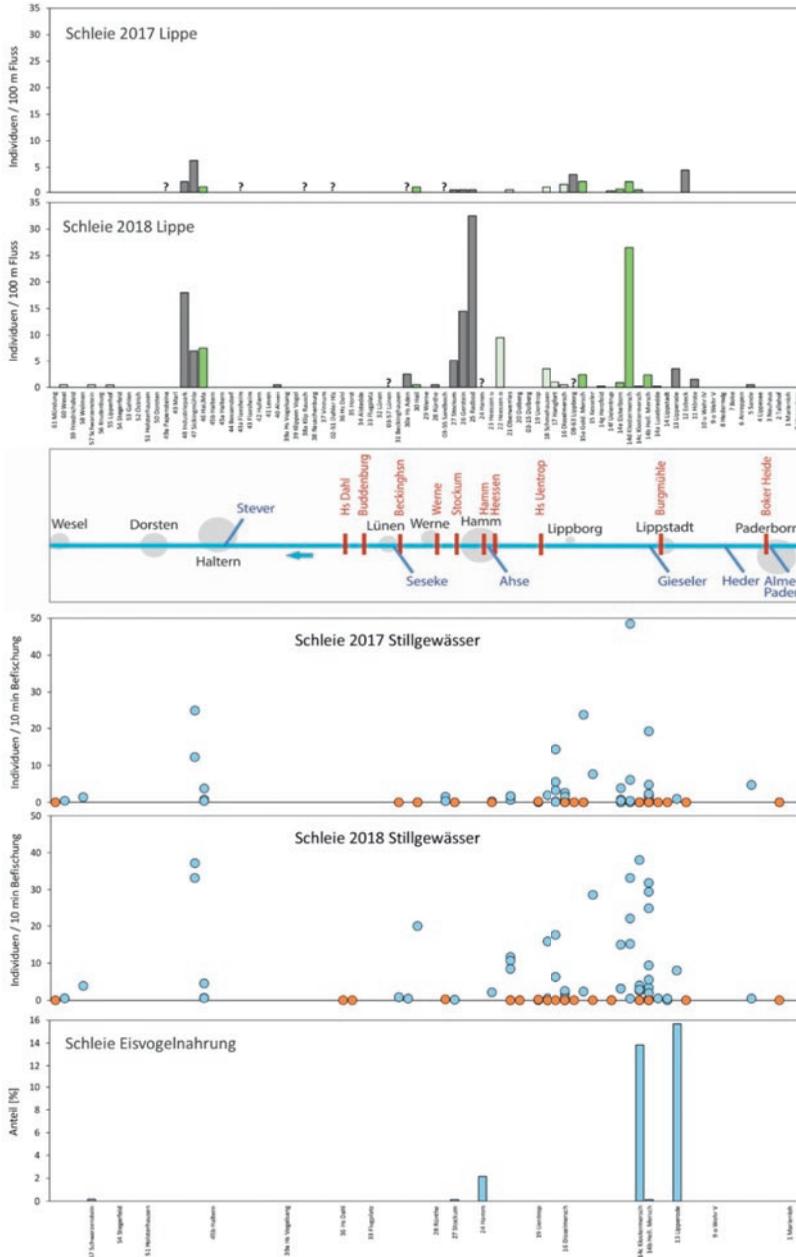


Abb. 116: Verbreitung und Häufigkeit der Schleie (*Tinca tinca*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.14. Steinbeißer (*Cobitis taenia*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Steinbeißer für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht; möglicherweise wurde die Art nicht vom Schlammpeitzger unterschieden. LANDOIS et al. (1892) schreiben dagegen: „... *Amtmann Lambateur beobachtete den Fisch neben der Bartgrundel in den alten Lippebetten ...*“. GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) erwähnen den Steinbeißer nicht.

Die ursprüngliche Verbreitung des Steinbeißers im Lippe-Einzugsgebiet lässt sich nicht rekonstruieren. Die Art war jedenfalls um 1990 fast verschwunden (Abb. 119) und hat wahrscheinlich nur in zwei Gebieten überlebt:

- In der Lippe und ihrer Aue zwischen Lippstadt und Lippborg: Westlich von Lippstadt wurden 1991 an zwei Stellen insgesamt sechs Individuen gefangen (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Am 19.07.1996 wurden bei Untersuchungen der Universität Münster an der Lippebrücke in Lippetal-Lippborg Steinbeißer registriert (Krismann 1999 mdl.). Bei einer Befischung des Hultroper Altarms am 22.07.1999 stellte die ABU einen sich reproduzierenden Bestand des Steinbeißers in diesem Stillgewässer fest, das bei Hochwasser mit der Lippe in Verbindung steht. Es ist von der Brücke in Lippborg nur 2 km entfernt.
- Im Steversystem, wo 1993 im Kleuterbach nördlich Lüdinghausen 27 Individuen im FischInfo NRW verzeichnet sind und 1995 mehr als 600 Tiere in der Stever bei Olfen.

Nach der Renaturierung der Lippe und ihrer Aue in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1997 nahm hier die Abundanz der Art in der Lippe und in verschiedenen Auengewässern allmählich zu und eine Ausbreitung lippeab- und -aufwärts begann (SCHÜTZ et al. 2008, Abb. 119).

Die Population im Steversystem hatte 1995 den Hullerner und den Halterner Stausee besiedelt, breitete sich aber nicht in die Lippe hinein aus. Nur 2007 wurden bei Haltern-Berghaltern flussabwärts der Mündung der Stever drei Individuen gefangen.

Die einzigen Steinbeißer in der Lippe, die keine Verbindung zu den Beständen im Kreis Soest oder zu denen des Stever-Einzugsgebietes zu haben scheinen, sind zwei Tiere, die am 13.06.2008 bei Olfen-Vinum und bei Olfen-Rauschenburg auftauchten.

Die Befischungsergebnisse 2017 und 2018 zeigten (Abb. 120), dass die Steinbeißer des Kreises Soest mittlerweile die Lippe und verschiedene Auengewässer zwischen Lipperode und Hamm-Heessen besiedeln, wo die Art in renaturierten und entfesselten Flussabschnitten hohe Dichten erreicht. Dieses Vorkommen, das sich langsam weiter nach flussabwärts ausdehnt, ist mit Abstand das bedeutendste in der gesamten Lippe, so dass hier die größte Verantwortung für den Schutz dieser FFH-Art besteht.

Flussabwärts der Mündung der Stever konnten an mehreren Probestrecken einzelne Steinbeißernachweise erbracht werden. Im Bergsenkungsgebiet „HaLiMa“ könnte mittelfristig ein sich selbst erhaltender Bestand entstehen.



Abb. 117: Wahrscheinlich der erste Nachweis des Steinbeißers in der Lippe im 20. Jahrhundert: ein Exemplar nahe der Mündung der nördlichen Umflut am Westrand von Lippstadt am 10.09.1991



Abb. 118: Kescher mit jungen Steinbeißern

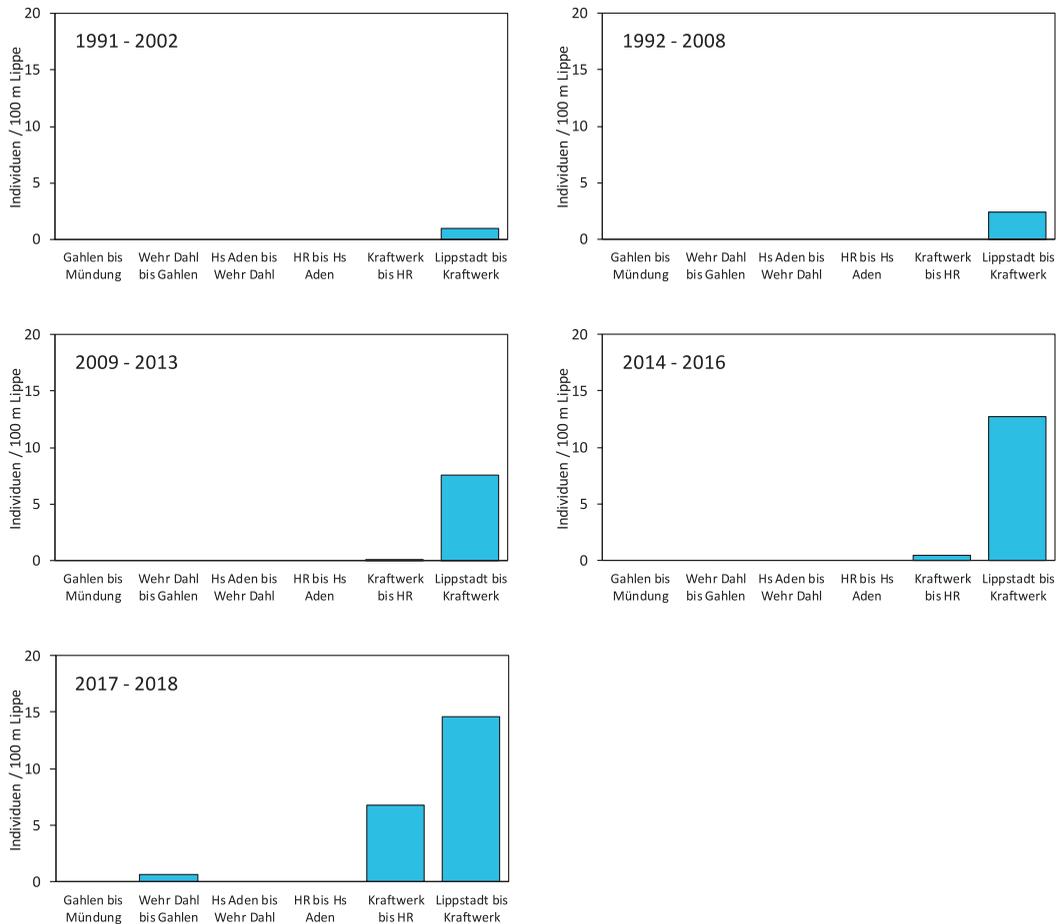


Abb. 119: Verbreitungsgeschichte des Steinbeißers in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)

In beiden Untersuchungsjahren wurden wenige Steinbeißer außerdem zwischen dem Wehr bei Haus Dahl und Datteln-Ahsen gefangen. In diesem Abschnitt liegen auch die beiden Nachweise aus dem FischInfo von 2008 (s.o.). Möglicherweise gibt es hier ein nicht bekanntes altes Steinbeißervorkommen in einem Zufluss zur Lippe oder in einem Auengewässer.

Die Vorkommen des Steinbeißers in Stillgewässern 2017 und 2018 zeichnen die Verbreitung der Art in der Lippe nach. Die höchsten Anteile am Gesamtfang erreichte die Art in häufig, aber nicht ständig an den Fluss angeschlossenen Auengewässern.

In Eisvogelgewöllen konnte nur in der Klostermersch bei Lippstadt ein Steinbeißer nachgewiesen werden.

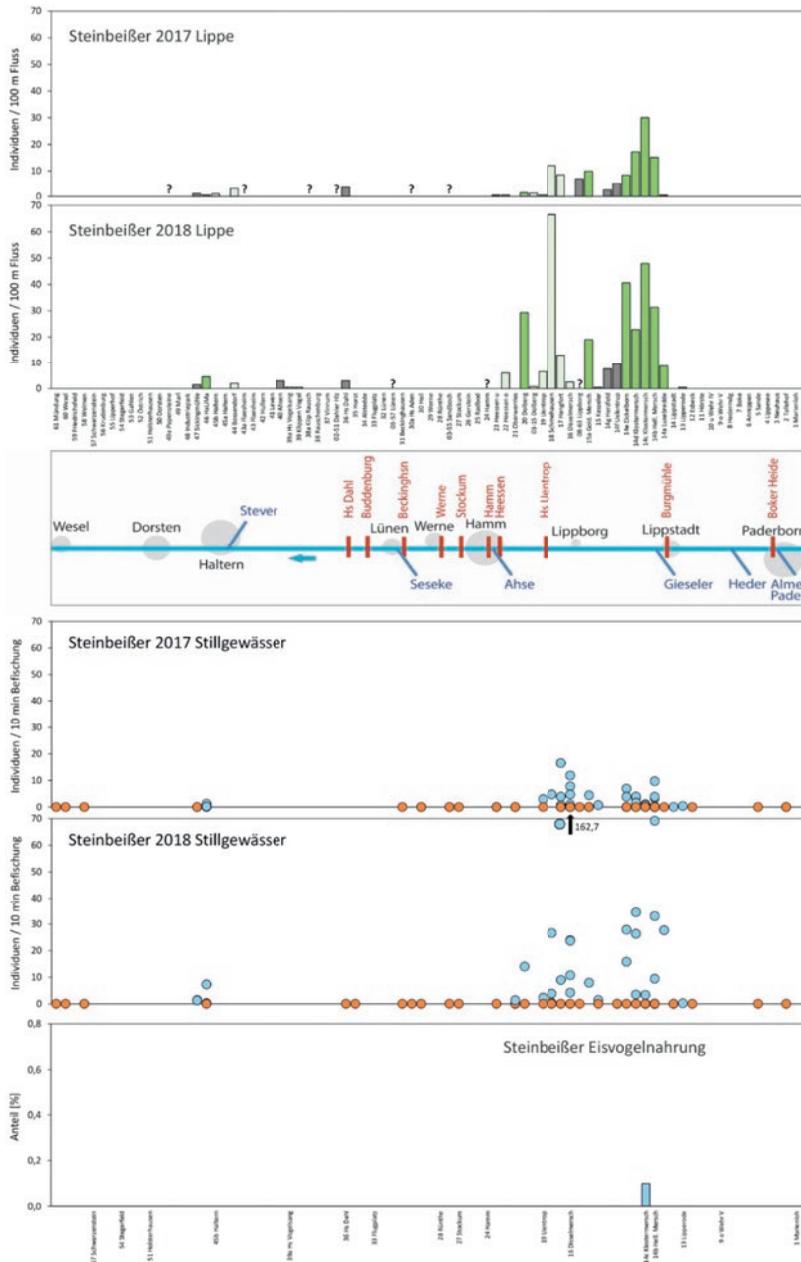


Abb. 120: Verbreitung und Häufigkeit des Steinbeißers (*Cobitis taenia*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Die beste Schutzmaßnahme für den Steinbeißer ist die Durchführung weiterer Renaturierungen. Die Art benötigt ein kleinräumiges Mosaik aus offenem Sand und Wasserpflanzen in langsam fließenden oder stehenden Gewässern.

10.2.15. Wels (*Silurus glanis*)

In der Lippe wahrscheinlich allochthon

Der Wels gilt im Oberrhein und im Rheindelta als einheimisch (z.B. LELEK & BUHSE 1992, DE NIE 1996), aber in der Lippe scheint er einst nicht vorgekommen zu sein (HERWIG 1878, LANDOIS et al. 1892, GIERS SR 1932c, GIERS JR 1967).

Besatzmaßnahmen in der Lippe, u.a. im Kreis Soest in den 1970er Jahren führten nicht zur Etablierung der Art. Als interessante Angelfische wurden Welse immer wieder auch in Fischteichen und Abgrabungsgewässern ausgesetzt.

Einer der ersten Nachweise in der Lippe ist der Fang eines ca. 8 cm langen Jungfisches im Umgehungsgerinne am Wehr Buddenburg am 30.04.2004 (SPÄH 2005). Für 2006 verzeichnet das FischInfo NRW wiederum Jungfische in der Lippe, und zwar flussabwärts des Radbodsees bei Hamm und flussaufwärts des Wehrs Werne-Rünthe. 2007 wurden wieder Fänge in Rünthe gemeldet, außerdem am Wehr Hamm-Heessen und in der Schlagmersch flussaufwärts dieses Wehrs, 2008 dann bei Lünen und 2009 bei Datteln-Ahsen.

Die erfolgreiche Besiedlung der Lippe begann also offenbar nach dem Jahr 2000 im Raum Hamm/ Unna (Abb. 124). Eventuell gelangten die Tiere wie die Grundeln über die Wasserverteilungsanlage des Westdeutschen Kanalnetzes am Wehr Hamm in die Lippe. Im Kanalnetz kommen Welse jedenfalls mindestens seit Mitte der 2000er Jahre vor.



Abb. 121: Junger Wels aus der Lippe bei Lünen-Alstedde 2016



Abb. 122: Adulter Wels aus der Lippe bei Beckum-Dolberg 2018

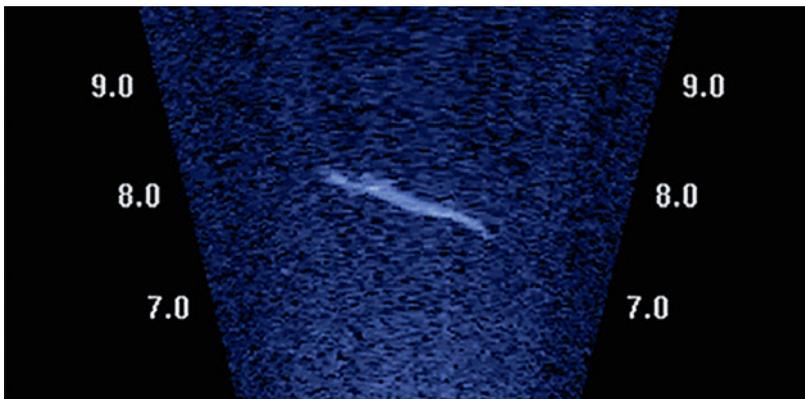


Abb. 123: DIDSON-Aufnahme (Dezember 2018) an der Lippemündung oberhalb der Rausche an der B8 bei Wesel: Ein etwa 1,8 m langer Wels hielt sich vermehrt im Schallkegel des Sonars auf.

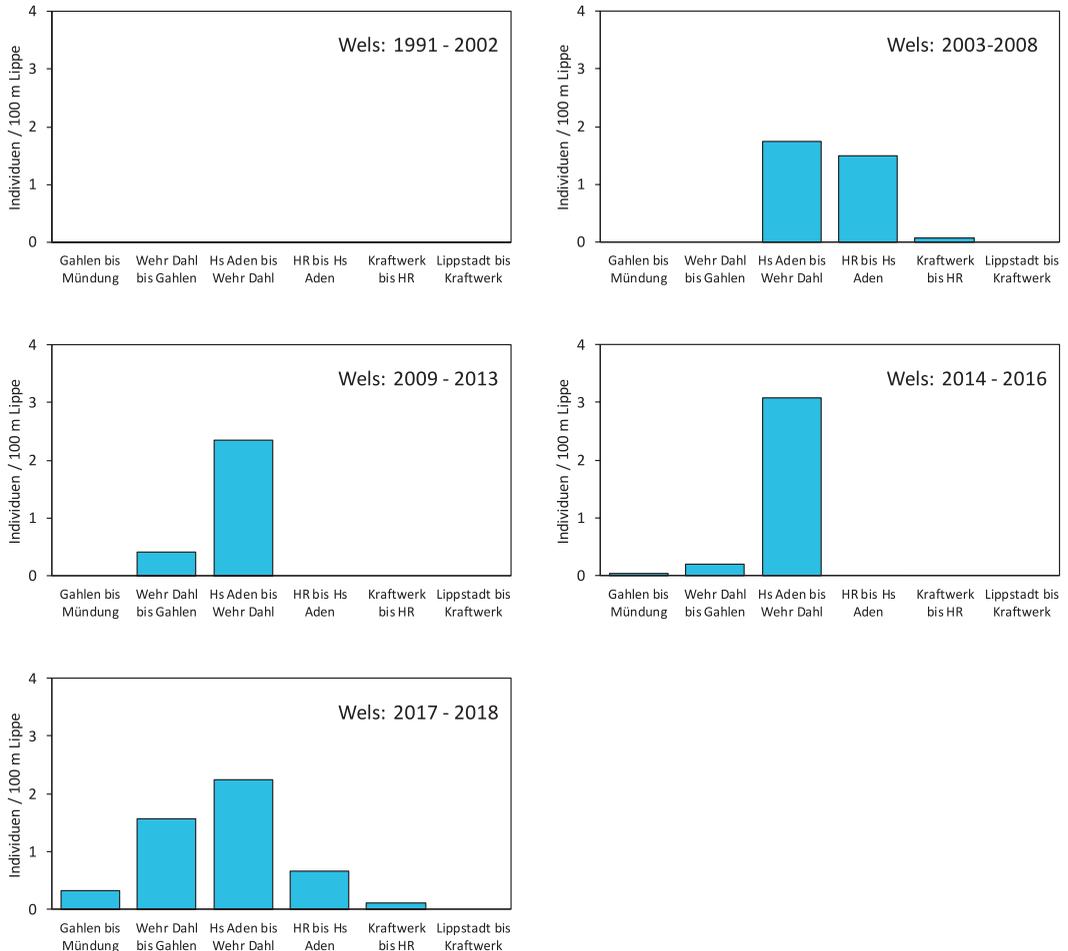


Abb. 124: Verbreitungsgeschichte des Welses in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)

2017 und 2018 erstreckte sich die durchgehende Verbreitung des Welses von Hamm-Schmehausen bis zur Mündung der Lippe, mit einem Schwerpunkt im Jahr 2018 zwischen dem Wehr Beckinghausen und dem Wehr Buddenburg im Kreis Unna (Abb. 125). Bei den Reusenkontrollen wurden sowohl junge Welse als auch Individuen bis zu 1,4 m Länge gefangen, die den Aufstieg dieser Art von unterhalb belegen. Während der DIDSON-Untersuchung (vgl. Kap. 9) konnte mehrfach ein Exemplar von etwa 1,8 m Länge nahe der Lippemündung ausgemacht werden (Abb. 123). Der Fang eines Einzeltieres im Oberlauf der Lippe bei Sande 2017 dürfte auf Bestände in den nahegelegenen Baggerseen zurückgehen.

Nur in zwei Stillgewässern konnten Welse nachgewiesen werden: 2017 und 2018 je ein Jungfisch in dem an die Lippe angeschlossenen Altarm am Gersteinwerk bei Hamm-Stockum und 2018 zwei junge Exemplare im altarmartigen Ablauf des Lippesee bei Paderborn-Sande.

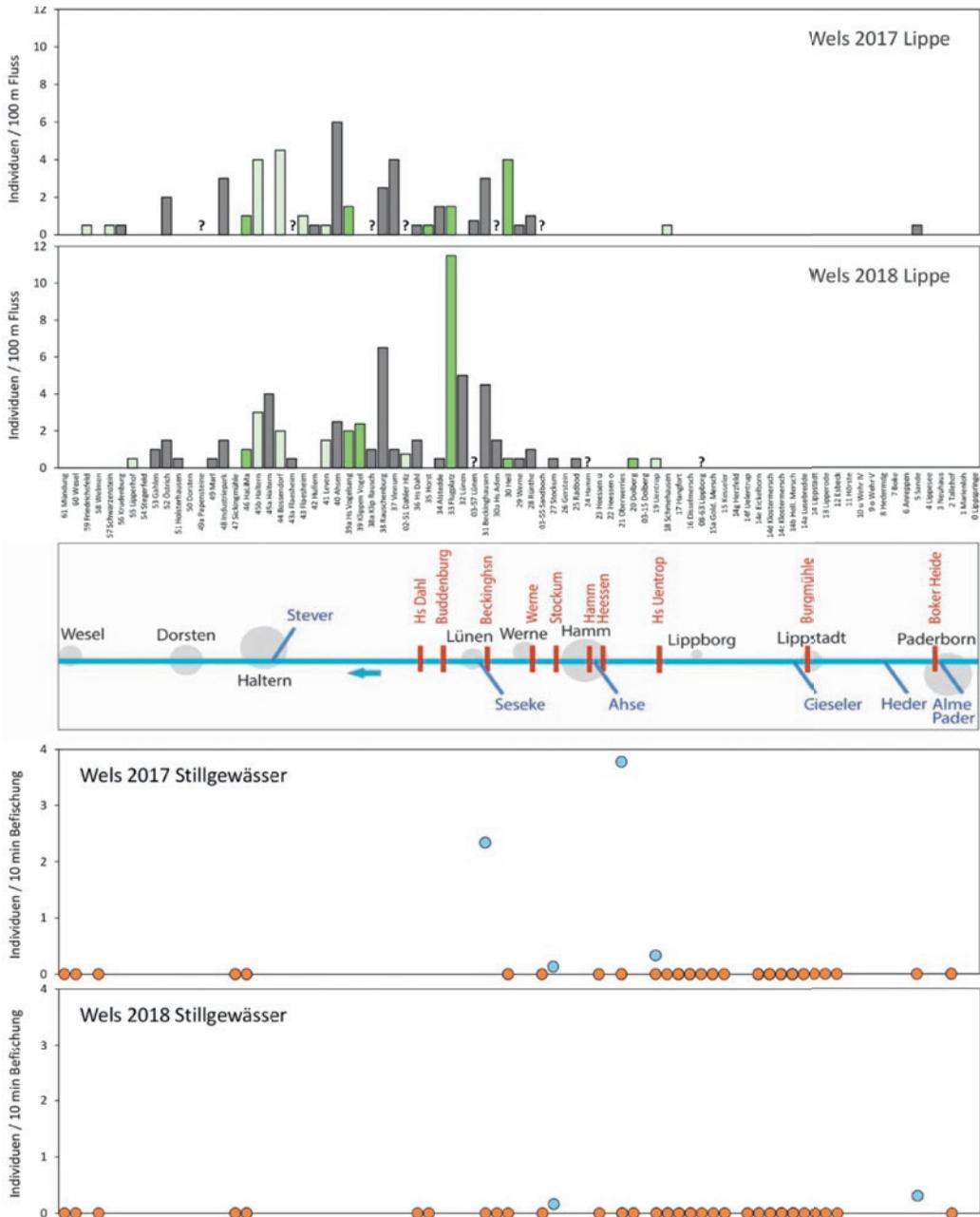


Abb. 125: Verbreitung und Häufigkeit des Welses (*Silurus glanis*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.16. Hecht (*Esox lucius*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei der Hecht „durchgehends häufig“ (HERWIG 1878); auch LANDOIS et al. (1892) bezeichnen ihn als in Westfalen häufig, u.a. in der Lippe. „Im Kreise Rees bis Wesel [der von HERWIG (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] ist die Lippe besonders reich an schönen Hechten, ...“ (VON DEM BORNE 1881). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und GIERS JR bezeichnet ihn 1967 im selben Gebiet als sehr wichtigen Nutzfisch der Lippe.

Besatz mit Hechten findet regelmäßig statt.

Im Rahmen der Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe wurden Hechte – v.a. diesjährige – 2017 und 2018 an der gesamten Lippe nachgewiesen (Abb. 128), allerdings gibt es nicht nur in der Forellenregion „Fehlstellen“ in der Verbreitung. Zwei Abschnitte wiesen eine erhöhte Abundanz von Hechten auf: die recht lange Strecke zwischen Lippstadt und Hamm und die Bergsenkung HaLiMa mit Umgebung. Beiden Abschnitten ist gemeinsam, dass Verbindungen zwischen der Lippe und Auengewässern bestehen. Eine eindeutige Bevorzugung von naturnahen, entfesselten oder ausgebauten Lippestrecken ließ sich dagegen nicht erkennen.

In den Halterner Sanden und im kiesigen Unterlauf der Lippe waren Hechte sehr selten oder fehlten sogar, was sich auf fehlende Auengewässer zurückführen lässt. Die Abundanz des Hechtes in der Lippe zeichnet damit recht deutlich die Verbreitung bzw. Häufigkeit der Auengewässer nach und belegt damit deren Bedeutung für die Reproduktion der Art.



Abb. 126: Junger Hecht



Abb. 127: Adulter Hecht aus dem Altarm Ramesol des SFV Lippborg aus dem Jahr 2018.

Die höchsten Anteile am Gesamtfang erreichte der Hecht nicht in der Lippe, sondern in häufig bzw. ständig angeschlossenen Auengewässern.

Zur Förderung der natürlichen Reproduktion des Hechtes dürfte die Anlage zugänglicher Auengewässer die wichtigste Maßnahme sein.

Der Hecht gehörte in den Stillgewässern 2017 und 2018 zu den Arten mit der höchsten Probestellenfrequenz, nämlich mehr als 50 %. Trotz seiner weiten Verbreitung war seine Dichte niedrig, wie es bei einem Räuber zu erwarten ist. Seine höchsten Anteile am Gesamtfang in Stillgewässern lagen in häufig und ständig mit der Lippe verbundenen Gewässern.

Obwohl junge Hechte sehr schnell wachsen, war die Art regelmäßig in Eisvogelgewöllen vertreten.

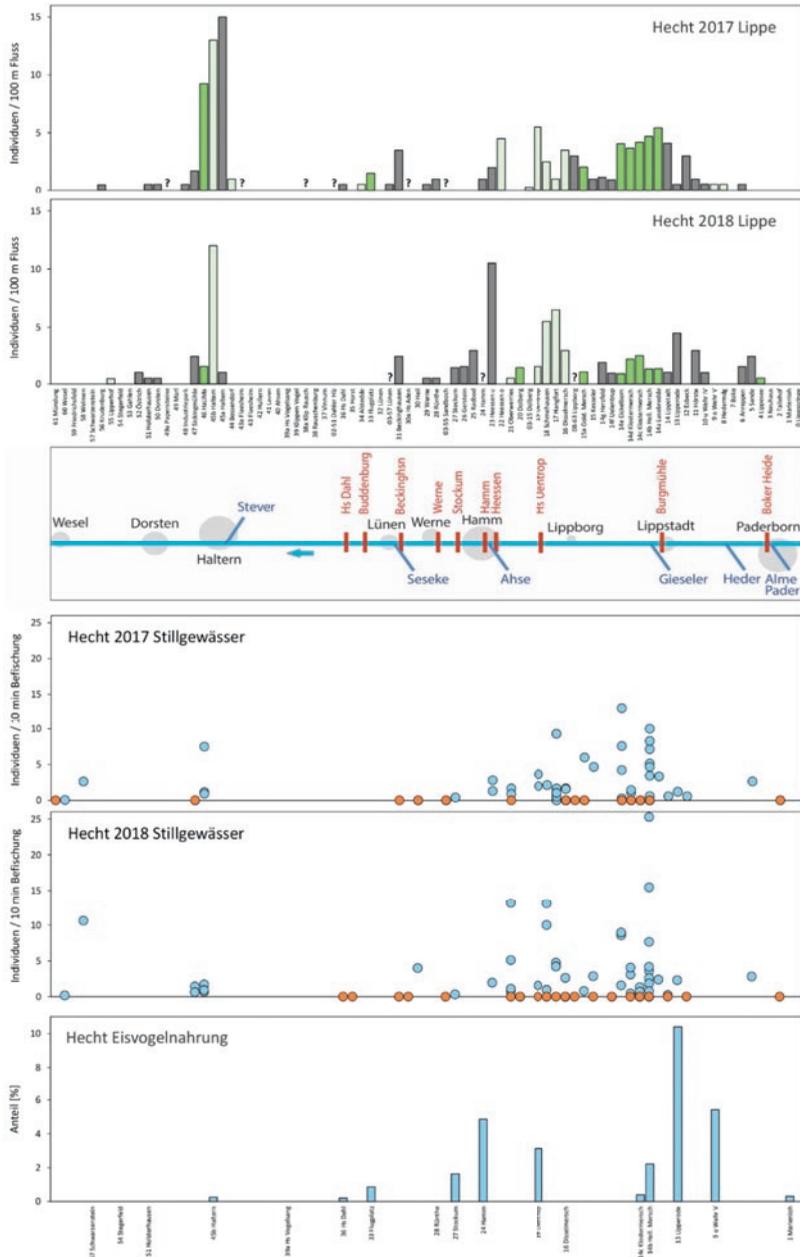


Abb. 128: Verbreitung und Häufigkeit des Hechtes (*Esox lucius*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnaehrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.17. (Bach- / Meer-) Forelle (*Salmo trutta*)

autochthon

Die beiden in der Lippe vorkommenden Formen „der Forelle“, nämlich Bach- und Meerforelle, sind reproduktiv nicht voneinander isoliert. Aus vielen stationären Bachforellenpopulationen wandeln sich immer wieder Tiere in silbrige Meerforellen um und wandern flussabwärts, um im Meer heranzuwachsen. Bei ihrer Geschlechtsreife steigen sie wieder in die Flüsse auf und pflanzen sich in den Oberläufen fort. Eigentlich anadrome Meerforellen, die nicht abwandern können, werden wieder stationär (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Sie behalten dann möglicherweise ihr „Meerforellenkleid“ und leben als „Flussforellen“.

Bach- und Meerforelle werden meist nach ihrer Färbung sortiert: Die Fettflossen adulter Bachforellen zeigen einen roten oder orangen Rand, die der adulten anadromen Tiere nicht (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Meerforellen – vor allem die häufigeren weiblichen Tiere – sind silbriger, im Mittel größer und tragen keine oder nur wenige orange Punkte auf den Flanken. Eindeutig ist die Zuordnung von Individuen jedoch oft nicht.

Adulte Meerforellen steigen zwischen Mai und Oktober in den Flüssen auf. Die Laichzeit, sowohl von Bach- als auch von Meerforellen, liegt typischerweise im November/Dezember. Die meisten adulten Tiere überleben das Laichgeschäft. Die Rückwanderung der Meerforellen erfolgt nach dem Ablaichen oder im folgenden Frühjahr nach einer Überwinterung im Fluss (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Somit wären aufsteigende Meerforellen in der Lippe von Mai bis Dezember (Schwerpunkt Herbst bis Dezember) und absteigende von Dezember bis etwa April zu erwarten.



Abb. 129: Diese Forelle aus der Lippe bei Stegerfeld-Hünxe könnte ein männliche Meerforelle sein, die bunter gefärbt sind als die silbernen Weibchen.

HERWIG (1878) schreibt: *“Für den Abschnitt B. [Lippstadt bis Beckinghausen], sowie die Stever liess sich das sporadische Vorkommen „der Forelle“ in früheren Jahren bestimmt konstatiren. So sind bei Rauscheburg und bei Werne, desgleichen bei Olfen in der Stever einzelne Forellen im Gewichte von 3 – 4 Kilogramm gefangen. Fast möchte ich dieselben nicht für die Bachforelle (Trutta fario L.), sondern für die Meerforelle (Trutta Trutta L.) halten. Im Abschnitt A. [Lippstadt bis Beckinghausen] scheint die Forelle zuweilen aus der Ahse in die Lippe überzutreten.“* Dies muss aber nicht stimmen, denn VON DEM BORNE notiert 1881 über die Ahse: *„Dieser Bach unterscheidet sich sehr unvortheilhaft von den vorher genannten [Pader, Heder, Gieseler] dadurch, dass er fischarm ist, und namentlich keine Forellen enthält“.* Über den Oberlauf der Lippe schreibt VON DEM BORNE (1881) dagegen: *„Von der Quelle bis Neuhaus hat sie [die Lippe] nur einzelne Forellen. Bei Neuhaus, wo die Alme und Pader einmünden, haben alle drei Flüsse sehr starke, bis 9 Pfd. schwere Forellen ... Von Neuhaus bis 7 km unterhalb Lippstadt finden sich an verschiedenen Orten sehr grosse Forellen“.* LANDOIS et al. (1892) listen Bachforellen in Alme, Pader und Beke auf, außerdem eine kleine Meerforelle *„vor vielen Jahren“* bei Werne.

Das FischInfo NRW verzeichnet nur eine 30 – 40 cm lange Meerforelle am 27.10.2005 im Unterlauf der Lippe bei Hünxe, dagegen mehr als 6.000 Bachforellen in der gesamten Lippe mit Schwerpunkt im Oberlauf. Bachforellen werden an vielen Stellen besetzt.

So geht auch der Fang von 205 diesjährigen (0+) Bachforellen am Wehr IV bei Lippstadt-Garfeln (Probestrecke 10) am 22.08.2018 auf eine kurz zuvor erfolgte Besatzmaßnahme aus dem Lippebachforellenprojekt zurück (vgl. Besatz Kap. 14). Aufschlüsse über die Biologie der Forellen in der Lippe können Reusenfänge in Fischwegen an Querbauwerken geben. Seit 1998 liefen folgende Untersuchungen:

- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg vom 07.05.2003 bis 17.12.2004, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2005): im Aufstieg wurden 28 Meerforellen und zwei Bachforellen registriert, mit einem Schwerpunkt von Mai bis Ende Juni; im Abstieg wurde nur eine Meerforelle im April gefangen.
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg vom 13.04.2018 bis 04.11.2019, Reusenfang aufsteigender Tiere (vorliegende Untersuchung): insgesamt 29 aufsteigende Tiere, wovon acht Individuen aufgrund ihrer silbrigen Färbung als Meerforelle deklariert wurden, wiesen 2017 ein Maximum im Mai und 2018 im Juni auf.
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Beckinghausen vom 25.11.1998 bis 31.03.2000, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2000a): im Aufstieg wurden 43 Meerforellen und 30 Bachforellen festgestellt, mit einem Schwerpunkt Ende November bis Anfang Januar sowie im November/Dezember; im Abstieg befanden sich 4 Meerforellen und 33 Bachforellen v.a. im Juli und Oktober.
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm vom 15.03.2013 bis 30.06.2014, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014): Die insgesamt 44 in der Reuse des Aufstiegs gefangenen Forellen zeigten einen Schwerpunkt von Juni bis August. Befischungen in der Umgehungsgerinne: 207 Forellen
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Heessen vom 01.04.2009 bis 31.12.2010, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011): 19 Forellen wurden mit einem Schwerpunkt im April/Mai gefangen.

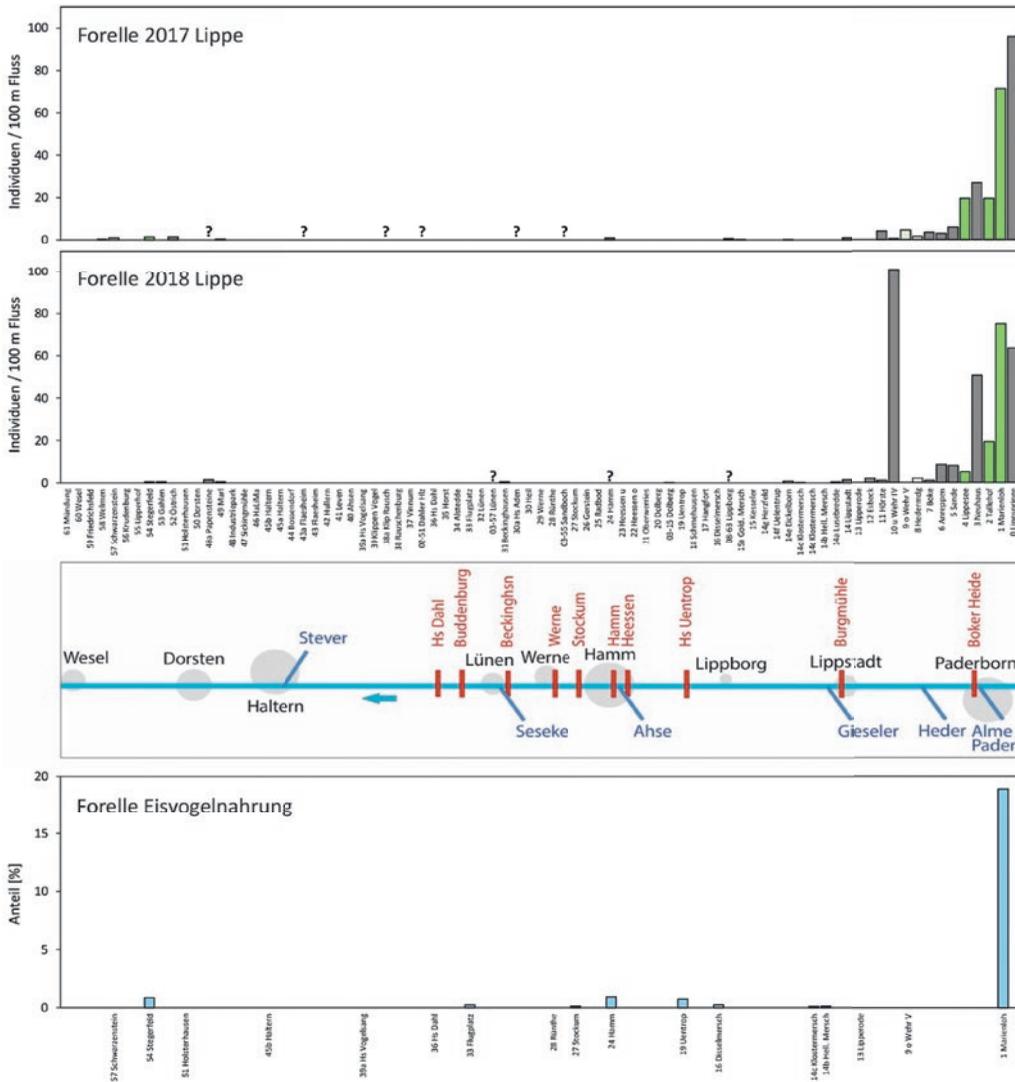


Abb. 130: Verbreitung und Häufigkeit der Forelle (*Salmo trutta*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnaehrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht

- Schlitzpass am Wehr Hamm-Heessen vom 01.12.2009 bis 31.12.2010, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011): Der Schwerpunkt des Aufstiegs von insgesamt 70 Forellen lag von April bis Juni. Die gefangenen Tiere sahen z.T. aus wie Bachforellen, also mit den typischen hell umrandeten roten Flecken; die meisten Fische trugen jedoch ein silbriges Kleid ohne rote Flecken und sahen damit aus wie Meerforellen. Entsprechend gefärbte Fische maßen zwischen 20 bis 60 cm.
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Uentrop vom 29.09.1999 bis 12.11.1999 und vom 03.03.2000 bis 27.06.2000, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2001a): eine Meerforelle stieg im Herbst/Frühwinter auf; der an einer Kiemenverletzung individuell erkennbare, 58 cm lange Fisch schwamm einige Tage später im Aalbypass an demselben Wehr flussabwärts (SPÄH 2001b).

Gemeldete Fänge von Anglern ergänzen das Bild. So wurden z.B. Mitte April 2020 mehrere phänotypische Meerforellen unterhalb des Wehrs Heessen gefangen (Abb. 130). Unklar ist, ob und wenn ja, wie die am Wehr Heessen aufgetauchten Meerforellen das flussabwärts liegende Wehr Hamm überwinden konnten oder ob sie als „Flussforellen“ in der durch Wehre zerteilten Lippe vorkommen.

Bei den Befischungen 2017 und 2018 wurde die höchste Forellendichte in der Lippe erwartungsgemäß im Oberlauf – in der Forellen- und Äschenregion – festgestellt (Abb. 131). Einzelne Fänge gelangen aber auch an verschiedenen Stellen des kiesigen Unterlaufes, an schnellfließenden Abschnitten wie den „Neuen Papensteinen“ oder unterhalb von Wehren. Auch in der Eisvogelbeute tauchten einzelne kleine Forellen auf der gesamten Lippestrecke auf, wobei nicht zu entscheiden ist, ob es sich um Besatz, Einwanderung aus Seitengewässern oder Reproduktion in der Lippe gehandelt hat. Aus den befischten Stillgewässern lagen dagegen keine Nachweise vor.

Das Potenzial der Lippe für Forellen ist offenbar größer, als es zunächst den Anschein hat. Zur Förderung der Art sollte die weitere Verbesserung der Wasserqualität an erster Stelle stehen. Selbst am vergleichsweise gering belasteten Oberlauf könnte eine Ausstattung der Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe den Reproduktionserfolg der Forelle steigern. Am kiesigen Unterlauf



Abb. 131: Zwei phänotypische Meerforellen, die im April 2020 unterhalb des Wehrs Hamm-Heessen geangelt wurden (FV Heessen & SFV Hamm).

der Lippe sind mehr Anstrengungen für die Verbesserung der Wasserqualität erforderlich. Erst wenn dies gelungen ist, kann sich zeigen, ob aus dem Rhein aufsteigende Meerforellen die vorhandenen potenziellen Laichhabitats erfolgreich nutzen können.

Die Beseitigung von Querbauwerken und die Aufgabe der Stauhaltungen ist ein weiterer wichtiger Punkt.

Eine naturnahe Entwicklung der Kiesstrukturen zwischen der Quelle und Lippstadt sowie zwischen Dorsten und der Mündung kann durch Sohlaufweitungen kombiniert mit Uferentfesselungen gefördert werden. Rückumwandlung von Äckern in Grünland, zumindest im Überschwemmungsgebiet, würde den Eintrag von Feinsedimenten und damit die Verstopfung des Interstitials der Kiesbänke reduzieren.

10.2.18. Atlantischer Lachs (*Salmo salar*)

autochthon

HERWIG (1878) sagt für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen: *“Was den Lachs betrifft, so wird sein Vorkommen fast durchgehends bestritten. Nur bei Dorsten und in der Stever bei Haltern sollen vor Jahren ganz vereinzelt Lachse gefangen sein. Die betreffende, an sich bei der Nähe des Rheins nicht unwahrscheinliche Mittheilung ist aber nicht genügend verbürgt. ... eine regelmäßige Wanderung findet aber wohl keinesfalls statt.“* Auch LANDOIS et al. (1892) sind derselben Meinung: *„In der Lippe hingegen steigt der Lachs nicht auf“.*

Dabei ist zu bedenken, dass 1878 mehr als 13 Wehre den Weg zum Oberlauf der Lippe bzw. zu kiesigen Zuflüssen wie Heder und Alme versperrten. Mindestens sechs dieser Wehre bestanden schon im 16. Jahrhundert, einige schon im 14. Jahrhundert, so dass Laichwanderungen von Lachsen in der Lippe schon lange vor dem 19. Jahrhundert zum Erliegen gekommen sein dürften. Es gibt jedoch keinen Grund dafür anzunehmen, dass der Lachs ursprünglich die Kiesbänke der oberen Lippe (ab Lippstadt), der Gieseler, Heder, Pader, des Almesystems und weiterer Zuflüsse mit Kiessohle zur Reproduktion nicht nutzte. Auch heute erscheinen einige der genannten, insgesamt rund 28 ha umfassenden Abschnitte als potenziell geeignete Laichplätze (NEMITZ 2019).

Von 1998 bis 2016 wurden drei Lachse in der Lippe registriert:

- am 29.11.1998 ein 84 cm langer und etwa 6.060 g schwerer weiblicher Lachs in der Reuse für aufsteigende Fische im Umgehungsgerinne am Wehr Beckinghausen (99 km oberhalb der Mündung) (SPÄH 1999, 2000a),
- am 01.07.1999 bei einer Elektrobefischung des Umgehungsgerinnes am Wehr Beckinghausen ein weiterer, 50 – 60 cm langer Lachs (SPÄH 2000a),
- am 21.05.2003 in der Reuse für aufsteigende Fische im Umgehungsgerinne am Wehr Buddenburg (92 km oberhalb der Mündung) ein ca. 80 cm langer Lachs (SPÄH 2005).

1998/99 haben Angler unterhalb des Wehrs Beckinghausen wahrscheinlich weitere Lachse gefangen (B. Stemmer, Bezirksregierung Arnsberg mdl.).



Abb. 132: Lachs aus der Lippe bei Wesel am 25.10.2017

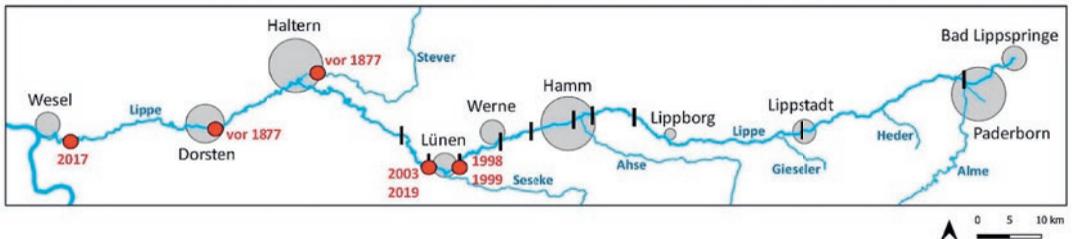


Abb. 133: Gesicherte Fundpunkte des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) in der Lippe

In der vorliegenden Untersuchung gelang der Fang eines 58 cm langen Lachses (Abb. 132) bei einer Nachtbefischung am 25.10.2017 bei Wesel-Bucholtswelmen, ca. 9 km oberhalb der Mündung (Probestrecke 58). Außerdem war unter den Reusenfängen im Fischaufstieg am Wehr Buddenburg am 03.05.2019 ein 41 mm langer diesjähriger (0+) Salmonide, der phänotypisch ein Lachs war (Abb. 134), dessen Bestimmung aber genetisch nicht geprüft werden konnte. Wenn die Bestimmung richtig ist, würde dies auf eine natürliche Reproduktion im Lippesystem schließen lassen!

Hilfsmaßnahmen für den Lachs sind dieselben, die im vorigen Kapitel für die Forelle genannt wurden. Außerdem sollten die wichtigsten Zuflüsse mit Kieselsohle (Giesel, Heder, Almesystem) von Querbauwerken befreit werden, damit die heute schon geeigneten Laichhabitate erreichbar sind.

Die Lippe sollte möglichst bald als Zielartengewässer für den Lachs ausgewiesen werden.



Abb. 134: Links: Vergleichsfoto diesjähriger (0+) Salmoniden im „Parr“-Stadium: oben Forelle, unten Lachs. Rechts: Junger Salmonide aus der Reuse am Wehr Buddenburg am 03.05.2019: Schlanke Gestalt, deutlich eingekerbte Schwanzflosse, lange Brustflosse und fehlende Rotfärbung der Fettflosse lassen im Vergleich mit Abb. 278 nur die Bestimmung als Lachs zu.

10.2.19. Äsche (*Thymallus thymallus*)

autochthon

HERWIG (1878) schrieb über die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen: „Das Vorkommen der Äsche wurde mir ... bestritten“, was der Autor allerdings anzweifelte. VON DEM BORNE (1881) gab für den Oberlauf der Lippe an: „Auf derselben Strecke [von Neuhaus bis 7 km unterhalb Lippstadts] enthält die Lippe sehr schöne Aeschen, namentlich bei Neuhaus, Mantinghausen, Rebbecke, Hörste.“ Auch Pader, Alme ab Ringelstein und Heder werden als Äschengewässer aufgeführt. Laut LANDOIS et al. (1892) traf man die Äsche „im Oberlaufe der Lippe nebst deren Nebenflüssen Pader und Alme. Im Mittellaufe der Lippe findet sie sich hingegen nur zufällig: bei Werne ... wurde vor mehreren Jahren einmal ein Exemplar von ungefähr 25 cm Länge gefangen, das Tier war dort niemandem bekannt“. GIERS SR (1932c) erwähnt die Äsche für den Raum Hamm im Text seiner Arbeit nicht, listet aber in einer Tabelle der Fangergebnisse 1925 bis 1931 für das Jahr 1931 2 Pfund Äschen auf. Bei den Lippefischen im Raum Hamm von GIERS JR (1967) kommt die Äsche nicht vor.

Alle Nachweise der Äsche in der Lippe im FischInfo NRW betreffen die Kreise Paderborn und Soest/Warendorf, was mit der historischen Verbreitung gut übereinstimmt. Einzeltiere tauchen auch heute noch weiter flussabwärts dieses Bereichs auf, z.B. an den Wehren Hamm-Heessen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011) und Hamm (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014).

Zeitweise fand z.B. im Kreis Soest Besatz mit jungen Äschen statt, v.a. 1988 bis 2000 (BUNZEL-DRÜKE & BORCHARD 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 in schriftl. Mitteilung). Heute unterstützt die Hegegemeinschaft Almeäsche die Bestände im Oberlauf und der Nebenflüsse (vgl. Kap. 14.1.1).



Abb. 135: Äsche aus der Lippe bei Eickelborn

Bei den Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 wies die Äsche in beiden Jahren ein Maximum zwischen Paderborn-Marienloh und Paderborn-Sande auf (Abb. 136); 2018 lag ein weiterer Schwerpunkt östlich von Lippstadt. Nur 2017 wurden junge Äschen auch in renaturierten Strecken westlich Lippstadts gefangen. In dem heißen, trockenen Sommer 2018 waren auf den dort gelegenen Mergelbänken keine Äschen anzutreffen. Insgesamt sind die Dichten der Äschen gering in der Lippe. Nachweise in Stillgewässern gab es nicht. In der Eisvogelnahrung waren Äschen selten, die meisten wurden in Marienloh gefunden.

Als Kieslaicher findet die Äsche nur im Oberlauf der Lippe mit seiner Sohle aus Plänerkies gute Laichplätze. Auch in Zuflüssen wie Alme, Heder und Gieseler findet eine erfolgreiche Fortpflanzung statt. Der wiederholte Fang junger Äschen an Mergelbänken westlich Lippstadts (2017 in der vorliegenden Untersuchung und vorher in ABU 1994 – 2020) sowie der Nachweis sehr kleiner Jungtiere in Eisvogelgewöllen in der Umgebung (Abb. 136 und M. Bunzel-Drücke mdl.) legen nahe, dass auch Mergelkies als Laichsubstrat in Frage kommt.

Neben der Vergrämung von Kormoranen sollten sich Hilfsmaßnahmen für die Äsche auf den Schutz und die Optimierung der Kies- und Mergelkiesabschnitte zwischen der Lippequelle und Lippborg sowie auf die weitere Verbesserung der Wasserqualität konzentrieren:

- Entfesselung der Ufer und Verbreiterung der Sohle, auf begradigten Abschnitten Laufverlängerungen,
- Sohlhebung oberhalb von Lippstadt nur mit Plänerkies,
- Einbringen von Totholz zur Umlagerung („Spülung“) des Kieses und als Prädatorenschutz,
- Erweiterung der Kläranlagen Bad Lippspringe, Paderborn-Sande und Lippstadt um eine vierte Reinigungsstufe, um Mikroschadstoffe und Medikamentenrückstände wie Diclofenac zu beseitigen,
- Rückumwandlung von Äckern in Grünland, zumindest im gesetzlichen Überschwemmungsgebiet, um den Eintrag von Feinsedimenten zu reduzieren.

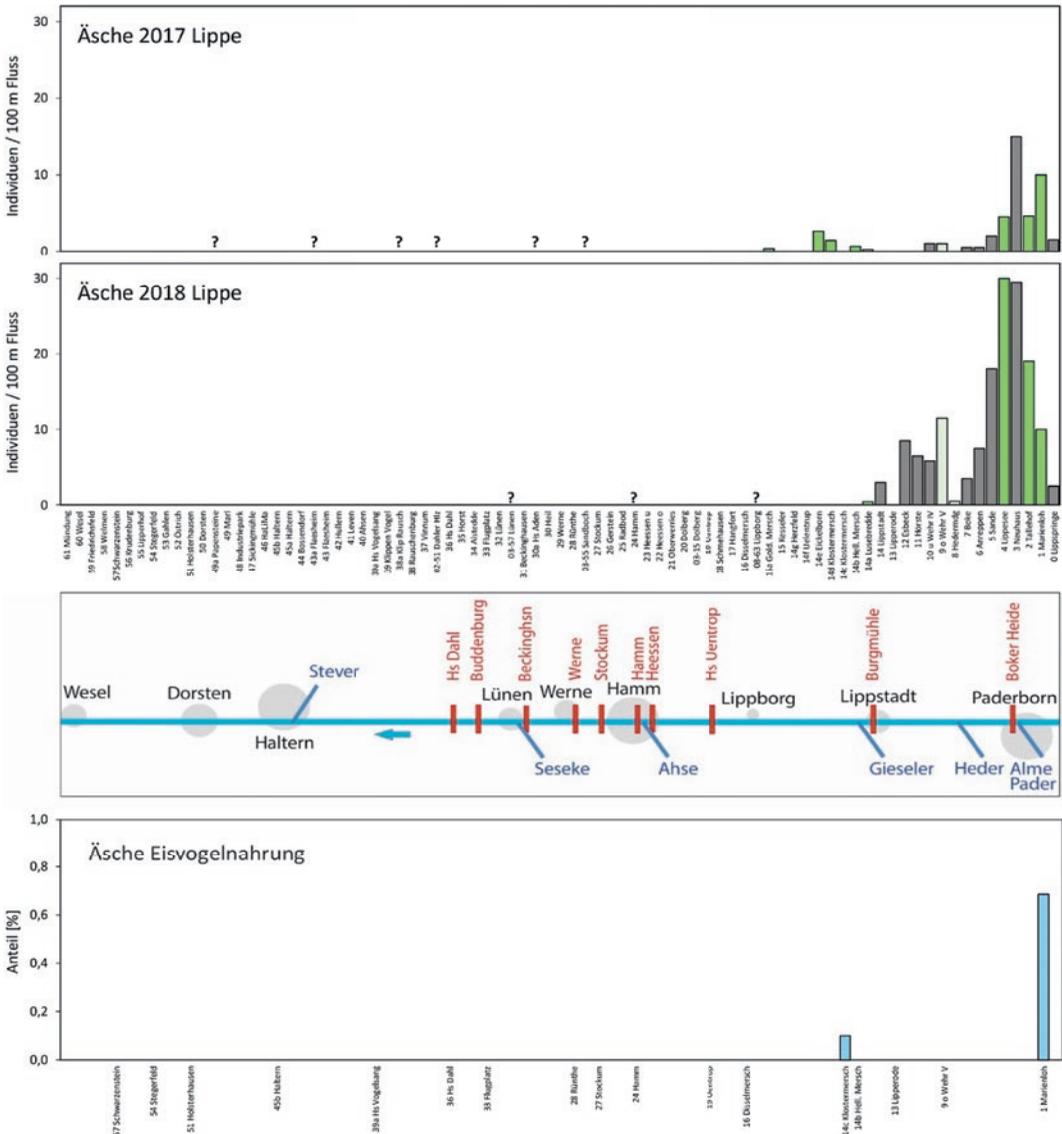


Abb. 136: Verbreitung und Häufigkeit der Äsche (*Thymallus thymallus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

10.2.20. Quappe (*Lota lota*)

autochthon

HERWIG (1878) beurteilte das Vorkommen der Quappe zwischen Lippstadt und Gahlen „in nicht erheblicher Anzahl“, während LANDOIS et al. (1882) angeben: „Bei Beckinghausen werden z. B. um diese Zeit [Dezember und Januar], wie uns mitgeteilt wird, ihrer viele bei Hochwasser in Fukan [Reusen] gefangen“ und GIERS SR (1932a) zählt sie im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und schreibt: „Die Quappe ist in der Lippe sehr häufig. In früheren Jahren wurde sie zuweilen in größeren Mengen auf den hiesigen Markt gebracht“ (GIERS SR 1932c). Noch 1967 nennt GIERS JR die Quappe in der Lippe „sehr häufig“.

Mit dem Ausbau der Lippe und v.a. der Trennung zwischen Fluss und Aue durch Verwallungen und Rückstauklappen an vielen kleinen Zuflüssen ging der Quappenbestand in den 1960er Jahren dramatisch zurück. Auch in anderen Gewässern NRWs verlief die Entwicklung ähnlich, bis um das Jahr 2000 landesweit nur noch in der Lippe zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg ein sich selbst reproduzierender Bestand übrig war (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, BUNZEL-DRÜKE et al. 2016a, MÖHLENKAMP 2016), der wahrscheinlich nur 200 bis 2.000 Individuen umfasste (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004b).

Die Quappen ziehen um den Jahreswechsel in kleine und kleinste Zuflüsse mit geringem Fischbestand und laichen hier ab. Die Larven schlüpfen zur Zeit des Frühjahrshochwassers und haben besonders gute Entwicklungschancen, wenn sie im März in Flachwasserzonen lange überstauter Auen heranwachsen können (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, b). In der Lippe östlich von Lippstadt waren Reste derartiger Lebensräume erhalten geblieben. Flussabwärts wurde das Vorkommen von der Kühlwassereinleitung des Kraftwerks Westfalen bei Hamm-Uentrop beschränkt, die damals die Lippe stark erwärmte (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).

Mit der Renaturierung der Lippe und der Wiederherstellung der Verbindung zwischen Fluss und Aue westlich von Lippstadt in den 1990er Jahren begann allmählich eine Erholung des Restbestandes. Insbesondere in Jahren mit langen Frühjahrshochwassern war der Reproduktionserfolg hoch (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, b, 2016b).

Die Verbreitungsdiagramme in Abbildung 138 zeigen, dass das mehr oder weniger geschlossene Verbreitungsgebiet der Quappe 2017 und 2018 abgesehen von Einzelnachweisen von Lippstadt-Lipperode bis Lünen reichten. Ausgebaute Abschnitte hatten deutlich höhere Quappenabundanzen als entfesselte oder naturnahe. Der Grund dafür ist, dass Quappen zwar für eine erfolgreiche Reproduktion die Verbindung zwischen Fluss und Aue benötigen, erwachsene Tiere aber angeströmte Steinschüttungen als Unterstände lieben.

Der Anteil der Quappe am Gesamtfang war in der Lippe am höchsten, es folgten ständig und häufig angeschlossene Auengewässer. In Eisvogelgewöllern tauchte die Quappe nicht auf. Die Art wird nur äußerst selten erbeutet. Schnelles Wachstum und Dämmerungsaktivität sind die Ursache dafür, zudem war der Reproduktionserfolg 2017 und 2018 relativ gering.



Abb. 137: Junge Quappe

Die beiden Untersuchungsjahre waren „schlechte Jahre“ für die Fortpflanzung der Quappe, so dass die im Kerngebiet zwischen Lipperode und Lippborg gefangenen Tiere überwiegend vorjährig (1+) und älter waren – entsprechend niedrig lag die Abundanz der Art, da normalerweise der größte Teil der Fänge diesjährige (0+) Individuen sind. Durch die Befischungen wurde jedoch ein zuvor nicht bekanntes Laich- und Jungfischhabitat entdeckt, und zwar im Gewässersystem der Burgruine Lipperode, wo der Bach „Merschgraben“ Verbindung zu mehreren Auengewässern und der Lippe hat. 2017 wurden hier diesjährige Quappen nachgewiesen. Da flussaufwärts des Wehrs Uentrop keine Quappen ausgesetzt werden, um die natürliche Entwicklung der Ursprungspopulation verfolgen zu können (s. BRACKWEHR et al. 2016), darf die natürliche Fortpflanzung an der Burgruine als sicher gelten.

Bei den Quappen flussabwärts des Wehrs Uentrop handelt es sich dagegen um Besatzfische aus dem Projekt des LFV. So wurden 2017 und 2018 Larven und/oder vorgestreckte Jungfische (Abb. 139) u.a. in Lippe und Nebengewässern in Hamm sowie in die Lippe unterhalb Stockum, in Lünen-Beckinghausen und bei Haltern ausgesetzt (S. Kuss schriftl.), zudem durch den Lippeverband in die renaturierte Lippemündung (LFV mdl.). Der Fang von einzelnen Quappen, z.B. bei Vinnum, Hullern und im Bergsenkungsgebiet HaLiMa zeigt, dass sich die Besatzfische auch in der unteren Lippe verbreiten.

Der Schwerpunkt des Vorkommens der aus Besatz stammenden Quappen lag bei den Befischungen 2017 und 2018 zwischen Hamm-Heessen und Hamm-Stockum. Die höchsten Abundanzen wurden jeweils direkt flussabwärts der Wehre Heessen, Hamm und Stockum erreicht. Da hier nicht die Besatzorte lagen, ist der Grund für die Ansammlung der Quappen an anderer Stelle zu suchen. Entweder sammelten sich die Tiere hier, weil unterhalb der Wehre die am stärksten durchströmten Bereiche lagen, oder die Tiere versuchten aufzusteigen, um bessere Bedingungen zu fin-



Abb. 139: Vorgestreckte junge Quappen, die zur Bestandserhaltung besetzt werden

den. Beide Hypothesen legen nahe, dass die gestauten Flussabschnitte keine optimalen Quappenlebensräume sind.

Aufgrund der Erfolge des Quappenprojektes wurde 2020 die bis dahin ganzjährig geschonte Quappe versuchsweise zur Beangelung freigegeben – mit langer Schonzeit und einem hohen Mindestmaß in einer beschränkten Gewässerkulisse.

Im Jahr 2019 war der Reproduktionserfolg im Ursprungsgebiet der Population zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg im Übrigen herausragend (ABU 2020).

Landesweit liegt die größte Verantwortung für den Schutz der Quappe noch immer an der Lippe zwischen Lippstadt und Uentrop.

10.2.21. Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen kam der Kaulbarsch gegen Ende des 19. Jahrhunderts „in nicht erheblicher Anzahl“ vor (HERWIG 1878); in Westfalen sei er fast überall, wenn auch meist nur selten, zu finden, schrieben LANDOIS et al. (1892). GIERS JR (1967) zählt den Kaulbarsch zum Fischbestand im natürlichen, ungeschädigten Teil der Lippe.



Abb. 140: Kaulbarsch

In den Jahren 1991 bis 2002 schienen Verbreitung und Häufigkeit des Kaulbarsches in der Lippe noch den historischen Angaben zu entsprechen (Abb. 141). Dann setzte in dem Flussabschnitt zwischen Lippstadt und dem Kraftwerk Westfalen bei Hamm-Schmehausen ein kontinuierlicher Rückgang ein. Mittlerweile ist die Art hier sehr selten.

Lippeabwärts lagen in dem Zeitraum 2009 bis 2016 Verbreitungsschwerpunkte im Raum Hamm und zwischen Haus Aden und dem Wehr Dahl im Kreis Unna. Bei Reusenfängen im naturnahen Aufstieg am Wehr Buddenburg 2003/2004 betrug der Anteil des Kaulbarsches 6 %, womit er die fünfthäufigste Art bildete (SPÄH 2005). Auch bei Reusenfängen im Umgehungsgerinne um das Wehr Hamm-Heessen war der Kaulbarsch im Jahr 2009 zahlreich und nach dem Rotauge die häufigste Art (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011). In einer ähnlichen Reusenuntersuchung des Umgehungsgerinnes am Wehr Hamm von Ende 2012 bis Mitte 2014 belegte der Kaulbarsch bei der Zahl aller aufgestiegenen Fische den dritten Platz (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014). In der aktuellen Reusenuntersuchung am Wehr Buddenburg wurden über 18 Monate lediglich drei Individuen gefangen, ein dramatischer Rückgang.

Auch bei den Elektrofischungen 2017 und 2018 war der Kaulbarsch in der gesamten Lippe sehr selten (Abb. 142). Der Rückgang der Art flussabwärts des Kraftwerks Westfalen fällt zeitlich etwa mit der Ausbreitung von Marmor- und Schwarzmaulgrundel zusammen. In den Biesbosch-Seen der Niederlande brach der Kaulbarschbestand innerhalb von zwei Jahren nach der Invasion

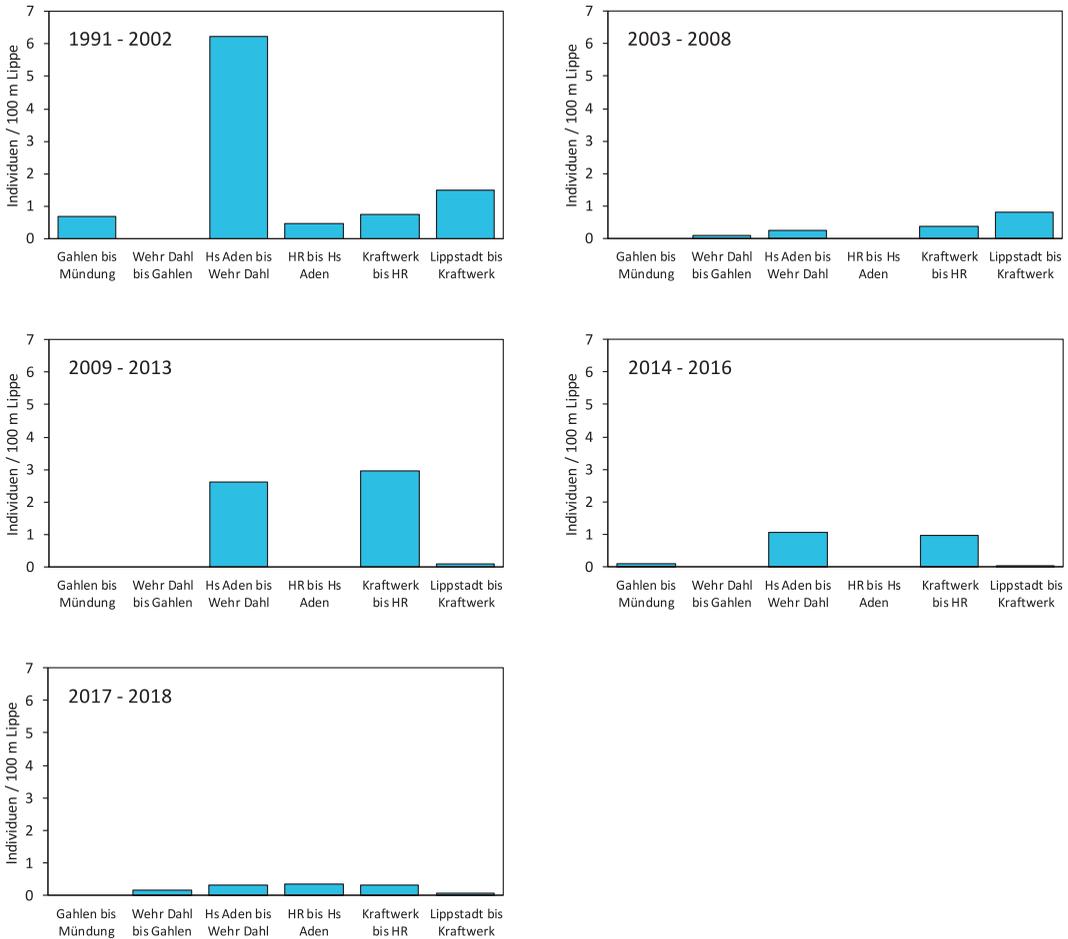


Abb. 141: Verbreitungsgeschichte des Kaulbarsches in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)

der Schwarzmaulgrundel zusammen, wahrscheinlich aufgrund der größeren Konkurrenzstärke der Grundeln, deren ökologische Nische derjenigen des Kaulbarsches sehr ähnlich ist (JÜZA et al. 2017). Die Einwanderung der Neozoen kann aber nicht das fast völlige Verschwinden des Kaulbarsches in der Lippe flussaufwärts des Kraftwerkes Westfalen erklären, da dort die Grundeln bis heute nicht angekommen sind und außerdem der Bestandsrückgang des Barsches früher einsetzte. Es gibt eine andere mögliche Ursache für den Rückgang des Kaulbarsches: die abnehmende Eutrophierung der Lippe. Zwar ist dies eine positive Entwicklung für die meisten Arten, aber vom Kaulbarsch ist bekannt, dass er auf eine Zunahme der Eutrophierung meist mit einer Abundanzsteigerung reagiert (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Wasserqualität der Lippe ist oberhalb von Hamm höher als unterhalb, außerdem hat – u. a. durch die Umgehung des Lippesees – die Trübung abgenommen, was

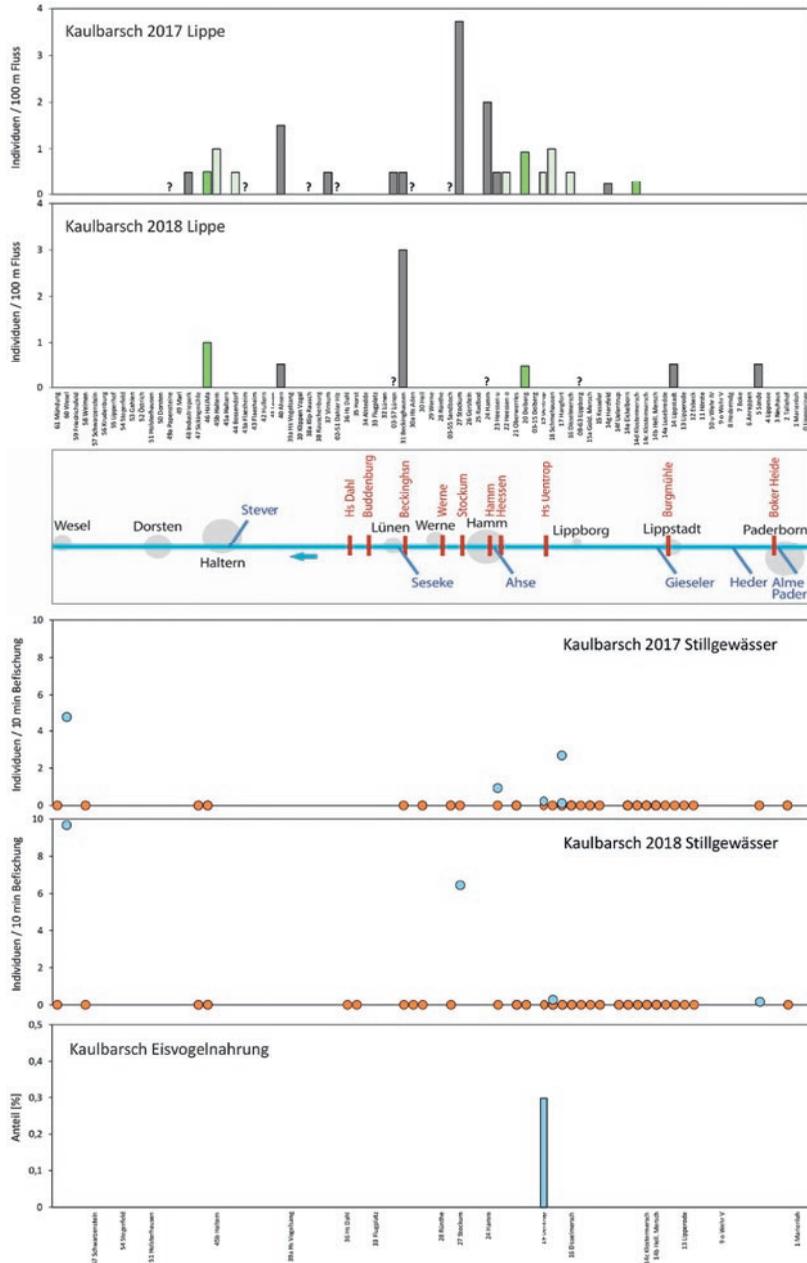


Abb. 142: Verbreitung und Häufigkeit des Kaulbarsches (*Gymnocephalus cernua*) 2017 und 2018 in Lippe und Auen-
gewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnaehrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, ■ entfesselt,
■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden
Stillgewässer

wiederum die aquatische Vegetation förderte. Beides (klares Wasser und Zunahme der Pflanzendeckung) ist für den Kaulbarsch eher ungünstig, da er in trübem Wasser einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten hat und vegetationslose Sohlen bevorzugt (HÖLKER & THIEL 1998).

Die Befischungen 2017 und 2018 zeigten, dass der Kaulbarsch in der Lippe noch mindestens von Sande bis Marl in geringer Dichte vorkommt (Abb. 142). Auffällig ist, dass sich die höchsten CPUE-Werte in Ausbaustrecken direkt unterhalb von Wehren finden, nämlich Hamm, Stockum und Beckinghausen.

In Auengewässern war der Kaulbarsch 2017 und 2018 selten. Sechs der insgesamt neun Nachweise erfolgten in Gewässern, die mit der Lippe ständig in Verbindung stehen.

Nur an einem Eisvogelbrutplatz – flussabwärts des Wehrs Uentrop – konnte der Kaulbarsch in einer Gewölpprobe nachgewiesen werden.

Hilfsmaßnahmen für den Kaulbarsch sind wünschenswert – aber die oben diskutierten Ansprüche des Fisches, wie eine mittlere Eutrophierung, trübes Wasser und wenig aquatische Vegetation – würden sich nur auf Kosten anderer Arten erfüllen lassen. Eine weitere Verringerung der Eutrophierung oder auch die Aufgabe von Stauwehren, die mit ihren tiefen Kolken im Unterwasser offenbar gute Habitate für den Kaulbarsch darstellen, würden sich wahrscheinlich negativ auf die Bestandsgröße auswirken. Eventuell könnte jedoch eine Verringerung der Abundanz der Schwarzmaulgrundel durch Entnahme der Steinschüttungen den Kaulbarsch fördern.

10.2.22. Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

autochthon

HERWIG (1878) schätzt den Flussbarsch in der Lippe zwischen Lippestadt und Gahlen als „durchgehends häufig“ ein. „Im Kreise Rees bis Wesel ist die Lippe besonders reich an ... Barschen, ...“ (VON DEM BORNE 1881). „In der Lippe sollen sie [die Flussbarsche] sich ziemlich stark vermehren und zahlreich vorhanden sein“ (LANDOIS et al. 1892). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und schreibt „Der Barsch wächst bei uns in der Lippe wie im Kanal zu stattlicher Größe heran. Mehrföndige Fische sind häufig bei uns.“ (GIERS SR 1932c).

Gegenüber den Berichten vom Ende des 19. und Beginn des 20. Jahrhunderts scheint sich der Bestand des Flussbarsches nicht verändert zu haben. 2017 und 2018 war er in der Lippe die am weitesten verbreitete Art. Er wurde in jedem der beiden Jahre an 94 % aller Probestrecken gefangen. Die CPUE-Werte lagen mit durchschnittlich 15 Individuen pro 100 m Fluss im Mittelfeld der Abundanz aller Arten (Abb. 145).

In ausgebauten Flussabschnitten waren die Dichten des Barsches etwas höher als in entfesselten und deutlich höher als in naturnahen Strecken. Diese offenbar geringe Spezialisierung auf bestimmte Habitatstrukturen erklärt die weite Verbreitung und Häufigkeit der Art.

Auch in den Stillgewässern war der Flussbarsch 2017 und 2018 weit verbreitet (Frequenz > 50 %), aber seine mittlere Dichte lag nicht so hoch wie die anderer Arten. Er scheint hinsichtlich der



Abb. 143: Flussbarsch



Abb. 144: Kapitaler Flussbarsch aus der Lippemündung bei Wesel

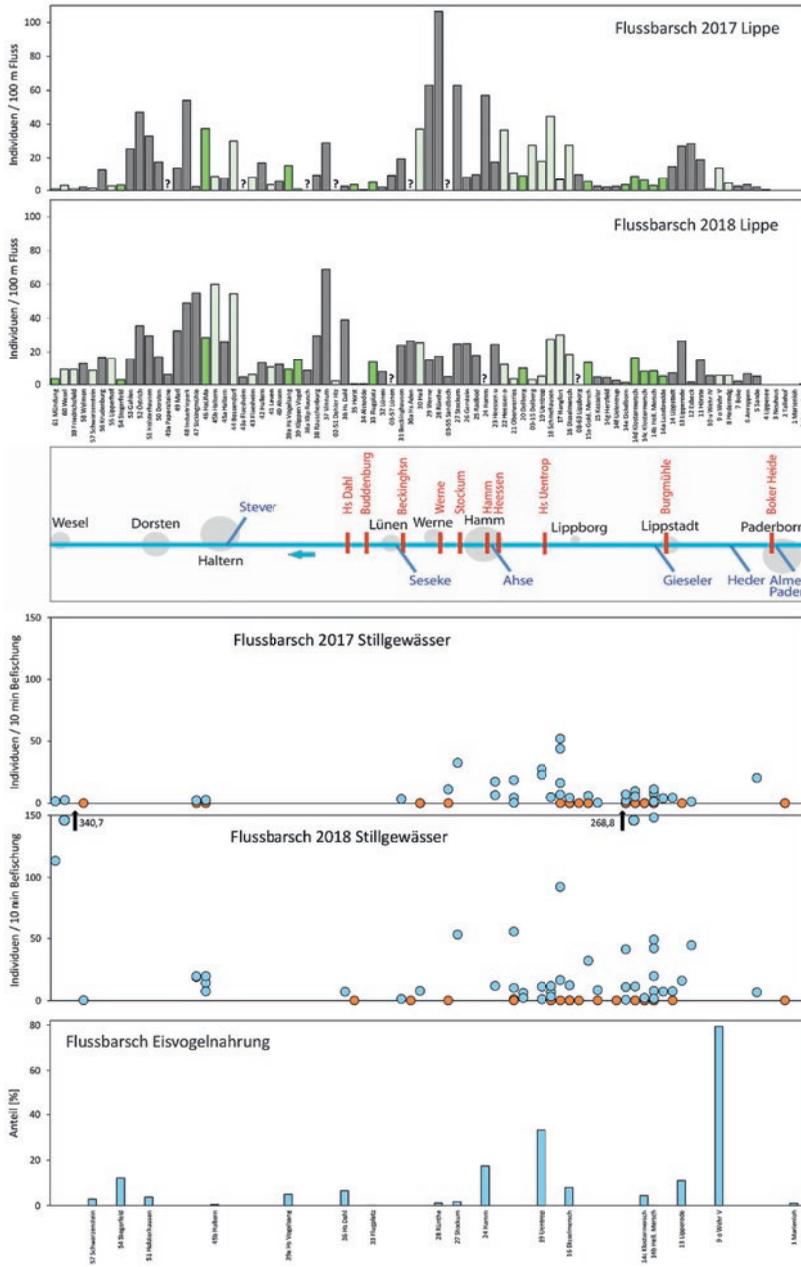


Abb. 145: Verbreitung und Häufigkeit des Flussbarsches (*Perca fluviatilis*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, ■ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Konnektivität der Auengewässer flexibel zu sein, denn sein Anteil am Gesamtfang lag in ständig, häufig und selten angeschlossenen Auengewässern nahezu auf gleichem Niveau.

Der Anteil des Flussbarsches an der Eisvogelbeute lag – verglichen mit anderen Arten – recht hoch; Barsche werden gern verzehrt. In einer Gewöllprobe östlich von Lippstadt waren rund 80 % aller erbeuteten Fische Flussbarsche.

In den Reusenfängen am Wehr Buddenburg zählte der Flussbarsch mit 5 % (Rang 6) zu den nicht allzu häufigen Arten. Hauptwanderzeiten beschränkten sich auf die kalten Monate. Als eine der wenigen Arten stieg der Flussbarsch auch noch im Dezember in nennenswerten Zahlen auf. Nur 3 % der aufsteigenden Barsche waren kleiner als 10 cm, kein einziger unter 5 cm. Der naturnahe Aufstieg am Wehr Buddenburg scheint für diese beiden Größenklassen nicht, bzw. nur sehr bedingt passierbar zu sein.

Hilfsmaßnahmen für den Flussbarsch sind nicht erforderlich.

10.2.23. Zander (*Sander lucioperca*)

in der Lippe allochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Zander nicht; nach LANDOIS et al. (1892) „fehlt [er] im Gebiet des Rheins ganz und gar“. Der wahrscheinlich erste Besatz mit Zandern in der Lippe fand am 04.12.1926 bei Hamm statt (GIERS SR 1932c). Danach wurden Zander immer wieder besetzt, vermehren sich aber heute in geringem Umfang auch natürlich.



Abb. 146: Zwei junge Zander

Obwohl der Zander auch in den letzten Jahren noch von Angelvereinen besetzt wurde, setzte sich diese Art nie durch. Im Gegensatz zum Hecht bevorzugt der Zander trübe Gewässer.

Einzelne Zander gelangen mutmaßlich über die Wasserverteilungsanlage bei Hamm in die Lippe. Ein Aufstieg aus dem Rhein, über den vom Rheinpegel beeinflussten Lippemündungsbereich hinaus erfolgt offenbar nicht bzw. nur in Einzelfällen. Der renaturierte Auenbereich der Lippemündung fungiert jedoch als Kinderstube für den Zander (GERTZEN 2016b), wobei davon auszugehen ist, dass abwachsende Zander anschließend in den Rhein zurückkehren und nicht weiter in der Lippe aufwandern.

Die Elektrofischungen 2017 und 2018 in der Lippe erbrachten vom Oberlauf bis fast zur Mündung einzelne Nachweise des Zanders, die durch Funde in Eisvogelgewöllen ergänzt wurden (Abb. 147). 2017 tauchten keine Zander in Auengewässern auf, 2018 einzelne Tiere in drei mit der Lippe verbundenen Altarmen.

10.2.24. Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*)

allochthon

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet dieser Art umfasst die Einzugsgebiete des Schwarzen und des Kaspischen Meeres (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Sie breitete sich u.a. die Donau aufwärts aus (Erstnachweis in Deutschland 2004) und erreichte über den Main-Donau-Kanal das Einzugsgebiet des Rheins. In Deutschland ist sie als etabliert und invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015).

2008 wurde die Schwarzmaulgrundel erstmals im Rhein in Nordrhein-Westfalen nachgewiesen (STEMMER 2008), im Dezember 2012 dann in der Lippe unterhalb des Wehrs Hamm, wohin sie durch die Wasserverteilungsanlage des Westdeutschen Kanalnetzes gelangte (BUNZEL-DRÜKE 2017). Daten aus dem FischInfo NRW belegen, dass sich Schwarzmaulgrundeln 2012 außerdem vom Rhein bis etwa 20 km die Lippe aufwärts gearbeitet hatten. 2015 kam die Art dann in der Lippe offenbar von Hamm bis zur Mündung durchgehend vor (BUNZEL-DRÜKE 2017).

2017 war die Schwarzmaulgrundel vom Wehr Heessen flussabwärts bis zur Mündung an jeder Probestrecke anzutreffen (Abb. 149). Zwischen Lünen (Probestrecke 32) und Rauschenburg (38) erreichte sie durchgehend hohe Abundanzen. 2018 war sie jedoch im genannten Abschnitt viel seltener und hohe Dichten traten weiter flussabwärts auf, z.B. zwischen Dorsten (50) und Gahlen (53) sowie oberhalb von Wesel. Flussaufwärts hatte sich die Art 2018 bis zum Wehr Uentrop ausgebreitet, allerdings noch in geringer Abundanz.

In beiden Jahren lagen die höchsten Dichten überwiegend in ausgebauten Flussabschnitten, wo die Schwarzmaulgrundel in den Steinschüttungen gute Unterstände und Laichplätze findet. Zudem sammelten sich die Tiere dort, wo besonders hohe Leitfähigkeiten herrschten. Da die Fische ursprünglich aus dem Schwarzen Meer (Salinität von 17 bis 38,5 Promille je nach Tiefe, TSIMPLIS & BAKER 2000, MERTENS et al. 2012) und Kaspischen Meer (Salinität von 12 Promille, KARA et al. 2010) stammen, erscheint dieses Verteilungsmuster logisch. Laut einer Studie von KARSJOTIS et al. (2012) überleben Schwarzmaulgrundeln Salinitäten von 0 bis 25 Promille, erreichen allerdings ihr größtes Wachstum bei einer Salinität von 5 bis 10 Promille und erfahren den geringsten energetischen Stress bei 10 bis 15 Promille.



Abb. 148: Die Schwarzmaulgrundel (hier ein Exemplar aus der Lippe in Hamm 2014) hat kein schwarzes Maul, sondern einen schwarzen Fleck am Ende der ersten Rückenflosse. Muster und Färbung sind variabel, aber Brust-, After- und Schwanzflosse sind – im Gegensatz zu Marmor- und Kesslergrundel – typischerweise allenfalls leicht gestreift.

In Auengewässern erreichte die Art in beiden Jahren keine hohen Abundanzen. Ausnahmen waren die buchtartigen Bergsenkungsgewässer bei Sickingmühle und die Gewässer der renaturierten Lippe- und Lippehafen sowie 2018 der alte Lippehafen bei Wesel-Fusternberg. An allen genannten Stellen ist die Entfernung der Stillgewässer zum Fluss gering. Bis auf den alten Lippehafen stehen die besiedelten Stillgewässer ständig mit der Lippe in Verbindung.

Die Ergebnisse der Gewölluntersuchungen zeigen, dass der Eisvogel die neu erschienene Art mit großem Erfolg fängt. An den meisten untersuchten Brutplätzen im Verbreitungsgebiet der Schwarzmaulgrundel lag ihr Anteil bei über 50 % aller verzehrten Fische. Wahrscheinlich kann eine Untersuchung der Eisvogelnahrung recht zuverlässig Auskunft darüber geben, ob die Grundel in der Umgebung des Brutplatzes vorkommt. Ein Einfluss des Eisvogels auf die Bestandsdichte der Grundel dürfte jedoch ausgeschlossen sein.

Während in der Lippe ein Abundanzmaximum eventuell noch nicht erreicht ist, ging im Niederrhein die Bestandsdichte der Schwarzmaulgrundel 2017 gegenüber den Vorjahren deutlich zurück (STAAS et al. 2019). Wenn dieser Trend anhält, hätte das Maximum in den Jahren 2014 und 2015 gelegen, demnach sechs bis sieben Jahre nach dem Erstnachweis. Als potenzielle Ursache für den Rückgang wird ein Krankheitsbild beschrieben, das auch in der Lippe an einigen Schwarzmaulgrundeln beobachtet werden konnte. An der Haut, vor allem im Flankenbereich der Tiere, bilden sich zunächst weißliche Läsionen, die sich bis tief in das darunterliegende Gewebe ziehen können (Abb. 150). Eine Analyse von Schwarzmaulgrundeln aus dem Rhein und der Lippe, durchgeführt von der Tierärztlichen Hochschule Hannover, ergab eine bakterielle Infektion der betroffenen Stellen mit ubiquitären Bakterien wie *Pseudomonas*. Bei den Grundeln muss eine vorherige Schwächung oder

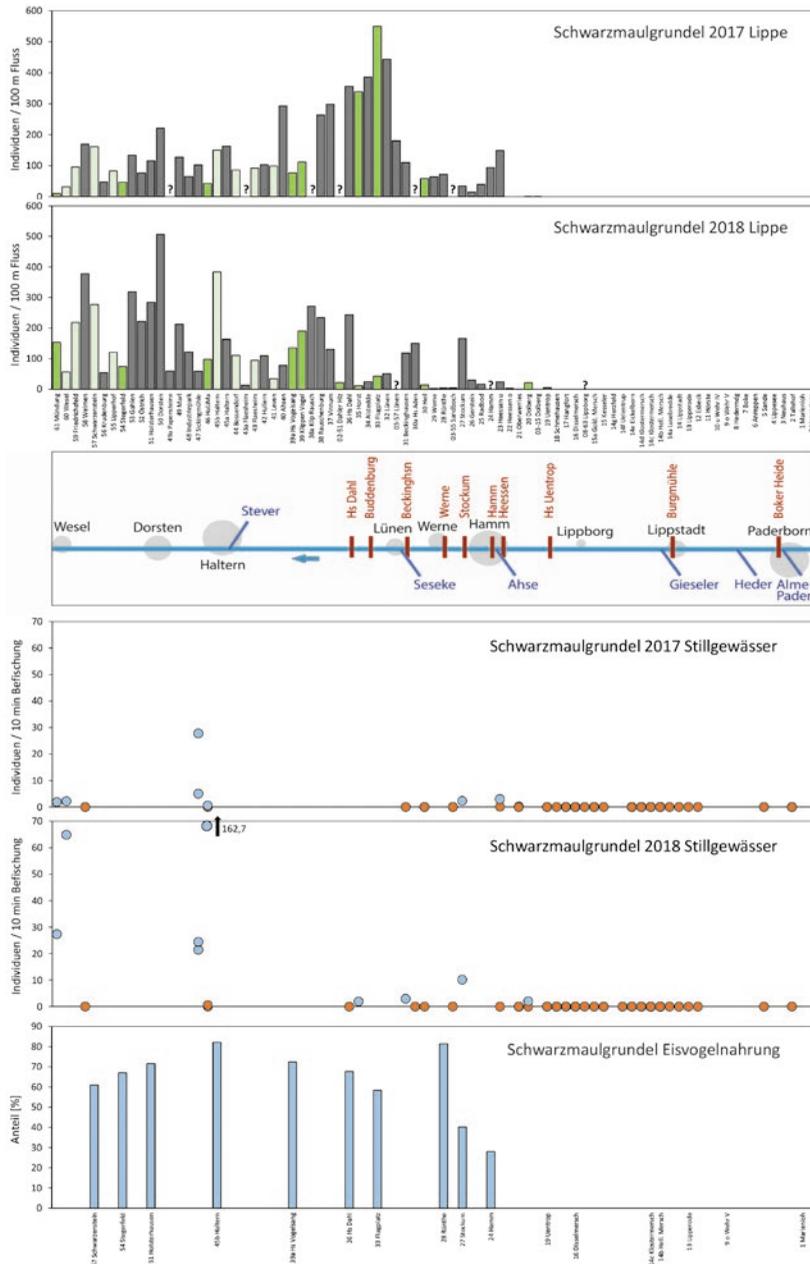


Abb. 149: Verbreitung und Häufigkeit der Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelernahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer



Abb. 150: Schwarzmaulgrundel aus der Lippe mit leichtem (links) und schwerem (rechts) bakteriellen Befall

Verletzung der Haut aufgetreten sein, damit die Bakterien derartige Wunden hervorrufen können. Möglicherweise sind die Grundeln durch die Anpassungen des Ökosystems (z.B. stark gesteigener Beutegreiferdruck) und die intraspezifische Konkurrenz derart geschwächt, dass sie anfälliger für die Bakterien sind. Eine Ansteckung von heimischen Arten ist durch die generelle Anwesenheit dieser Bakterien im Wasser nicht anzunehmen und konnte bisher auch nicht dokumentiert werden. Die Läsionen traten bisher nur bei Schwarzmaulgrundeln und einem einzigen Individuum der Marmorgrundel auf.

Eine gezielte Bekämpfung der Schwarzmaulgrundel ist wegen ihrer weiten Verbreitung und großen Häufigkeit nicht zielführend. Durch Entnahme der Steinschüttungen befestigter Ufer und die Senkung der Salzbelastung der Lippe kann die Dichte der Art reduziert werden. Die Anbindung von Stillgewässern an die Lippe, die nicht intensiv von Schwarzmaulgrundeln genutzt werden, stärkt zudem die einheimischen Fischarten und bietet einen Ausweg aus dem konkurrenzbedingtem Flaschenhals, den die Grundeln für einige Arten bilden.

Es wurden bereits Hybride zwischen der Flussgrundel und der Schwarzmaulgrundel im Niederrhein nachgewiesen (LINDNER et al. 2013), deren ökologische Auswirkungen noch nicht abgeschätzt werden können. Für die Lippe sind jedoch bisher keine solcher Funde belegt.

10.2.25. Marmorgrundel (*Protherorhinus semilunaris*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Art umfasst das Schwarzmeerbecken und das östliche ägäische Becken. In der Donau kam sie bis Wien vor. In den 1970er Jahren breitete sie sich stromaufwärts aus und erreichte 1999 den Rhein durch den Main-Donau-Kanal (KOTTELAT & FREYHOF 2007), im selben Jahr sogar schon den Niederrhein (GERTZEN 2013). Sie ist in Deutschland mittlerweile etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Der erste Nachweis der Marmorgrundel in der Lippe stammt aus dem Sommer 2011 in Hamm. Bei regelmäßigen Monitoring-Elektrofischungen in den Vorjahren (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011 und

S. Kuss mdl.) wurden hier keine Grundeln gefangen. Auch nach Daten im FischInfo war die gesamte Lippe 2009 bis 2011 bis auf die Stelle in Hamm noch frei von Grundeln.

In Hamm besteht eine Verbindung zwischen dem Datteln-Hamm-Kanal und der Lippe. Über ein Einspeisungsbauwerk oberhalb des Wehrs Hamm wird der Lippe bei normalem Wasserstand Wasser für das Westdeutsche Kanalsystem entnommen, während in Trockenzeiten Kanalwasser unterhalb des Wehrs in die Lippe abgegeben wird. Im parallel zur Lippe verlaufenden Kanal wurden 2012 bei Elektrofischungen hohe Dichten von Marmor- und Schwarzmaulgrundel nachgewiesen und außerdem die Kesslergrundel (S. Kuss mdl.). Eine Anreicherung der Lippe mit Wasser aus dem Kanal fand in den meisten Jahren statt und wurde 2006 bis 2019 jährlich durchgeführt (Lippeverband schriftl.).

Marmorgrundeln fanden sich in der Lippe 2011 sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts des Wehrs Hamm. Zu dieser Zeit gab es noch nicht das 2012 erbaute Umgehungsgerinne um das Wehr herum, das Fischen heute eine Passage erlaubt. Da die Grundeln 2011 jedoch das etwa 4 m hohe Wehr von unten nicht überwinden konnten, ist es wahrscheinlich, dass die Tiere aus dem Kanal sowohl über die niveaugleiche Wassereinspeisung oberhalb des Wehrs als auch durch die Überleitung von Kanalwasser unterhalb des Wehrs in die Lippe gelangten.

Marmorgrundeln fehlten 2012 im Unterlauf der Lippe noch, hatten sich in diesem Jahr aber von der Kanalüberleitung in Hamm flussauf bis zum Wehr Uentrop und flussab etwa bis Werne-Bergkamen im Kreis Unna ausgebreitet. 2014 erfolgte der Erstnachweis in der Lippe nahe der Mündung (LimnoPlan 2016). Bis 2015 besiedelten Marmorgrundeln fast die gesamte mittlere und untere Lippe – mit einer in diesem Jahr möglicherweise noch bestehenden Verbreitungslücke im Raum Haltern.



Abb. 151: Wichtigstes Kennzeichen der Marmorgrundel sind ihre röhrenartig verlängerten Nasenöffnungen.

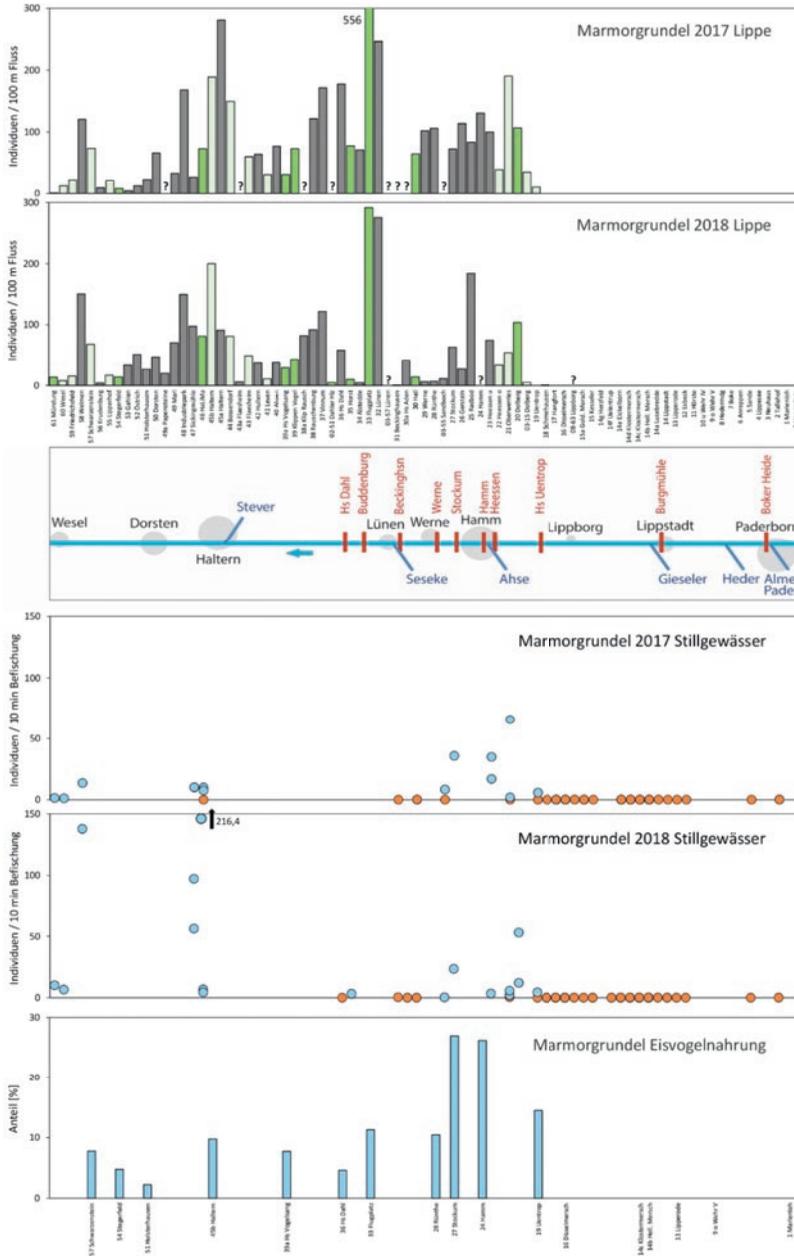


Abb. 152: Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel (*Protherorhinus semilunaris*) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ■ ausgebaut, □ entfesselt, ■ naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ○ Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer

Die Besiedlungsgeschichte der Marmorgrundel in der Lippe unterscheidet sich von derjenigen der Schwarzmaulgrundel: Im Raum Hamm kam die Marmorgrundel rund 1,5 Jahre früher an, während an der Mündung der Lippe 2012 zuerst die Schwarzmaulgrundel nachgewiesen wurde und die Marmorgrundel erst 2014. Die Ausbreitung der beiden Arten von der Mündung aufwärts scheint parallel zueinander gelaufen zu sein.

Die Marmorgrundel war 2017 und 2018 von Hamm bis Wesel durchgehend und in sehr hohen Dichten verbreitet (Abb. 152). Sie erreichte in Ausbaustrecken höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten, wahrscheinlich, weil sie die Steinschüttungen als Unterstände nutzen kann.

Die Muster von Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel in der Lippe in den Jahren 2017 und 2018 sind sehr ähnlich, mit Schwerpunkten im Raum Lünen und im Bereich Haltern bis Marl. Es gelang der Art allerdings von 2017 auf 2018, das Wehr Uentrop nach flussauf zu überwinden.

Die Marmorgrundel besiedelte auch mit dem Fluss verbundene Auengewässer und dies in größerer Häufigkeit als die Schwarzmaulgrundel.

In Eisvogelgewöllen war die Marmorgrundel überall in ihrem Verbreitungsgebiet vertreten. Ein Maximum mit Anteilen über 20 % lag im Westen von Hamm.

Im Niederrhein konnte die Marmorgrundel im Rahmen des Rheinmonitorings 1984 bis 2017 lediglich mit einem Exemplar im Jahr 2006 festgestellt werden (BREYER & STAAS 2019, STAAS et al. 2019). Warum die Art in der Lippe, im Gegensatz zum Rhein große Bestände aufweist, ist nicht sicher zu beantworten. Der starke Bezug der Marmorgrundel zu Makrophyten und Totholz könnte eine Rolle spielen, die im Rhein selten und in der Lippe häufiger sind. Eventuell wirkt sich auch der Wellenschlag der Schifffahrt im Rhein bestandsbeeinflussend aus.

Die derzeitige Situation der Grundeln in der Lippe stellt wahrscheinlich nur eine Momentaufnahme in der noch nicht abgeschlossenen Verbreitungsgeschichte der Arten dar.

Eine Bekämpfung der Marmorgrundel ist nicht möglich. Die Entnahme von Steinschüttungen wirkt weniger gut als bei Schwarzmaul- und Kesslergrundel, da die Marmorgrundel in Bezug auf das Sohls substrat sehr anpassungsfähig ist (TÜRK & SCHNELL 2015).

10.2.26. Sonstige Arten

Neben den Ergebnissen zu den vorangegangenen 27 Arten sind im Folgenden stichwortartig die bedeutendsten Erkenntnisse zu den nicht explizit beschriebenen, aber in den Befischungen 2017 und 2018 auftauchenden Arten, zusammengefasst:

- Die FFH-Arten Fluss- und Bachneunaugen sind in der gesamten Lippe, jedoch mit geringen Abundanzen, verbreitet. Erstmals wurde mit den Sonaruntersuchungen ein Flussneunaugenaufstieg in der Lippe mündungsnah quantifiziert.
- Im renaturierten Auenbereich der Lippemündung konnte ein Meerneunaugenquerder nachgewiesen werden.
- Der Blaubandbärbling erreicht in Stillgewässern teils extrem hohe Abundanzen, negative Folgen für heimische Arten sind hier zu erwarten. In der Lippe selbst kommt er dagegen selten vor.
- Nur in zwei Stillgewässern der Lippeaue konnten Karauschen nachgewiesen werden. Diese Art ist in ihrem Bestand stark bedroht und sollte in geeigneten Gewässern gefördert werden.

- Die Verbreitung der Elritzen beschränkt sich auf den Oberlauf der Lippe mit Plänerkiesvorkommen. Als besonders produktives Laichgebiet hat sich die renaturierte Umgehung des Lippesees erwiesen.
- Für den Schlammpeitzger sind nur historische Funde für das Lippesystem belegt. Die Lippeaue bietet durch ihre vielen Renaturierungen mittlerweile jedoch geeignete Lebensräume für diese Auenart, so dass eine Wiederansiedlung vorangetrieben werden sollte.
- Es wurden einzelne Individuen von Stachelgroppen in der Lippe nachgewiesen, die bisher aber keine stabile Population aufbauen konnten. Die einheimische Groppe oder Rheingroppe kommt von der Quelle etwa bis Lippetal-Lippborg vor.
- Der nicht heimische Sonnenbarsch sank in seinen Bestandsdichten, nachdem die Lippe immer weiter von ihrer Wärmebelastung befreit wurde. Durch den Klimawandel sind erneute Bestandsanstiege zu erwarten.
- Die Verbreitung der Flussgrundel beschränkt sich, im Gegensatz zu den anderen invasiven Grundelarten, auf den Lippemündungsraum.
- Die Kesslergrundel breitet sich in der Lippe weiter aus, sowohl von der Wasserverteilungsanlage in Hamm nach unterhalb, wie auch vom Rhein aus aufwärts. Hohe Bestandszahlen erreicht sie in der Lippe allerdings bisher nicht.
- Flundern wurden lediglich im Lippemündungsraum gefangen. Die unteren beiden Rauschen in Wesel könnten für diese Art potenzielle Wanderbarrieren darstellen.
- Der Güster gilt auf der Roten Liste als ungefährdet, ist aber in der Lippe und ihrer Aue sehr selten.
- Moderlieschen sind in der Lippeaue weit verbreitet und erreichen in einigen Gewässern hohe Bestandsdichten.
- Bestände der konkurrenzschwachen Rotfeder wurden in einigen Stillgewässern der Lippeaue nachgewiesen.
- Die Schmerle tritt in wechselnden Abundanzen vom Oberlauf bis zur Mündung der Lippe auf.
- Der Dreistachlige Stichling gehört in der Lippe zu den Arten mit der weitesten Verbreitung, während der Zwergstichling seinen Verbreitungsschwerpunkt im renaturierten Flussabschnitt im Kreis Soest aufweist.

11. Defizitanalyse und Verbesserungsvorschläge

11.1. Wasserqualität

11.1.1. Belastung durch diffuse Quellen

Viele Schadstoffe gelangen über diffuse Quellen aus der Luft oder eingeschwemmt durch Wasser in die Lippe, z.B. Stickstoffverbindungen, Agrochemikalien, Reifenabrieb oder Feinsedimente von landwirtschaftlichen oder versiegelten Flächen. Ein Beispiel für einen Schadstoff, der v.a. aus diffusen Quellen in den Fluss gelangt, ist das Totalherbizid Glyphosat, das v.a. in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Für Fische ist der Stoff selbst weniger giftig als die verwendeten Netzmittel (z.B. in „Roundup“).

Das Einzugsgebiet der Lippe wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, umfasst aber v.a. am Unterlauf große Siedlungsflächen. Der Waldanteil ist insgesamt gering.

Es lassen sich aus den vom Land NRW erhobenen Daten (www.elwasweb.nrw.de) keine besonderen Schwerpunkte der Belastung der Lippe aus diffusen Quellen ermitteln, was nicht heißt, dass die vorhandenen Schadstoffe keinen Einfluss auf die Fischfauna haben. Es bedeutet vielmehr, dass sich mögliche Einflüsse mit der hier vorliegenden Bestandsaufnahme nicht ermitteln lassen.

11.1.2. Kläranlagen

Zu den wichtigsten Punktquellen an der Lippe gehören die Kläranlagen, die in die Lippe selbst oder in ihre Zuflüsse einleiten (Abb. 153). Das gereinigte Abwasser hat zwar eine verglichen mit den 1970er Jahren hohe Qualität, enthält aber immer noch einige Stoffe in Konzentrationen, die Wasserorganismen schädigen können. Bis auf die Kläranlage Dülmen und einem derzeit laufenden Versuchsbetrieb in der Kläranlage Paderborn-Sande fehlt allen Anlagen im Einzugsgebiet der Lippe die vierte Reinigungsstufe, die u.a. einen wesentlichen Teil der Medikamentenreste entfernen kann.

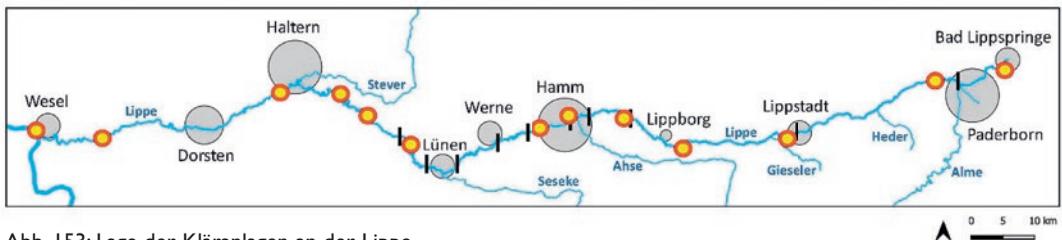


Abb. 153: Lage der Kläranlagen an der Lippe

Als Beispiel für die Belastung der Lippe durch Kläranlagen wird nachfolgend der gut untersuchte Mikroschadstoff Diclofenac näher betrachtet, dessen Konzentration auch als Maß für den Abwasseranteil in der Lippe betrachtet werden kann. Diclofenac ist ein Schmerzmittel in der Humanmedizin. Es wird im menschlichen Körper nur teilweise zersetzt, der Rest über den Urin ausgeschieden. Bei äußerlicher Anwendung gelangt ein wesentlicher Teil der Salbe beim Waschen ins Abwasser. Kläran-

lagen ohne vierte Reinigungsstufe können nur einen kleinen Teil des Medikaments aus dem Abwasser entfernen.

Der ökotoxikologisch abgeleitete Orientierungswert für Diclofenac im Wasser beträgt 50 ng/l (bzw. 0,05 µg/l, UBA 2017). Diclofenac kann bei Fischen (wie auch bei Greifvögeln) Nierenschäden verursachen, wobei die für die verschiedenen Arten problematischen Mengen nicht bekannt sind.

Abbildung 154 zeigt die Veränderung der Diclofenac-Konzentration in der Lippe vom Oberlauf bis zum Rhein in einer Modellierung der Bezirksregierung Arnsberg. Der Verlauf der bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ) zu erwartenden Kurve wurde aus gemessenen Diclofenac-Konzentrationen an verschiedenen Messpunkten und aus der Größe der Kläranlagen (in Einwohnerwerten) im Einzugsgebiet der Lippe erstellt.

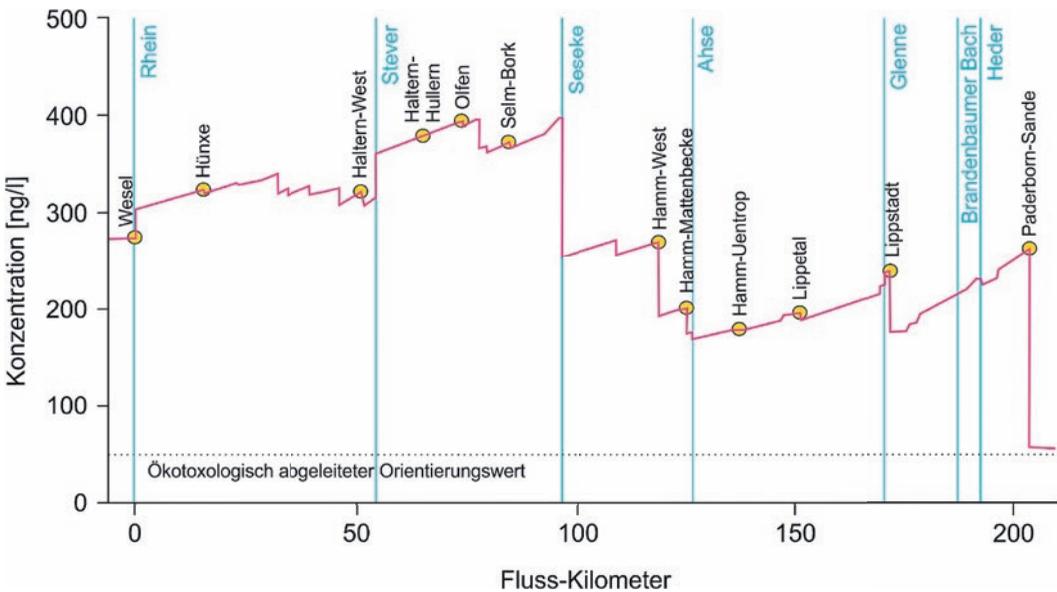


Abb. 154: Diclofenac-Konzentrationsprofil der Lippe bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ): Modellierung anhand von Messwerten sowie Einwohnerwerten der Kläranlagen an der Lippe (gelbe Kreisflächen) und an Zuflüssen der Lippe. Gestrichelte Linie: Ökotoxikologischer Orientierungswert, Diagramm verändert nach einer Vorlage der Bezirksregierung Arnsberg

Der Orientierungswert für Diclofenac wird in dem Modell bereits mit der Einleitung der Kläranlage Paderborn-Sande deutlich überschritten. Besonders großen Einfluss auf die Lippe – wie im Anstieg der Diclofenac-Konzentration abzulesen – haben auch die Kläranlagen Lippstadt und Hamm-West sowie die Seseke, in deren Einzugsgebiet sechs Kläranlagen mit insgesamt rund einer Viertelmillionen Einwohnerwerten liegen. Zwischen der Seseke und der Stever erreicht das Medikament mit um 350 ng/l die höchsten Werte. Sie sinken erst durch den Zufluss der Stever, die durch ihren Status als Trinkwassergewinnungsgebiet mit Halterner und Hullerner Stausee besonders gut geschützt ist und das stärker belastete Wasser der Lippe verdünnt. Die größte Kläranlage in diesem Einzugsgebiet liegt

in Dülmen und besitzt die vierte Reinigungsstufe. Von Haltern bis zur Mündung sind bei mittlerem Sommerniedrigwasser noch Diclofenac-Konzentrationen von etwa 300 ng/l zu erwarten – sechsmal höher als der Orientierungswert und sogar höher als der Wert im Rhein.

Diclofenac ist nur ein Beispiel für die zahlreichen Schadstoffe, die trotz moderner Technik aus Kläranlagen in unsere Gewässer gelangen können. Die Liste ist lang und umfasst neben Rückständen weiterer Medikamente auch Mikroplastik, Hormone und hormonähnliche Stoffe.

Die Befischungsergebnisse aus der Lippe ergaben keine zweifelsfreien Zusammenhänge zwischen dem Fehlen von Fischarten bzw. unzureichender Reproduktion von Arten und den Einleitungsstellen gereinigten Abwassers, obwohl ein Einfluss sehr wahrscheinlich ist. Die Gründe für die Schwierigkeiten bei der Beweisführung sind:

- Eine deutliche Erhöhung des Abwasseranteils geht an der Lippe teilweise mit einer Verschlechterung der Gewässermorphologie einher. Beeinträchtigungen von Fischbeständen lassen sich daher nicht so leicht einem Faktor zuordnen. So ist die Lippe ab der Einleitung der Kläranlage Hamm-Mattenbecke bis zum Wehr Beckinghausen komplett gestaut und streckenweise zusätzlich naturfern ausgebaut. Kurz oberhalb des Wehrs Beckinghausen wird Grubenwasser eingeleitet, kurz unterhalb des Wehrs fließt die Seseke mit ihrem hohen Abwasseranteil zu. Eine Trennung der Einflüsse der verschiedenen Belastungsquellen ist nicht immer möglich.
- Eine Zunahme der Gewässerbelastung entlang des Verlaufs der Lippe kann „schleichend“ zu Bestandsreduktionen oder zu verminderter Reproduktion von Fischarten führen. Hinweise auf solche Abläufe geben Bestandsrückgänge einiger Fischarten der Barbenregion von Lippstadt abwärts, von denen man eigentlich eine allmähliche Zunahme in Längsrichtung erwarten sollte, z.B. die Nase.

Klar ist jedenfalls, dass die Ausstattung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Lippe mit einer vierten Reinigungsstufe zur Verbesserung der Situation wesentlich beitragen würde. Vordringlich wären

- Lippstadt: Hier würde bis Hamm eine mehr als 45 km lange Strecke entlastet, die durch viele Renaturierungen schon heute Vorkommensschwerpunkte in der Lippe seltener Arten wie Quappe, Nase und Steinbeißer enthält. Mögliche Bestandszunahmen dieser Arten durch eine Verbesserung der Wasserqualität wären für die Wiederbesiedlung der mittleren und unteren Lippe wichtig.
- Hamm-West: Diese Kläranlage belastet die Lippe noch stärker als die Anlage Lippstadt. Die Einleitung in den gestauten Flussabschnitt verschärft die Situation zusätzlich.
- Die Anlagen an der Seseke: Die Abwassermenge, die aus der Seseke in die Lippe gelangt, ist etwa so hoch wie die Menge aus den Kläranlagen Lippstadt und Hamm-West zusammen, so dass eine verbesserte Klärung hier einen erheblichen positiven Einfluss auf die gesamte untere Lippe hätte und auch die Situation der Kieslaicher zwischen Dorsten-Holsterhausen und der Mündung verbessern würde.

1.1.3. Grubenwasser

Der Steinkohlebergbau im „Ruhrgebiet“ fand auch unter dem Einzugsgebiet der Lippe statt. Tiefbauzechen waren von etwa 1840 bis 2019 in Betrieb. Die Schächte, die zu den kohleführenden Schichten des Karbons führten, durchschnitten das wasserhaltige Deckgebirge aus Kalkgestein darüber. Solehaltiges Wasser lief in die Schächte und musste abgepumpt – „gehoben“ – werden. Um 1920 betrug der Salzgehalt der Lippe v.a. durch die Einleitung von Grubenwasser „das Acht- bis Vierzigfache desjenigen der Ruhr bzw. des Rheins“ (HEINRICHSBAUER 1936).

Die Belastung der Lippe durch Grubenwasser setzte sich in den folgenden Jahrzehnten fort. Im Jahr 2012 existierten noch folgende Wasserhaltungen bzw. Einleitungsstellen (Abb. 155):

- Heinrich Robert bei Hamm-Herringen: im Juni 2013 eingestellt (MKULNV 2015),
- Haus Aden bei Lünen-Bergkamen: im September 2019 temporär eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl., Abb. 157),
- Auguste Victoria bei Marl: im Mai 2019 dauerhaft eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl.),
- Fürst Leopold bei Dorsten: im Dezember 2008 dauerhaft eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl.)



Abb. 155: Lage der Einleitungsstellen von Grubenwasser in die Lippe im Jahr 2012

Während der Befischungen 2017 und 2018 waren Haus Aden und Auguste Victoria noch aktiv. Dies ist auch aus den Leitfähigkeitsmessungen während der Befischungen abzulesen (Abb. 156). Mit der Einleitung des Grubenwassers bei Haus Aden (zwischen den Probestrecken 30 und 30a) stieg die Leitfähigkeit der Lippe im Jahr 2017 von 868 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 1.399 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im trockenen Jahr 2018 sogar von 963 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 1.546 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der Leitfähigkeitsanstieg durch Auguste Victoria fiel 2017 gering aus, während 2018 flussabwärts von Probestrecke 47 (oberhalb der Einleitungsstelle) die Leitfähigkeit allmählich bis auf einen Maximalwert von 2.140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an Probestrecke 49a stieg. Erklärungen für die scheinbar verzögerte Reaktion könnte ein bei Niedrigwasser längerer Weg bis zur Durchmischung sein oder wechselnde Mengen eingeleiteter Salze (die Leitfähigkeitsmessungen fanden an verschiedenen Tagen statt) oder eine weitere, unbekannte Einleitungsstelle von Abwässern mit hoher Leitfähigkeit.

Die Einleitung von Auguste Victoria wurde 2019 endgültig eingestellt, die von Haus Aden temporär. Der Wasserstand in dem System aus Schächten und Stollen unter Tage soll nach dem 2017 genehmigten Abschlussbetriebsplan in den nächsten Jahren bis zu einem Level von –600 m NHN ansteigen. Dann soll das Abpumpen wiedereinsetzen, wahrscheinlich im Jahr 2023. Es ist eine „Ewig-

keitsaufgabe“, die u.a. das salzfreie Grundwasser in den Schichten oberhalb des Emschermergels schützen soll, z.B. die Trinkwassergewinnungsgebiete der Halterner Sande.

Die Inhaltsstoffe des Grubenwassers setzen sich aus geogenen und vom Menschen eingebrachten Bestandteilen zusammen. Das warme, salzige Wasser aus dem durchlässigen Kalkstein über dem Karbon entspricht dem Wasser der natürlichen Soleaustritte am Fuß von Haarstrang und Paderborner Hochfläche. Die gehobene Menge ist allerdings um ein Vielfaches größer als alle natürlichen Solequellen und gelangt im Gegensatz zu diesen ganzjährig und nicht nur in Zeiten mit hohen Abflüssen in die Lippe. Zusätzlich ist das Grubenwasser mit Stoffen belastet, die als Betriebsstoffe im Bergbau verwendet oder als Abfälle oder Reststoffe in abgeteuften Schächten eingelagert wurden, u.a. PCB und verschiedene Metallverbindungen (MKULNV 2015).

Die Reaktionen der verschiedenen Fischarten auf die Inhaltsstoffe im Grubenwasser sind nicht untersucht. Allein die Chloridkonzentration könnte jedoch v.a. jüngere Entwicklungsstadien von Cypriniden beeinträchtigen, wie es am Beispiel des Rotauges (Kap. 10.2.11) aufgezeigt ist. Problematisch sind für Fische nicht nur die absoluten Chloridmengen, sondern auch die erheblichen Schwankungen der Konzentration, was auf häufig wechselnde Einleitungsmengen, aber auch auf Abflussschwankungen der Lippe zurückzuführen ist. So sind für die Lippe in Wesel zwischen 2006 und 2014 Chloridkonzentrationen zwischen ca. 60 und 620 mg/l veröffentlicht (MKULNV 2015). Insbesondere bei Niedrigwasser kann der Anteil des Grubenwassers und damit die Chloridkonzentration in der Lippe noch deutlich höher sein.

Für weitere Arten als das Rotauge lassen sich keine Indizienketten möglicher negativer Folgen der Einleitung von Grubenwasser zusammenstellen: Viele empfindliche Arten sind schon oberhalb von Haus Aden aus anderen Gründen wie Stauhaltung oder Ausbau zu selten, als das eventuell vorhandene Effekte des Grubenwassers deutlich werden könnten. Bei der Nase ist allerdings auffällig, dass ihre Reproduktion auch in strukturell gut geeigneten Flussabschnitten des Unterlaufes stark gestört erscheint. Hier ist eine Schädigung von Eiern oder Jungfischen durch Wasserverschmutzung zu vermuten, ausgelöst entweder durch Grubenwasser, den hohen Abwasseranteil aus Kläranlagen oder eine Kombination aus beidem.

Der höhere Salzgehalt der Lippe flussabwärts von Haus Aden scheint dagegen die invasive Schwarzmaulgrundel zu begünstigen, die ursprünglich aus Brackwassergebieten des Schwarzen und Kaspischen Meeres stammt (KOTTELAT & FREYHOF 2007) und mit erhöhter Salinität besser zurechtkommt als viele andere Arten.

In den Jahren 2020 bis 2022 bietet sich die einmalige Chance, den Einfluss des Grubenwassers auf die Fischfauna genauer zu erfassen. Es ist dazu dringend erforderlich, in dieser Phase ohne Einleitungen eine Reihe von Probestrecken flussauf- und flussabwärts von Haus Aden mit der hier verwendeten Methode zu befischen – nicht nur Strecken im eingestauten Bereich, sondern auch Strecken im freifließenden Unterlauf mit seiner Kiessohle. Sollten sich die Bestände von Arten wie Rotauge und Nase gegenüber dem Zeitraum vor 2020 erholen, wäre der Beweis für die schädigende Wirkung des Grubenwassers erbracht. Derartige Untersuchungen werden derzeit durch das LANUV NRW, die ABU Soest und den LFV vorangetrieben, erste Befischungen fanden bereits statt, eine Auswertung der Ergebnisse liegt jedoch noch nicht vor.

Auch ohne die neuesten Ergebnisse bleibt jedoch festzuhalten, dass die Einleitung großer Mengen belasteten Solewassers in die relativ kleine Lippe nicht mehr zeitgemäß, sondern ein Umweltskandal ist, der das Erreichen des guten Zustands der mittleren und unteren Lippe im Sinne der

Wasserrahmenrichtlinie konterkariert. Es gilt auch zu bedenken, dass die aus anderen Gründen problematische Niedrigwasseraufhöhung der Lippe in Hamm vielleicht irgendwann eingestellt wird. Dann würde das Grubenwasser in Trockenzeiten noch weniger verdünnt als bisher und damit noch stärkere negative Wirkungen entfalten.

Aus Sicht der Natur darf die Einleitung bei Haus Aden nicht wieder aufgenommen werden, zumal die Notwendigkeit dieser Einleitung in die Lippe nicht nachvollziehbar begründet ist. Aus den Unterlagen zur Vorbereitung des Scoping-Termins Ende April 2020 (RAG 2020) stammt folgendes Zitat: „Nach eingehender Prüfung der Rahmenbedingungen geht RAG davon aus, dass ein maximales Pumpniveau bei ca. -380 m NHN, d.h. unterhalb der Übertrittsstelle in die benachbarte Wasserprovinz Carolinenglück (-369 m NHN), möglich ist.“ Die Provinz Carolinenglück entwässert jedoch zum Rhein. Es wird nicht erklärt, warum ein Ansteigen des Pumpniveaus um 11 m nicht möglich sein soll. Dann wäre eine Einleitung in die Lippe unnötig. Zwar würde durch eine solche Verlegung der Einleitungsstelle von der Lippe nach Walsum der Rhein belastet, aber das Grubenwasser erreicht ihn sowieso, ob direkt oder über die Lippe.

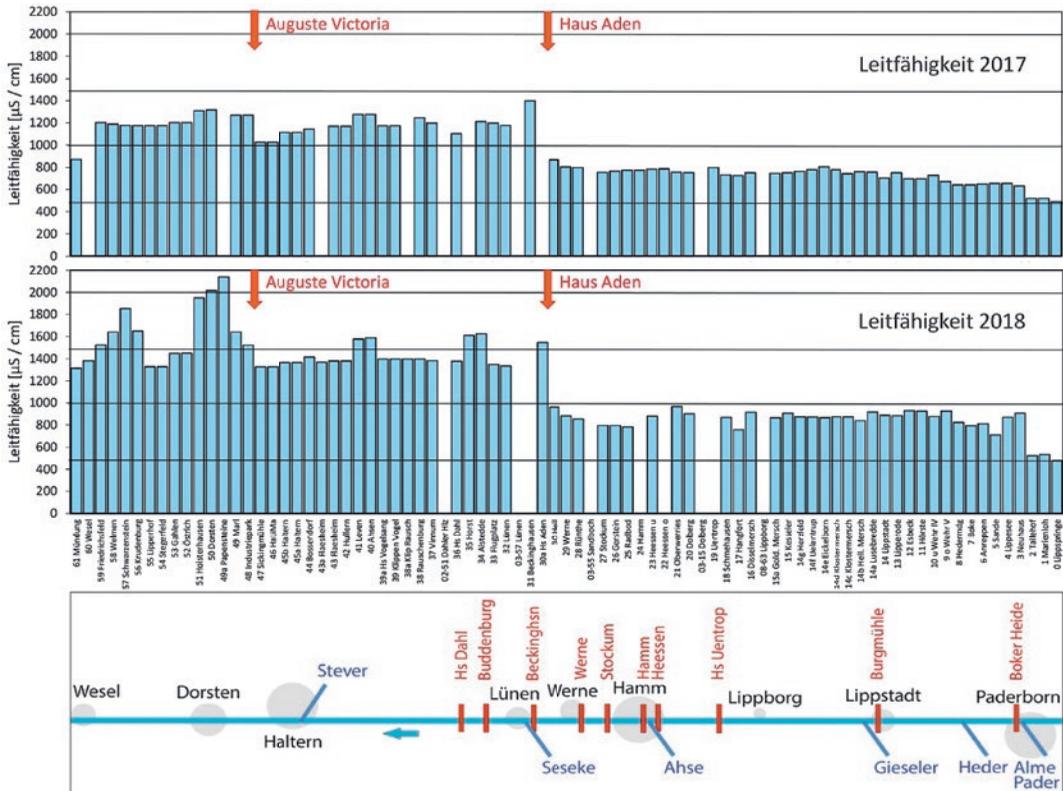


Abb. 156: Leitfähigkeit der Lippe während der Befischungen 2017 und 2018 und Einleitungsstellen von Grubenwasser (rote Pfeile)



Abb. 157: Erklärungen der RAG an der Grubenwassereinleitstelle „Haus Aden“ (links oben); Einleitungsstelle bei Lünen-Bergkamen 2018 (oben rechts); Unterwasseraufnahme unterhalb der Einleitung (September 2019, unten links) und Luftbild der Einleitung (September 2019, unten rechts)



Abb. 158:
Grubenwassereinleitungsstelle unmittelbar nach temporärer Einstellung der Einleitung im Oktober 2019.

11.1.4. Abwärme

Noch im Jahr 2000 stellte die Abwärmeeinleitung des Kraftwerks Westfalen in Hamm-Schmehausen eine Verbreitungsgrenze für mehrere Fischarten dar (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Seitdem wurde jedoch die Aufwärmspanne dieses und der weiteren Kraftwerke reduziert. Die Wärmelast der Lippe ist dadurch wesentlich geringer geworden, aber immer noch nicht unproblematisch. Die Stauhaltungen im Mittellauf der Lippe sowie die Einleitung von Kanalwasser zur Niedrigwasseraufhöhung tragen zur Erhöhung der Wassertemperaturen bei.

Eine genauere Analyse mit den Daten aus dem Temperatur-Sondermessprogramm des LANUV und die Untersuchung möglicher Einflüsse der Wassertemperatur auf die Fischfauna stehen aber noch aus.

11.2. Habitatstruktur

Dieses Kapitel enthält eine Defizitanalyse der Habitatstrukturen von Lippe und Auengewässern und nennt Verbesserungsvorschläge aus Sicht der Fische und Rundmäuler. Querbauwerke werden in einem eigenen Kapitel (11.3) behandelt.

11.2.1. Habitatstruktur Lippe

Im Jahr 2017 waren von den 220 km Lippe etwa 146 km ausgebaut, etwa 45 km zumindest einseitig entfesselt und 29 km renaturiert oder in naturnahem Zustand verblieben.

In den Ergebnissen der vorangegangenen Kapiteln wird deutlich, dass die meisten autochthonen Fische und Rundmäuler der Lippe – darunter die FFH-Arten Bach- und Flussneunauge, Steinbeißer und Rheingroppe – in naturnahen Lippestrecken höhere Abundanzen aufweisen als in ausgebauten Strecken, während drei invasive Grundelarten und der ebenfalls allochthone Kamberkrebs offenbar von Ausbaustrecken profitieren.

Weitere Renaturierungen von Abschnitten der Lippe würden also erheblich zur Förderung der einheimischen Fischfauna beitragen und gleichzeitig nicht einheimische Arten zurückdrängen und damit auch einen wesentlichen Beitrag zum Erreichen des guten Zustands der Fischfauna gemäß EU-WRRRL leisten.

Umfassende Renaturierungen wie in der Klostermersch (DETERING 2000, StJA Lippstadt 2002, Bezirksregierung Arnsberg 2010) sind jedoch nur unter optimalen Randbedingungen möglich, die an der Lippe selten vorkommen. Die auf langen Strecken erhebliche Sohlintiefung durch Laufverkürzungen, seitliche Einengung und eine zu geringe Nachlieferung von Sand in den Geschiebehauhalt ist nur ausnahmsweise rückgängig zu machen. Sie beträgt am Oberlauf im besten Fall 1,5 – 3 m (Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig 1995), erreicht im Unterlauf dagegen durchschnittlich 6,5 m (LAMPEN 1996). Da Infrastrukturanlagen wie Einleitungsbauwerke regelmäßig auf die heutigen Wasserspiegellagen ausgelegt sind, existieren auf weiten Flussabschnitten harte Restriktionen gegen Sohlauhebungen. Zudem ist es wahrscheinlich, dass zur Sohlauhebung eingebrachte sandige Sohl-

substrate rasch wieder ausgetragen werden und sich auf Abschnitten mit nur geringem oder gar fehlendem Eintrag entsprechender Substrate von oberstrom rasch wieder Sohlerosionen einstellen. Eine dauerhafte Wiederanbindung der rezenten Aue an den Fluss wird daher meistens kaum möglich sein, es sei denn durch die Schaffung von Ersatzauen wie an der Lippemündung.

Aber nicht nur umfassende Renaturierungen, sondern auch kleinere Optimierungsmaßnahmen können die Situation der Fischfauna deutlich verbessern. Nachfolgend werden verschiedene Maßnahmen vorgestellt:

- Schutz bestehender Habitats mit großer Bedeutung für Fische und Rundmäuler, wie etwa der Lippeseemflut, der Kiesbank unterhalb der Klippen Haus Vogelsang oder naturnahe Abschnitte mit Kiessohle im Unterlauf;
- „In-stream-Maßnahmen“, eine Verbesserung der Habitatstruktur im Flussschlauch, ohne Sohlhöhe, Lauflänge oder Auenanbindung zu verändern;
- Uferentfesselungen, bei denen die Befestigungen bis zur Sohle entnommen werden, nur so wird das Ufer vollständig einer eigendynamischen Entwicklung zugänglich gemacht;
- Aufweitung der Sohle, da die künstliche Einengung die weitere Eintiefung fördert und das Entstehen von Sedimentbänken, Buchten und durchströmten Flachwasserzonen verhindert, ein Beispiel stellt die lokale Sohlaufweitung an der ehemaligen Schleuse Horst bei Selm-Bork dar;
- Einbringung von Totholz, zur Umlagerung von Kies durch die Unterspülung, zum Schutz vor Prädatoren, als Unterstand aber auch als „Weidegrund“ für Nasen;
- Einbringen von Kies als Laichhabitat für lithophile Arten an Stellen, an denen der Kies eine Chance hat, sich längerfristig zu halten, wie etwa im Plänerkies geprägten Oberlauf bis Lippstadt;
- Laufverlängerungen, wo die Lippe durch Begradigungen zu schnell fließt;
- Sohlanhebungen zur Herstellung einer Verbindung zwischen Fluss und Aue, diese eignen sich insbesondere in Gebieten, in denen die Sohlerosion bisher moderat ist, wie zwischen Lippstadt und Hamm oder den Bergsenkungsgebieten um das Wehr Werne-Rünthe und HaLiMa;
- Schaffung von Ersatzauen, wo keine (ausreichende) Sohlanhebung möglich ist.

11.2.2. Habitatstruktur Auengewässer

Ein großer Teil der von Natur aus typischen Auengewässer existiert in der Lippeaue infolge menschlicher Eingriffe nicht mehr. Streckenweise fehlen Stillgewässer sogar nahezu vollständig, z.B. am Unterlauf der Lippe. Die schlechte Situation spiegelt sich in der Verbreitung und Abundanz derjenigen Fischarten wider, die völlig oder für bestimmte Entwicklungsstadien auf Auengewässer angewiesen sind, z.B. Brassen und Güster.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass verschiedene Fischarten verschiedene Typen von Auengewässern benötigen. Die nachfolgend aufgeführten Maßnahmen fördern daher jeweils unterschiedliche Artengemeinschaften:

- Schutz bestehender Auengewässer, insbesondere im auenarmen Unterlauf der Lippe unterhalb vom Wehr Dahl;
- Wiederherstellung ständig angebundener Auengewässer, vor allem dort, wo die Sohle nicht zu stark eingeschnitten ist;

- Wiederherstellung nicht angebundener Auengewässer;
- Anbindung kleiner seitlicher Einzugsgebiete an die Aue nach DRÜKE et al. (2017);
- Öffnung von Verwallungen, die Lippe und Aue trennen;
- Rückbau von Entwässerungseinrichtungen, wie Dränagen oder Entwässerungsgräben.

11.3. Querbauwerke

Querbauwerke unterbrechen das natürliche Längskontinuum von Flüssen. In der Natur kommen sie nur selten als Wasserfälle oder unterirdisch fließende Teilstrecken vor. In der Lippe würden sie gar nicht auftreten, abgesehen eventuell von quellnahen Biberdämmen.

Die Auswirkungen von anthropogenen Querbauwerken auf Gewässer sind vielfältig:

- Aufwärts gerichtete Ortsbewegungen von Wassertieren werden verhindert. Das betrifft nicht nur Langdistanzwanderer wie Lachs und Flussneunauge, sondern auch Arten, die kürzere Strecken zurücklegen, um z.B. bestimmte Laich- oder Überwinterungshabitate zu erreichen.
- Der „Abstieg“ von Organismen wird wesentlich erschwert. Junglachse müssen vom Geburtsort zum Meer zurückwandern können, ebenso wie Meerforellen, Fluss- und Meerneunaugen oder Aale, die ihre Laichplätze im Meer erreichen müssen. Die Vorstellung, Fische und andere Tiere würden sich von einem Hindernis herunterspülen lassen, hat sich als falsch erwiesen.
- Selbst für Arten mit einem ortsfest scheinenden Lebensstil ist der ungehinderte genetische Austausch erforderlich (z.B. JUNKER et al. 2012).
- Viele Bauwerke enthalten nicht nur Sohlabstürze, sondern stauen Gewässer auf. Wegen der fehlenden Strömung gehen Habitate rheophiler Arten verloren. Wassererwärmung, Algenwachstum und Ablagerung von Feinsedimenten sind zusätzliche Beeinträchtigungen.
- Stauabschnitte unterbrechen den Geschiebetransport, indem sie als „Sedimentfallen“ wirken können. Das dann flussabwärts fehlende Sohlsubstrat kann zu einer weiteren Eintiefung des Flusses führen. Im Falle der Lippe wird Sand oder anderes feines Sediment in schmalen Ausbaustrecken schon bei leicht erhöhten Fließgeschwindigkeiten abtransportiert.
- Die Sedimentationsakkumulation korreliert mit der Produktion von Methan. Die globale Methanemission aus Süßwassersystemen könnte nach Schätzungen durch gestaute Bereiche um bis zu 7 % ansteigen (MAECK et al. 2013).
- Bewegliche Stauanlagen werden oft bei Hochwasser geöffnet, was die Überflutung von Auen und damit die Vernetzung mit dem Fluss unterbindet.
- Ggf. vorhandene Wasserkraftanlagen stellen eine große Gefahr für Fische und andere Wassertiere dar, weil Feinrechen mit der geforderten Stabweite von 15 mm – die oft noch nicht vorhanden sind – kleine Individuen nicht von den Turbinen fernhalten.
- Totholz wird oft nicht im Fluss geduldet, weil Verkläusungen an Wehren befürchtet werden.

Die Lippe ist der längste Fluss, der in NRW entspringt und mündet. Erstaunlicherweise kann es gelingen, ihn komplett für Wassertiere durchgängig zu machen! Es gibt in der ganzen Lippe nur noch 21 Querbauwerke, die die longitudinale Durchgängigkeit wesentlich behindern: 18 Wehre und drei steile Sohlrampen oder -gleiten. Sieben dieser Wehre haben keine Funktion mehr. In der Vergangen-

heit ist es an der Lippe gelungen, viele Wanderungshindernisse zu beseitigen, darunter auch „große“ Wehre wie Vogelsang, Horst, Kesseler und Benninghausen, außerdem flussaufwärts von Lippstadt zwei mittelgroße Wehre, die Stauanlage des Lippesees (Bau einer neuen Lippetrasse um den See herum, NZO 2005, Bezirksregierung Arnsberg 2010) und zahlreiche kleine Wehre und Sohlabstürze im Oberlauf.

Von den 18 bestehenden Wehren erlauben sechs zumindest zeitweise eine (fast) ungehinderte Passage von Fischen in beide Richtungen. Andere haben mehr oder weniger gut funktionierende Aufstiege, aber bis auf zwei Bypässe für Aale fehlen Einrichtungen, die einen Abstieg ständig ermöglichen. Vier Wehre – drei davon auf den obersten zwei Flusskilometern – weisen gar keine Fischwege auf.

Warum reicht der Bau von Fischaufstiegsanlagen zur Optimierung der Situation an der Lippe nicht aus? Seit 1998 wurden an der Lippe elf Aufstiegsanlagen gebaut, überwiegend als naturnahe Umgehungsgerinne. Mehrere Erfolgskontrollen zeigten, dass die Aufstiege von vielen Tausend Fischen und anderen Wasserorganismen genutzt wurden (SPÄH 1999, 2000a, 2001a, 2004, 2005, 2006a, BUNZEL-DRÜKE et al. 2011, 2014).

Die hier dargestellten Ergebnisse der Reusenkontrollen (Kap. 7) und die Verhaltensanalyse besonderer Fische (Kap. 8) offenbaren jedoch die mangelnde Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegen für verschiedene Altersklassen und Fischarten, darunter auch große potamodrome Individuen. Dies zeigt, dass selbst vermeintlich „entschärfte“ Querbauwerke eine erhebliche Einschränkung der Ortsbewegungen der Fische zur Folge haben können.

Alle 21 Querbauwerke zusammen stauen 59,9 km Flusslauf. Damit sind inklusive der Bergsenkungsstrecke in HaLiMa rund 28 % der Lippe gestaut, 72 % freifließend. Der mittlere Abschnitt zwischen Haus Dahl und Uentrop wird durch die acht „großen“ Wehre (Dahl, Buddenburg, Beckinghausen, Werne-Rünthe, Stockum, Hamm, Heessen, Uentrop) nahezu komplett eingestaut. Von den 28 % Stauhaltung der gesamten Lippe umfasst diese Strecke 24 %. Hier fehlen die meisten obligaten Kieslaicher, selbst die weniger anspruchsvollen „Oberflächendeponierer“ wie Hasel, Barbe und Nase sind sehr selten.

Insgesamt fünf Wasserkraftanlagen an der Lippe produzieren zusammen weniger als 1.500 kW Strom. Zum Vergleich: eine durchschnittliche moderne Windkraftanlage produziert 3.000 – 50.000 kW.

11.3.1. Überblick über die 21 für Fische relevanten Querbauwerke

In Tabelle 10 sind die Querbauwerke der Lippe in einer Übersicht dargestellt, Abbildung 159 zeigt Lage und Absturzhöhe in einem Diagramm. Der jeweils rot gekennzeichnete Flussabschnitt entspricht der fast komplett eingestauten Strecke der mittleren Lippe.

Tab. 10: Querbauwerke in der Lippe, die Ortsbewegungen von aquatischen Organismen wesentlich behindern, Δh : Wasserspiegeldifferenz von Ober- und Unterwasser; hellrot: überwiegend gestauter Mittellauf mit den acht „großen“ Wehren

Name	Fluss-km	Eigentümer	Funktion	Δh	Stau-länge	Wasserkraft-nutzung	Aufstieg	Abstieg
Sohlrampe Mündung	0,4	Land NRW	Sicherung der angehobenen Sohle der Renaturierung vor rückschreitender Erosion	0,00	0	-	steile Rampe meistens unter Wasser und damit durchgängig; bei Niedrigwasser jedoch erhebliches Wanderungshindernis	
Sohlrampe Lippeeschlösschen	2,3	Land NRW	Sicherung der anzuhebenden Sohle einer zukünftigen Renaturierung	1,50	1000	-	Rampe bei MNQ nicht für alle Arten und Altersstadien durchgängig	
Wehr Dahl	83,7	Land NRW	keine	2,20	8000	-	1985 technischer Beckenpass "für schwimmstarke Fische"	fehlt
Wehr Buddenburg	91,8	Evonik Steag	keine (ehemals Kühlwasser-versorgung Kraftwerk Lünen)	2,20	7725	-	2003 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Beckinghausen	99,3	Land NRW	keine (ehemals Wasser-versorgung Eisenhütte Westfalen)	2,70	11000	-	1998 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Werne-Rünthe	110,5	Land NRW	keine	2,50	5980	-	2011 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Stockum	116,6	RWE	keine (ehemals Kühlwasser-versorgung Kraftwerk Gersteinwerk)	2,40	7438	privat, am Mühlengraben (70 kW)	fehlt (alte "Fischtrappe" nicht passierbar)	fehlt
Wehr Hamm	125,1	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung	Wasserverteilung auf Lippe und Datteln-Hamm-Kanal	4,60	2650	privat (475 kW)	2013 Umgehungsgerinne	Aal-Bypass
Wehr Heessen	127,4	Land NRW	Speisung der Gräfte Schloss Heessen	0,70	5850	-	2009 naturnahe Umgehung, 2009 guter technischer Aufstieg (Schlitzpass)	fehlt
Wehr Uentrop	138	RWE	Kühlwasserversorgung Kraftwerk Westfalen, Speisung der Gräfte Haus Uentrop	3,00	5635	RWE (450 kW)	1999 naturnahe, aber suboptimale Umgehung	Aal-Bypass
Wehrkomplex Stifftsmühle Lippstadt	174,6	Stadt Lippstadt?	Kulturtau	2,00	500	-	fehlt	fehlt
Wehr Tiwoll Lippstadt	175,2	Stadt Lippstadt?	Kulturtau	1,20	120	-	2 verbesserungsfähige Fischpässe	
Wehr III	184,5	Land NRW	Kulturtau	0,80	1000	-	überwiegend durchgängig	
Wehr IV	186,9	Land NRW	Kulturtau	1,00	1000	-	überwiegend durchgängig	
Wehr V	189,7	Land NRW	Kulturtau	0,80	1160	-	überwiegend durchgängig	
Wehr Boker Heide	208,6	Boker-Heide-Verband	Ableitung Boker Kanal	1,20	200	privat	2011 Fischaufstieg	fehlt
Wehr Niedermühle	218,1	privat	Ableitung für Wasserkraftanlage	1,50	300	privat, am Mühlengraben (70 kW)	verbesserungsbedürftige Umgehung	
Stauwehr Noite (Fisch Mühle)	219,2	privat	Ableitung für Fischteichanlage	0,30	300	-	fehlt	fehlt
Wehr Krewet (mit altem Mühlrad)	219,8	privat	keine	0,30	0	-	fehlt	fehlt
Wehr Wischer (= "Altes Mühlrad Krewet")	220,2	privat	keine	1,50	0	-	fehlt	fehlt
Sohlrampe Quellteich-Auslauf	220,4	Stadt Paderborn?	Erhalt Quellteich	1,50	50	-	steile Rampe nicht durchgängig	

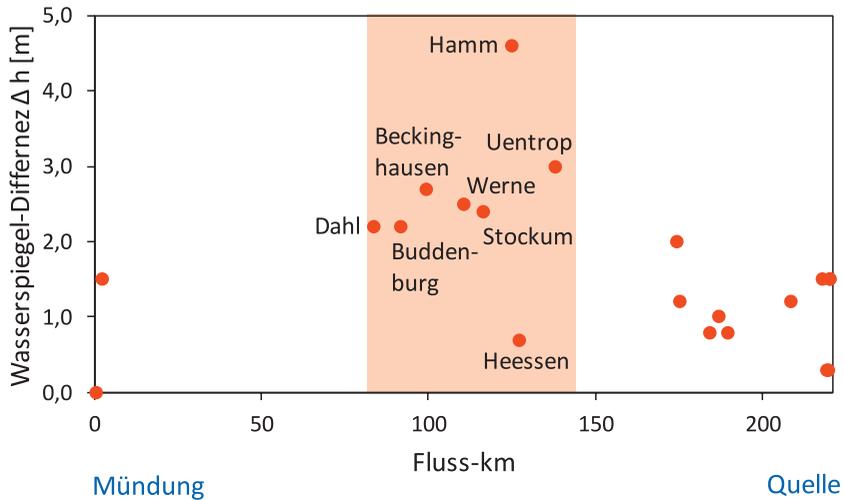


Abb. 159: Lage und Absturzhöhen von Querbauwerke > 25 cm Wasserspiegeldifferenz in der Lippe, hellrot: überwiegend gestauter Mittellauf mit den acht „großen“ Wehren

Nachfolgend werden die neun Querbauwerke mit den größten anzunehmenden negativen Auswirkungen auf die Fischfauna in der Lippe beginnend von der Mündung nach flussaufwärts vorgestellt, ihre Wirkung auf verschiedene Fischarten diskutiert und Vorschläge zu ihrem Umbau geschildert. Es sei ausdrücklich betont, dass jedes Querbauwerk der Fischfauna schadet. Die Fokussierung auf die neun Wehre mit prioritärem Handlungsbedarf soll den Einfluss der nicht diskutierten Wehre nicht verharmlosen! Eine Auflistung sämtlicher Querbauwerke samt Erläuterungen findet sich im Abschlussbericht zum Lippeprojekt (https://www.lfv-westfalen.de/images/pdf/lippeprojekt_abschlussbericht_storm2020.pdf). Bis maximal 25 cm hohe Querbauwerke des Oberlaufes oberhalb von Paderborn-Marienloh, die außer bei Niedrigwasser für die meisten dort vorkommenden Arten passierbar sind, bleiben unberücksichtigt.

Die verwendeten Daten über die Querbauwerke stammen aus www.elwasweb.nrw.de, aus dem Flussgebietsplan Lippe (Lippeverband 2008), von den Bezirksregierungen Arnsberg (U. Detering, M. Leismann mdl.) und Detmold (A. Morsbach mdl., C. Tennie schriftl.) sowie vom Wasserverband Obere Lippe (E. Schniedermeier mdl.).

11.3.2. Sohlgleite/Sohlrampe flussabwärts der Renaturierungsstrecke an der Mündung (Fluss-Kilometer 0,4)

Die im Rahmen der Renaturierungsmaßnahmen an der Lippemündung 2009 bis 2014 gebaute Sohlgleite oder -rampe (Abb. 160) schützt die neue, hochgelegene Sohle der oberhalb renaturierten Lippe vor rückschreitender Erosion, da der Rhein bei Niedrigwasser mehrere Meter tiefer liegt. Die Schwelle ist so geplant, dass ihre Krone im langjährigen Durchschnitt von 1990 bis 2016 an 319 Tagen im Jahr durch den hohen Wasserstand des Rheins mindestens 30 cm überstaut und dadurch für alle



Abb. 160: Sohlgleite flussabwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (Oktober 2018)

Arten und Altersstadien bedingt bis gut zu überwinden ist. Bei Niedrigwasser allerdings stellt sie ein erhebliches Hindernis für Fische dar. In der kurzen Zeitreihe seit Bauende von 2014 bis 2019 war die Schwelle durchschnittlich an nur 291 Tagen pro Jahr mindestens 30 cm überstaut und nur an 266 Tagen mindestens 50 cm überstaut. Zu diesen schlechten Werten haben wesentlich der trockene Sommer und Herbst 2018 beigetragen (alle Angaben S. Junghardt, Lippeverband schriftl.). In diesem Jahr verhinderte die Schwelle über lange Zeiträume den Aufstieg der meisten Arten (Kap. 8).

In Anbetracht der Zunahme von Trockenphasen durch den Klimawandel und der zu erwartenden weiteren Eintiefung des Rheins sollte erwogen werden, die Schwelle mittelfristig zu einer langgezogenen, flachen, ganzjährig auch für „schwimmschwache“ Arten und Altersstadien passierbaren Gleite umzubauen.

11.3.3. Sohlrampe flussaufwärts der renaturierten Mündung am Lippeschlösschen (Fluss-Kilometer 2,3)

Wie die zuvor behandelte Schwelle wurde auch diese Rampe im Rahmen der Renaturierung der Lippemündung gebaut (Abb. 161). Sie ist nicht so steil wie die untere Schwelle, staut die Lippe aber mindestens einen Kilometer nach oben ein, da die Sohlhöhe oberhalb nicht verändert wurde. Die Rampe soll bei einer Fortführung der Renaturierung nach flussaufwärts die dann angehobene Flusssohle festhalten, damit rückschreitende Erosion die geplante neue Sohle nicht wieder bis auf das



Abb. 161: Befischung am Fuß der Sohlrampe am Lippeschlösschen (März 2018)

derzeitige Niveau abträgt. Für die Fortführung der Renaturierungsmaßnahmen gibt es noch keinen Zeitplan.

Wie Befischungen zum Fang von zu besendernden Fischen 2018 (Kap. 8) zeigten, befanden sich im unteren Teil der Rampe zahlreiche große Individuen. Brassens, Döbel und Alande waren besonders zahlreich, Barben seltener, nur eine Nase wurde gefangen und keine Forelle. Es entstand der Eindruck, dass sich v.a. hochrückige und weniger sprungkräftige Fische am Fuß der Rampe gesammelt hatten, nicht weil sie die starke Strömung schätzten, sondern weil sie auf der flach überströmten Rampe keinen Weg flussaufwärts fanden. Die Ergebnisse der Besenderung belegen mehrfach eine deutliche Wanderungsverzögerung oder gar Unpassierbarkeit dieser Rampe bzw. der unterhalb gelegenen Sohlgleite.

Auch das Fehlen der „schwimmschwachen“ Flunder oberhalb der Rampe und der Bericht von Anglern, dass im Raum Hünxe seit dem Bestehen der Rampe der Aland seltener geworden sei (van de Sand mdl.) sind Hinweise auf die Störwirkung des Bauwerks.

Die baldige Entschärfung der Rampe wird empfohlen. Diese Optimierung sollte nicht erst mit dem Beginn der Renaturierungsmaßnahmen erfolgen, damit alle wanderwilligen Fische sofort nach oben gelangen können und die derzeitige Entwertung des eingestauten Abschnitts aufgehoben wird. Es wäre am besten, die Rampe auf größerer Breite zu öffnen. Eine dauerhafte Rampe oder Gleite zur Sicherung der später flussaufwärts angehobenen Sohle muss für alle Arten überwindbar und damit weniger steil sein.

1.3.4. Wehr Dahl (Fluss-Kilometer 83,7)

Das nicht regulierbare Streichwehr bei Haus Dahl mit einer Absturzhöhe von 2,2 m hat keine Funktion mehr und ist baulich in schlechtem Zustand (Abb. 162 & 163). Außer bei Hochwasser ist es für die meisten aufsteigenden Arten kaum zu überwinden, schneidet also Mittel- und Oberlauf der Lippe vom Unterlauf und damit auch vom Rhein fast vollständig ab. Ein 1985 erbauter Fischaufstieg auf dem linken Ufer (Lippeverband 2008) ist aufgrund der ungünstigen Lage kaum auffindbar, führt zu wenig Wasser und ist zudem häufig mit Treibgut verstopft.

Die Verbreitung des Alands endet nach flussaufwärts am Wehr Dahl. Unterhalb des Wehrs halten sich oft zahlreiche adulte Nasen auf, deren weiteren Aufstieg das Querbauwerk verhindert. In der Besonderungsstudie mit 150 Fischen gelangte kein einziger Fisch, nicht einmal bei Hochwasser, über dieses Wehr (Kap. 8).

Es wird empfohlen, das Wehr Dahl möglichst bald komplett zu beseitigen oder durch eine neue Lippeschlinge zu umgehen. Sie könnte südlich des Wehrs auf Landesflächen angelegt werden. Dabei ist wichtig, den Mühlenarm Dahl zu erhalten, da er auf vielen Kilometern das einzige permanent angeschlossene Stillgewässer ist und für viele Fischarten wahrscheinlich ein wichtiges Winterlager darstellt.

Lippeaufwärts reicht der derzeit durch das Wehr eingestaute Abschnitt fast bis zum oberhalb liegenden Wehr Buddenburg. Eine Absenkung des Wasserspiegels würde die Lippe auf ca. 8 km wieder frei fließen lassen. Nur bei drei zumindest zeitweise wasserführenden Auengewässern wäre denkbar, dass durch den dann niedrigeren Grundwasserstand Beeinträchtigungen auftreten: im „NSG Lippeaue“ (RE-029) das Altwasser bei Neuhaus und der ehemalige Schleusenarm der Schleuse Horst bei Haus Horst sowie im NSG „Lippeaue von Lünen bis Schleuse Horst“ (UN-053) das Altwasser „Zwiebelfeld“ auf Höhe von Alstedde. Das Altwasser bei Neuhaus fällt schon heute im



Abb. 162: Wehr Dahl: Die sehr flach überströmte Rampe unterhalb des niedrigen Überfalls ist für die meisten Arten nicht zu überwinden.



Abb. 163: Ungeeigneter Fischaufstieg am Wehr Dahl

Sommer oft trocken, so auch 2018. Das Altwasser „Zwiebelfeld“ liegt im Bereich der heutigen Stauwurzel des Wehrs Dahl und würde darum durch die Absenkung des Wehrs Dahl wohl kaum verändert.

11.3.5. Wehr Buddenburg (Fluss-Kilometer 91,8)

Dieses Wehr mit einer Absturzhöhe von 1,6 m wurde 1939/42 zur Sicherung der Kühlwasserentnahme des Kraftwerkes Lünen erbaut (Lippeverband 2008) und hat heute keine Funktion mehr (Abb. 164). Es besitzt auf dem rechten Ufer einen 2003 erstellten, 180 m langen naturnahen Fischaufstieg (Lippeverband 2008), der zwar nach Position und Durchfluss auffindbar und passierbar erscheint, aber z.B. von aufstiegswilligen adulten Nasen oder Barben nicht genutzt wurde. Wie bei mehreren derartigen Aufstiegen an der Lippe wiesen Funktionskontrollen zwar z.T. große Mengen – überwiegend kleiner – aufsteigender Fische nach (SPÄH 2005), aber erst ein Vergleich mit einem anders konstruierten Aufstieg (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011) bzw. die Analyse des Verhaltens besonderer Fische zeigten, dass naturnahe Gerinne in der hier verwendeten Bauweise nicht für alle Arten und Altersstadien geeignet sind. So waren auch die Jungfische bis 5 cm Länge in den Reusenuntersuchungen maßgeblich unterrepräsentiert. Mangelt es bei den adulten Fischen eher an der Auffindbarkeit durch eine zu geringe Leitströmung, schaffen es die kleinsten Fische nicht über die einzelnen Riegel. Ein Fischabstieg fehlt an dem Wehr.

Das Wehr Buddenburg könnte einfach geöffnet werden, um einen etwa 7 km langen Rückstauabschnitt in eine frei fließende Strecke zu verwandeln. Im NSG „Lippeaue von Lünen bis Schleuse Horst“ (UN-053) und auf dem südlich angrenzenden Flugplatz „Lünen Lippeweiden“ wären von einer Grundwasserabsenkung wahrscheinlich eine Reihe kleiner Auengewässer betroffen. Eine



Abb. 164: Wehr Buddenburg

Bewässerung von Teilen der Aue durch einmündende kleine Fließgewässer erscheint jedoch möglich.

11.3.6. Wehr Beckinghausen (Fluss-Kilometer 99,3)

Ehemals diente dieses Wehr der Wasserversorgung der Eisenhütte Westfalia; heute ist es ein „Kulturstau“ ohne Funktion (Abb. 165). Die Absturzhöhe von 2,7 m zählt zu den höchsten an der Lippe. 1998 baute der Lippeverband einen 220 m langen naturnahen Fischaufstieg mit einem Durchfluss von ca. $1 \text{ m}^3/\text{s}$ auf dem rechten Ufer (Lippeverband 2008, Abb. 165), der v.a. von kleinen Fischen genutzt wird (Späh 1999, 2000a). Durch Wasserpflanzenbesiedlung war der Durchfluss im August 2006 deutlich geringer als $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (SPÄH 2006a).

Auch das Wehr Beckinghausen kann ohne Umbau einfach gezogen werden, was oberhalb eine freie Fließstrecke von ca. 11 km ergeben würde. Hier ist eine Abschätzung der Auswirkungen auf flussaufwärts liegende Auenhabitats erforderlich. In den NSG „Lippeaue von Wethmar bis Lünen“ (UN-054) und „Lippeaue von Werne bis Heil“ (UN-055) liegen zahlreiche unterschiedliche große Auengewässer, die heute zwar nur in Ausnahmefällen bei Hochwasser mit der Lippe Kontakt haben,



Abb. 165: Wehr Beckinghausen; links im Bild der Einstieg zum Umgehungsgerinne

aber dennoch wichtige Lebensräume für Fische, Amphibien und andere Arten sind. Außerdem befindet sich hier das Naturfreibad Heil in einer alten Lippeschlinge.

Im oberen Abschnitt der genannten Strecke (NSG UN-055) würde jedoch keine Wasserstandsabsenkung auftreten, sobald die aktuell bevorstehende Renaturierung der Lippeaue vom Wehr Werne-Rünthe nach flussabwärts umgesetzt ist, da hier die Flusssohle angehoben wird. Am Ende der Renaturierungsstrecke soll eine Gleite die neue Sohle stabilisieren. Auswirkungen einer Niederlegung des Wehrs Beckinghausen müssten daher nur für den unteren Abschnitt (NSG UN-054) bedacht werden.

11.3.7. Wehr Stockum (Fluss-Kilometer 116,6)

Das Wehr Stockum diente bis vor kurzem der Sicherung der Reserve-Kühlwasserentnahme des Kraftwerkes Gersteinwerk, was heute jedoch nicht mehr erforderlich ist. Eine private Kleinwasserkraftanlage (70 kW) am Mühlengraben verfügt bereits seit einigen Jahren über keine Genehmigung mehr. Ein Fischaufstieg existiert nicht, auch kein Abstieg. Der unter www.elwasweb.nrw.de erwähnte Beckenpass ist eine uralte „Fischtreppe“ im schlechtesten Sinne, die keine Art überwinden kann

(Abb. 166). Spätestens an dieser Stelle enden derzeit alle Versuche von aufstiegswilligen Fischen und Rundmäulern, wie auch die Besenderung der Wanderfische gezeigt hat.

Die Niederlegung des Wehrs würde eine frei fließende Lippestrecke von mehr als 8 km Länge ergeben. Der dadurch zu optimierende Abschnitt ist schmal, begradigt und eingedeicht und derzeit hinsichtlich seiner Fischfauna einer der schlechtesten der gesamten Lippe. Die Aufhebung des Stauinflusses würde eine der Beeinträchtigungen des Abschnittes beseitigen.

Vor der Öffnung des Wehrs müsste der oberhalb der Bahnbrücke die Lippe querende Abwasserdüker umgebaut werden, da er auf und nicht unter der Sohle liegt und bei einem abgesenkten Wasserstand einen neuen Sohlabsturz darstellen würde. Der Umbau des Dükers ist für 2021 geplant.

Von einer Absenkung des Wasserstands durch die Aufhebung des Staus wären zwei Auengewässer betroffen: das als Kompensation für einen Eingriff links der Lippe direkt flussaufwärts des Wehrs im NSG „Tibaum“ (HAM-006) angelegte Gewässer und der mehr als 700 m lange Lippealtarm gegenüber des Gersteinwerks in den NSG „Tibaum“ (HAM-006) bzw. „Lippeaue von Stockum bis Werne“ (UN-056).

Der Altarm ist für viele Fischarten, u.a. Brassens und Güster, ein herausragendes Laich- und Jungfischhabitat. Das Gewässer ist derzeit in Folge der Bergsenkungen sehr hoch gefüllt und überwiegend 3,90 – 5,20 m tief, so dass eine Wasserstandsabsenkung um 2 m keine große Rolle spielen dürfte. Lediglich im Bereich der Verbindung mit der Lippe haben Sandablagerungen die derzeitige Wassertiefe auf 1,20 m verringert, so dass hier ein moderates Ausbaggern erforderlich wäre, um die wichtige Verbindung zwischen Lippe und Altarm zu erhalten.



Abb. 166: Wehr Stockum, im Hintergrund das Gersteinwerk, links im Bild der nicht funktionsfähige Fischaufstieg



Abb. 167: Wehr Hamm: Im Vordergrund links der Einstieg des Umgehungsgerinnes, dahinter das geschlossene Walzenwehr; im von hier aus gesehen rechten Fach unter dem Gebäude befindet sich die Kleinwasserkraftanlage.

11.3.8. Wehr Hamm (Fluss-Kilometer 125,1)

Die Funktion des mit 4,1 m Absturzhöhe höchsten Lippewehrs Hamm ist die Wasserverteilung des Westdeutschen Kanalnetzes auf Lippe und Datteln-Hamm-Kanal (Abb. 167).

Der durch das Wehr eingestaute Flussabschnitt ist mit etwas mehr als 2 km recht kurz. Das größte Problem für aquatische Organismen stellt jedoch nicht der Stau, sondern die Behinderung longitudinaler Wanderungen durch das Wehr dar. 2013 wurde auf dem rechten Ufer ein naturnaher Fischaufstieg angelegt, dessen Mündung ungünstig mehr als 30 m vom Wehr entfernt liegt. Dazu kommt, dass außerhalb von Hochwassern das Wasser durch eine erst 2006 errichtete private Kleinwasserkraftanlage (475 kW) im linken Fach des Wehrs geleitet wird. Fische, die der Hauptströmung folgen, gelangen zur Ableitung der Turbinen; das Auffinden des Einstiegs des Umgehungsgerinnes auf dem gegenüberliegenden Ufer ist schwierig. Der Bau eines Fischaufstiegs auf dem linken Ufer neben der Wasserkraftanlage würde die Auffindbarkeit erheblich steigern, ist aber nicht möglich, weil die Lippe an dieser Stelle nur durch einen schmalen Damm vom Datteln-Hamm-Kanal getrennt ist. Das Wehr verfügt über keinen oberflächennahen Fischabstieg, aber einen Bypass für Aale.

Die Wasserzufuhr für den Datteln-Hamm-Kanal aus der Lippe verläuft derzeit kostengünstig im Freigefälle, indem oberhalb des Wehrs Wasser aus der angestauten Lippe in den Kanal geleitet werden kann. Wenn die Zufuhr von Lippewasser in den Kanal über Pumpen laufen würde, wäre das Wehr Hamm verzichtbar.

Die Öffnung des Wehrs Hamm würde nur ein flussaufwärts liegendes Auengewässer links der Lippe eventuell beeinträchtigen: das „Biotop am Schirrhof“, das aber nahe der derzeitigen Stauwurzeln liegt. Die Gewässer rechts der Lippe erhalten ihr Wasser aus dem Mühlengraben, der oberhalb des Wehrs Heessen aus der Lippe geleitet wird. Diese Gewässer wären von einer Öffnung des Wehrs Hamm nicht betroffen, sofern die Stauhöhe des Wehrs Heessen beibehalten wird.

11.3.9. Wehr Uentrop (Fluss-Kilometer 138,0)

In den letzten Jahrzehnten diente das Wehr dem Anstau der Lippe für die Kühlwasserentnahme des Kraftwerks Westfalen. Es weist eine Fallhöhe von 1,8 m auf (Abb. 168). Das Steinkohlekraftwerk wird in absehbarer Zeit wahrscheinlich stillgelegt. Solange es noch in Betrieb ist, könnte ein kleiner Umbau der Wasserentnahmestelle die Kühlwasserzufuhr auch ohne Stau sicherstellen. 2025 läuft die Erlaubnis für die Nutzung der 1999 in Betrieb genommenen Kleinwasserkraftanlage (450 kW) der RWE aus. Dann könnte das Wehr geöffnet bzw. umgebaut werden. Die Wasserkraftanlage weist einen Stababstand des Rechens von „5 – 20 mm“ auf.

Im Jahr 1999 wurde ein naturnaher Fischaufstieg am Wehr gebaut, der jedoch nach heutigem Wissensstand zu klein ist, einen zu geringen Durchfluss aufweist und mit mehr als 60 m viel zu weit vom Wehr entfernt mündet. Eine Funktionskontrolle erbrachte das „übliche“ Ergebnis für kleine



Abb. 168: Wehr Haus Uentrop

naturnahe Aufstiege, nämlich dass sie v.a. von kleinen Fischen genutzt werden (SPÄH 2001a). Das Wehr Uentrop hat einen Aal-Bypass, dessen Funktionskontrolle v.a. abwandernde Aale und nur wenige Individuen anderer Arten nachwies (SPÄH 2001b). Der Bypass wird leicht von Treibgut verstopft (Kuss mdl.).

Die Niederlegung der Wehrklappen würde nicht nur das Wanderhindernis beseitigen, sondern auch zu einem Zugewinn von mindestens 5 km freifließender Lippe führen. In der Aue entlang des Stauabschnittes befinden sich allerdings zahlreiche wertvolle Stillgewässer. Es handelt sich sowohl um Altarme und Altwasser der Lippe als auch um neue Auengewässer, die im Rahmen des LIFE Projektes Lippeaue der Stadt Hamm angelegt wurden. Eine Absenkung des Wasserspiegels könnte v.a. Gewässer nahe des Wehrs oder die Feuchtwiesen der NSG „Schmehauser Mersch“ (HAM-007) und „Lippeaue“ (SO-007) beeinträchtigen. Das ehemalige u.a. für Brut- und Rastvögel sehr wichtige Flachwassergebiet links der Lippe direkt oberhalb des Wehrs wurde im Winter 2015/2016 beim „Durchbruch“ des Munnebachs völlig verändert. Als die Lippe für wenige Wochen das Wehr Uentrop umfloss, wurden große Bodenmengen ausgetragen. Nach dem Verschluss der Durchbruchstelle mit Spundwänden ist das neu entstandene Lippebett heute nicht mehr durchflossen. Seine Sohle liegt etwa auf Höhe der Lippesohle unterhalb des Wehrs, so dass die ehemals vorhandenen Flachwasserzonen heute trockenliegen und sich in eine Hochstaudenflur verwandelt haben.

Bei einer Öffnung des Wehrs Uentrop müsste die Bewässerung der Gräfte von Schloss Uentrop berücksichtigt werden. Wie die anderen Wasserschlösser an der Lippe ruht das Fundament des Gebäudes auf Eichenpfählen, die als Schutz vor der Verwitterung stets wassergetränkt bleiben müssen.

11.3.10. Ableitungswehr Boker Heide (Fluss-Kilometer 208,6)

Der Boker Kanal ist ein 32 km langer Seitenarm der Lippe, der 1849 bis 1853 zur Bewässerung und Düngung der ursprünglich nährstoffarmen Boker Heide gebaut wurde (WURFFBAIN 1856). Das System aus parallel verlaufenden Kanälen und Gräben zur Be- und Entwässerung hat sich mittlerweile bis auf die immer noch gerade Linienführung naturnah entwickelt und beherbergt den wahrscheinlich größten Bestand der Bachmuschel (*Unio crassus*) in NRW (FELDHAUS et al. 2015), außerdem einen arten- und individuenreichen Fischbestand. Das Trockenfallen einer langen Gewässerstrecke bei Bauarbeiten im Jahr 2018 führte allerdings zu erheblichen Schäden.

Das Wehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m, an dem der Boker Kanal aus der Lippe geleitet wird (Abb. 169), ist für den Erhalt des Kanalsystems erforderlich. Die geringe Staulänge von nur etwa 200 m stellt kein Problem für die Lippe dar; das Wehr ist allerdings für aquatische Organismen schlecht passierbar. Eine Staudruck-Wasserkraftanlage wurde ab 2008 erbaut und wird nach mehreren Bauänderungen seit ca. 2011 betrieben. Der zusammen mit der Kleinwasserkraftanlage am linken Ufer errichtete Denil-Fischaufstieg mit 15 Becken liegt zwar an günstiger Stelle (Abb. 170), hat aber einen viel zu geringen Durchfluss und einen für große Fische wahrscheinlich zu engen Einstieg. Auffindbarkeit und Passierbarkeit scheinen ungünstig, außerdem fehlt ein Abstieg. Nach den Angaben der Wasserkraftbetreiber soll der Abstieg „fischschonend“ durch die Anlage erfolgen, aber der Nachweis steht aus, ob Fische überhaupt in die Anlage einschwimmen und – falls ja – die Passage unbeschadet überstehen. Die Anlage besitzt also keinen Rechen.



Abb. 169: Ableitungswehr Boker Heide mit Kleinwasserkraftanlage rechts



Abb. 170: Rechts neben der Wasserkraftanlage befindet sich der Einstieg des Fischweges, der nur von einer geringen Wassermenge durchflossen wird. Die Wange am Auslauf der Wasserkraftanlage lenkt Strömung und Fische vom Ufer und damit vom Aufstieg weg.

Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit auch für große Fische wie Lachse ist die Beendigung der Wasserkraftnutzung zu empfehlen, deren Genehmigung 2022 endet. Die Führung des gesamten nicht für den Boker Kanal benötigten Lippewassers sollte dann in einem Gerinne geführt werden, das sowohl Aufstieg als auch Abstieg großer und kleiner Wasserorganismen ermöglicht. Dies wäre eine Voraussetzung zur Erschließung des Almesystems für Lachse und Meerforellen.

11.3.11. Prioritätenliste für den Umbau der Querbauwerke in der Lippe

Nachfolgend wurde in einer vierstufigen Prioritätenliste der Maßnahmenbedarf nicht nur für die neun zuvor dargestellten, sondern für alle Querbauwerke der Lippe angeordnet. Je größer der positive Effekt eines Umbaus auf die Fischfauna der Lippe ist, desto höher seine Priorität. Innerhalb einer Prioritätsstufe sind die Querbauwerke nach ihrer räumlichen Lage (von der Mündung zur Quelle) geordnet. Bereits in Planung befindliche Maßnahmen sind ganz unten aufgeführt.

- I Sohlrampe Lippeschlösschen:** bei Niedrigwasser erhebliches Hindernis für alle aus dem Rhein aufsteigenden Arten;
 - Wehr Dahl:** unterstes Wehr in der Lippe ohne funktionalen Fischauf- oder -abstieg, stoppt Aufwärtsbewegungen auch der Arten, die die oberhalb liegenden Querbauwerke überwinden könnten, begrenzt die Verbreitung des Alands, Zugewinn von 8 km freifließender Strecke;
 - Wehr Stockum:** einziges Wehr in der Lippe ganz ohne Fischweg, stoppt die Wanderungen aller Arten, die es bis hierher geschafft haben, Zugewinn von 8 km freifließender Strecke mit der Chance auf Verbesserung des sehr schlechten Zustands der heutigen Staustrecke oberhalb;
- II Sohgleite/Sohlrampe an der Mündung:** bei MNQ offenbar Hindernis für „schwimmschwache“ aufstiegswillige Arten (Brassen, Aland, Flunder u.a.), die ansonsten die Lippe im heutigen Zustand zumindest bis Haus Dahl nutzen könnten, Zugewinn von ca. 1 km freifließender Strecke mit dem für lithophile Arten (u.a. Schnäpel) sehr wichtigen Lippeabschnitt mit Kiessohle;
 - Wehr Buddenburg:** ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg, Zugewinn von 7 km freifließender Strecke;
 - Wehr Beckinghausen:** ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg, Zugewinn von bis zu 11 km freifließender Strecke;
 - Wehr Hamm:** ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg, Zugewinn von 2,5 km freifließender Strecke;
 - Wehr Uentrop:** nach heutigen Erkenntnissen mangelhafter Aufstieg, kein Abstieg außer einem Aal-Bypass, Zugewinn von 5 km freifließender Strecke mit Anschluss an den langen Fließabschnitt bis Lippstadt mit seinen vielen Renaturierungen;
 - Ableitungwehr Boker Heide:** Aufstieg mit offensichtlichen Mängeln hinsichtlich Auffindbarkeit und Passierbarkeit, kein Abstieg, letztes Wehr, das Langdistanzwanderern unter den Kieslaichern wie Lachs und Meerforelle den Weg zum Almesystem versperrt;
- III Wehr Werne-Rünthe:** Fischaufstieg scheint recht gut, außerdem dürfte das Wehr nach Umsetzung der geplanten Renaturierung unterhalb kein Wanderungshindernis mehr sein, Stauabschnitt oberhalb bliebe bei leichter Absenkung der Krone weitgehend erhalten;

Wehr Niedermühle: im Prinzip durchgängig, eine Optimierung sowie regelmäßige Kontrolle und Säuberung der vorhandenen Umgehung muss sichergestellt werden (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

Stauwehr Nolte: als Wanderungshindernis nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

Wehr Krewet: teilweise passierbar, nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

Wehr Wischer: als Wanderungshindernis nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Bachforelle, Dreistachliger Stichling, Groppe, eventuell Bachneunauge).

IV Wehr Heessen: zwei verschiedene, sich gut ergänzende Fischaufstiege vorhanden, viele Auen-
gewässer im Rückstauabschnitt oberhalb des Wehrs, Wasserversorgung für Schloss Heessen:
Stau vorerst belassen;

Sohlrampe Quellauslauf: nur für Dreistachlige Stichlinge bedeutsam.

Bereits unter Planung:

Wehrkomplex Stiftsmühle Lippsstadt: Planung für die Anlage eines Fischpasses läuft;

Wehr Tivoli Lippsstadt: Planung zur Verbesserung der beiden vorhandenen Fischpässe läuft;

Wehre III – V: überwiegend bereits heute passierbar, Umbau geplant, beginnend mit Wehr IV.

12. Prädation

Sehr große Individuen verschiedener langlebiger Fischarten wie Karpfen, Aland, Rapfen, Wels und Hecht sind typischerweise vor Prädation sicher. Jung- und Kleinfische stellen dagegen Nahrung für eine Vielzahl von Arten dar, insbesondere andere Fische, aber auch für den Eisvogel und selbst für Wirbellose wie Krebse, Libellen- und Schwimmkäferlarven.

Als Prädatoren, die an der Lippe regelmäßig mittelgroße Fische erbeuten, dürften v.a. Döbel, Wels und Hecht eine Rolle spielen, Rapfen und Zander sind aufgrund ihrer geringen Dichte in der Lippe von unterrangiger Bedeutung. Grau- und Silberreiher sowie natürlich der Kormoran (Abb. 171) bilden die Haupträuber unter den Vögeln. Fischfresser, die dagegen nur selten an der Lippe auftauchen, sind z.B. Gänsesäger und Fischadler, außerdem liegen erste vereinzelte Nachweise des Fischotters von der mittleren Lippe vor.

Der Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände der Lippe stand nicht im Fokus dieser Untersuchung. Dennoch sei im Folgenden etwas genauer auf die Auswirkungen dieses Prädators eingegangen. Im Gegensatz zu anderen fischfressenden Vögeln wie Säger oder Eisvogel, konzentriert der Kormoran sich nicht auf die mengenmäßig am häufigsten auftretenden Jungfische, sondern nutzt bei größeren Arten Individuen des Laicherbestandes bis 40 cm Totallänge und kann somit insbesondere auf bestandsgeschwächte Populationen einen deutlichen Einfluss ausüben (LANUV 2013a).

Seit den 1990er Jahren stiegen die Brutbestände des Kormorans in NRW an, einhergehend mit einem Rückgang von Fischarten wie Hasel und Döbel oder generell Fischen über 30 cm Totallänge (LANUV 2017). Während nachtaktive, benthische Fischarten weniger stark von der Prädation betroffen sind, können tagaktive Fischarten, die zusätzlich den freien Wasserkörper besiedeln, starke Einbußen erfahren (EBEL 2012 und enthaltene Zitate, LANUV 2013a, 2017). Hierunter fällt neben Hasel und Nase auch die Äsche.

Im Jahr 2010 richtete das MKULNV einen Arbeitskreis Kormoran ein, bestehend aus Vertretern der Fischerei und des Naturschutzes, um Maßnahmen zum Schutz der Äsche einzuleiten. Der Arbeitskreis stellte Beeinträchtigungen der Äsche durch den Kormoran insbesondere in der erstellten „Äschenschutzkulisse“ fest (LANUV 2013a). In dieser Kulisse wurden Abschnitte der Lippe und ihrer Zuflüsse als Abschnitte mit guten Äschenbeständen trotz Kormoraneinfluss eingestuft (LANUV 2017).

Die Lage und Größe von Brutkolonien und Schlafplätzen von Kormoranen in NRW sind bekannt (JÖBGES & HERKENRATH 2017), deren Einfluss ist jedoch schwer zu beziffern, da keine Daten über die aufgesuchten Gewässerstrecken und die Jagdintensität auf einzelne Bereiche vorliegen. Geht man von einem Flugradius von 30 km ausgehend von den Brutkolonien und Schlafplätzen aus, so unterläge die gesamte Lippe einem Kormoraneinfluss. Eine Unterscheidung zwischen verschiedenen intensiv von Kormoranen besuchten Flussabschnitten kann daher nicht durchgeführt werden.

Es bietet sich jedoch ein Vergleich der damals zugrunde liegenden Daten für die Einordnung in „gute Äschenbestände“ mit den in der vorliegenden Studie erhobenen Daten an: Befischungen in den Fischgewässertypen mit Äschenanteilen der Lippe erbrachten im Jahr 2015 Äschendichten von 8 bis 10 Äschen pro 100 m mit prozentualen Anteilen über denen von der Referenzfauna erwarteten Werten (LANUV 2017). In der vorliegenden Studie variierten die Äschendichten in der Forellen- und Äschenregion der Lippe in den beiden Befischungsjahren. Das Jahr 2017 erreichte weitaus geringere Fangzahlen als das Jahr 2018 (Abb. 172), mit Dichten von 7,8 (\pm 6) Äschen pro

100 m in der Forellenregion und $1 (\pm 1,3)$ Äschen pro 100 m in der Äschenregion. Dies liegt deutlich unter den Einschätzungen des guten Äschenbestandes aus den Vorjahren. Im Jahr 2018 waren die Dichten dagegen höher mit $15,3 (\pm 11,7)$ Äschen in der Forellenregion sowie $8 (\pm 9,4)$ Äschen pro 100 m in der Äschenregion. Hier ließ sich der angenommene gute Bestand anhand der Dichten abbilden. Maßgeblich war dieser Wert jedoch auf die neugestaltete Lippeseeumflut und die beiden benachbarten Probestrecken zurückzuführen. Hier wurde ein Maximalwert von 30 Äschen pro 100 m erreicht. Dies ist für die Lippeseeumflut ein eher durchschnittlicher Wert. Befischungen der NZO GmbH aus den Jahren 2005 bis 2012 erreichten an gleicher Stelle in einigen Jahren Dichten von beinahe 50 Äschen pro 100 m (LANUV 2013a).

Betrachtet man die Längenhäufigkeitsverteilungen der Äschen beider Jahre (Abb. 172), so wurden 62 % der gefangenen Tiere durch 0+ Individuen gebildet. Die bevorzugte Größenklasse des Kormorans, die 1+ Stadien, machten dagegen nur knapp 8 % aller gefangenen Äschen aus und lassen Defizite im Populationsaufbau erkennen.

Die durchgeführten Nachtbefischungen dieser Studie konnten deutlich zunehmende Dichten von Hasel und Nase in der Nacht anzeigen, insbesondere von Individuen zwischen 10 und 20 cm. Dies könnte eine mögliche Anpassung an den Beutegreiferdruck des tagaktiven Kormorans darstellen. Bei den Äschen ist jedoch keine derartige Zunahme dieser Längensklasse in der Nacht und somit kein potenzieller Schutz vor Kormoranprädatation gegeben (Abb. 172). Hier gibt es offenbar einen realen Flaschenhals für heranwachsende Äschen.

Das Äschenhilfsprogramm schlägt eine genaue Beobachtung der Altersstrukturen in den Gewässern mit guten Äschenbeständen vor, worunter auch die Lippe fällt und ggf. eine Abstufung



Abb. 171: Kormoran

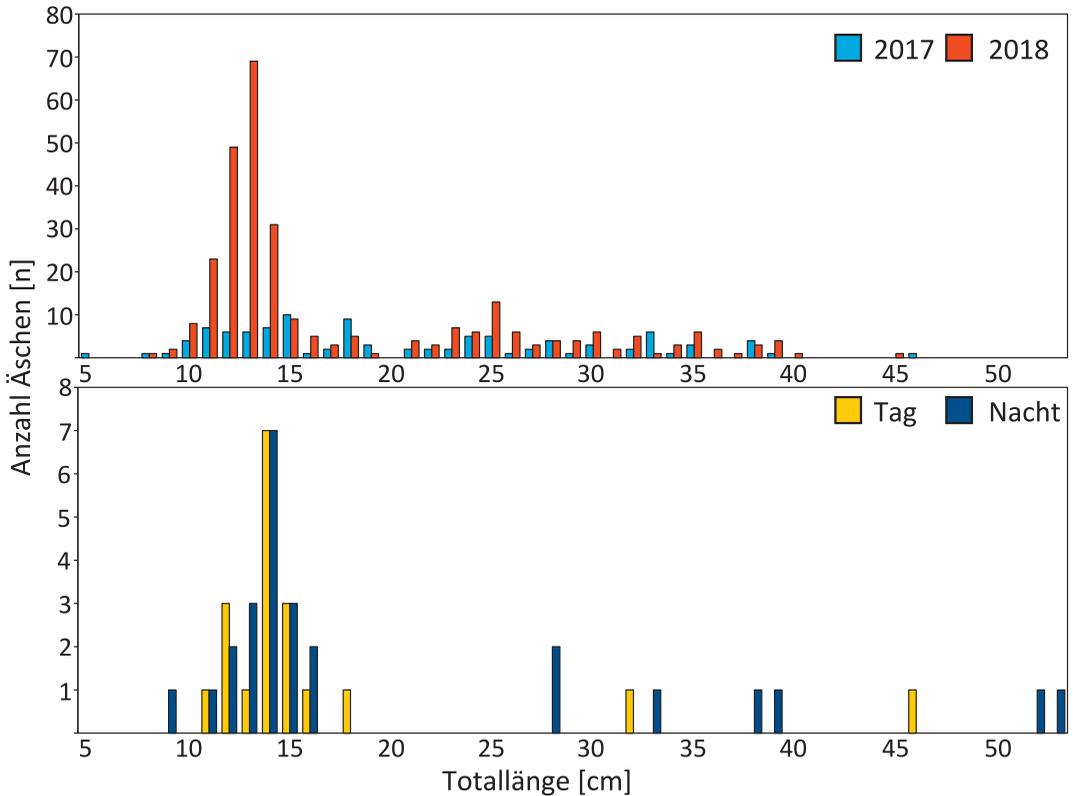


Abb. 172: Längenhäufigkeitsverteilungen aller tagsüber gefangenen Äschen bei den Elektrobefischungen 2017 (n = 97) und 2018 (n = 293; oben) sowie ein Vergleich zwischen den Längenhäufigkeitsverteilungen der Probestrecken, die sowohl tagsüber als auch nachts befischt wurden (unten).

bei einbrechenden I+ Stadien. Trotz Hilfsmaßnahmen durch die Hegegemeinschaft Almeäsche e.V. scheint es in der Lippe zu keiner deutlichen Stabilisierung der Bestände zu kommen. Daher sollten die Äschenbestände der Lippe auch in Zukunft engmaschig überwacht, die Bemühungen der Hegegemeinschaft Almeäsche e.V. unterstützt (Kap. 14.1.1) und ggf. durch eine Vergrämung des Kormorans begleitet werden.

Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass ohne das Vorhandensein von konkreten Fraßdaten auch hier keine eindeutige Zuordnung der Defizite im Populationsaufbau oder in den Abundanzanzen möglich ist, da eine Vielzahl anderer Faktoren (anthropogene Einflüsse wie Wehre, Ausbauzustand oder auch der Einfluss anderer Prädatoren) wirken können.

Ein Kormoraneinfluss auf andere, bestandsstarke Arten wie etwa den Döbel lassen sich durch unsere Daten nicht abbilden. Die häufig aufgeführte Bestandslücke der Fische zwischen 20 und 40 cm Totallänge als Hinweis auf Kormoranprädatoren (LANUV 2013a) ist zwar bei vielen Arten zu beobachten, könnte jedoch auch methodisch bedingt sein.



Abb. 173: Mittelgroßer Döbel aus der Lippe mit Verletzungen, die vermutlich durch einen Kormoran verursacht wurden

Inbesondere in den gestauten Abschnitten im Mittellauf der Lippe sind negative Effekte des Kormorans auf Arten wie Döbel, Hasel, Barbe und Nase zu erwarten, da diese Fische sich bei Wanderungen unterhalb der Wehre ansammeln und somit eine leichte Beute darstellen. Kormorane bevorzugen zudem Stillgewässer als Jagdreviere und weichen bei Zufrieren dieser auf Fließgewässer aus. Aufgestaute Flussstrecken dienen hierbei als bekannte Trittsteine für den Kormoran und sind demnach besonders betroffen (LANUV 2013a). Da diese Strecken jedoch generell anthropogen bedingte Habitat-Defizite für die genannten Arten aufweisen, ist auch hier die Beurteilung schwierig.

13. Invasive Arten

Als invasiv werden Arten bezeichnet, die in dieser Region nicht heimisch sind und zusätzlich negative Auswirkungen auf die heimische Flora und Fauna haben, die bis hin zur Verdrängung oder gar zum Aussterben von nativen Arten führen können. Durch das Fehlen von koevolvierten Prädatoren, Parasiten oder Krankheiten erlangen invasive Arten oftmals in kurzer Zeit enorm hohe Dichten (COLAUTTI et al. 2004). Vielfach kann jedoch beobachtet werden, dass sich nach einer gewissen Zeitspanne die Dichten auf einen weitaus niedrigeren Wert einpendeln. Dieses „boom and bust“ Phänomen (WILLIAMSON & FITTER 1996) entsteht durch aufgebrauchte (Nahrungs-) Ressourcen, einer Anpassung von Beuteorganismen und/oder der Anpassung von Prädatoren und Pathogenen an die neuen Bewohner. Da dies ein höchst dynamischer Prozess ist, kann die Dauer, bis der „bust“-Zustand erreicht ist sehr unterschiedliche Zeitspannen in Anspruch nehmen und mehrere Zyklen durchlaufen.

Die Einstufung, ob eine Art invasiv oder lediglich nicht heimisch ist, fällt nicht immer leicht, da Auswirkungen einer einzelnen Art auf ein ganzes System nachgewiesen oder widerlegt werden müssen. Neben vielen nicht heimischen Arten beherbergt die Lippe eine Reihe (potenziell) invasiver Arten, deren negative Auswirkungen auf andere Arten bereits bekannt oder zu erwarten sind. Darunter fallen der Blaubandbärbling, der Sonnenbarsch, der Kamberkrebs und die Wollhandkrabbe sowie die Ponto-Kaspischen Grundeln, die oftmals unter dem Begriff Schwarzmeergrundeln zusammengefasst sind: Flussgrundel, Kesslergrundel, Schwarzmaulgrundel und Marmorgrundel. Im Folgenden wird auf die einzelnen Arten im Hinblick auf ihre potenziellen Auswirkungen innerhalb eines Ökosystems und einer Einschätzung der Situation für die Lippe eingegangen. Nicht behandelt werden Arten, die als Einzelfänge (unter fünf Individuen) in dieser Studie auftauchten, wie etwa die Regenbogenforelle.

13.1. Blaubandbärbling

Der Blaubandbärbling (Abb. 174) ist mittlerweile in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Als einzige in NRW vorkommende Fischart wird er auf der Unionsliste der invasiven gebietsfremden Arten geführt (NEHRING & SKOWRONEK 2017). Dabei scheint sein Invasionspotenzial oft überschätzt zu werden. Denn obwohl er in einigen Gewässern durchaus hohe Dichten erreichen kann, schlägt die Etablierung in neuen Habitaten oftmals fehl (COPP et al. 2007). In Stillgewässern sind gute Hechtbestände in der Lage die Abundanzen von Blaubändern zu regulieren, ohne negative Auswirkungen auf andere Fischarten auszuüben (LEMMENS et al. 2015).

Negative Auswirkungen auf heimische Arten wurden dagegen für Rotaugen und Gründlinge beobachtet, die mit niedrigeren Reproduktionsraten auf hohe Blaubandbärblingbestände reagierten (BRITTON et al. 2007). Auch wenn für den Blaubandbärbling wenige konkurrenzbedingte Auswirkungen aufgezeigt werden können, so besteht seine große Gefahr in der Übertragung eines eukaryotischen Parasiten, der für Moderlieschen (GOZLAN et al. 2005) sowie für Brasseln, Rotaugen, Karpfen und Salmoniden (cf. SPIKMANS et al. 2013) mit einer erhöhten Mortalität und Reproduktionsausfällen einhergeht.

Ein weiterer nachteiliger Aspekt, der zumindest in der Teichwirtschaft regelmäßig beobachtet werden kann, ist, dass Blaubandbärblinge die Winterruhe von Karpfen und Schleien erheblich stören können. Blaubandbärblinge ernähren sich im Winter parasitisch vom Muskelgewebe anderer Fische und fügen diesen schwere Hautverletzungen zu, welche Infektionen nach sich ziehen können (cf. SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ 2018).

In der Lippeaue zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen, wo die ABU seit 1991 standardisierte Fischbestandsaufnahmen in Fließ- und Stillgewässern durchführt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2012), erfolgte der erste Fang eines Exemplars 1997 in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen. In den folgenden neun Jahren trat die Art in verschiedenen Auengewässern der Umgebung unstedet und in geringer Zahl auf. 2007 begann dann eine kontinuierliche Ausbreitung und Bestandszunahme in der Aue (BUNZEL-DRÜKE 2017). Der wohl erste Nachweis aus der Lippe selbst ist der Fang von zwei Exemplaren bei Marl-Sickingmühle 2003.

Bei den Lippe-Befischungen 2017 und 2018 wurde der Blaubandbärbling zwischen Boke und Hünxe nachgewiesen, erreichte aber meist keine hohen Dichten. Mit wenigen Ausnahmestrecken lag die Dichte unter 10 Individuen pro 100 m. Auch in der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg zählte er mit 61 Individuen zu den eher seltenen Arten.

Anders sieht die Lage in den Stillgewässern aus, hier gehörte der Blaubandbärbling in beiden Untersuchungsjahren zu den fünf Arten mit einer Frequenz von über 50 % der befischten Gewässer und stellte 2018 zudem die individuenreichste Art dar. In dem Jahr erreichte er in zwei Gewässern bei Lippborg Dichten von über 800 Individuen pro 10 min. Seine Verbreitung in der Aue reichte von Lippstadt-Niederdedinghausen bis Wesel. Er scheint die ständig mit der Lippe verbundenen Gewässer zu meiden, möglicherweise wegen zu großer Konkurrenz durch andere Arten.



Abb. 174: Blaubandbärbling aus der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg

Ob die rasante Bestandszunahme des Blaubandbärblings in der Lippeaue auf Kosten anderer Arten erfolgte, ist noch nicht untersucht, könnte aber mit den Daten der Monitoringbefischungen aus dem Kreis Soest (ABU 1994 – 2020) analysiert werden. Eine durch ihn resultierende Reduktion der Moderlieschenbestände ist durchaus denkbar. Ein Zurückdrängen oder gar Ausrotten des Blaubandbärblings im Lippe-Einzugsgebiet ist nicht mehr möglich.

13.2. Sonnenbarsch

Der Sonnenbarsch (Abb. 175) gilt in Deutschland als unbeständige Art und wird als potenziell invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015). In anderen Systemen konnten negative Auswirkungen auf heimische Fisch- und Froscharten durch aggressives Verhalten seitens der Sonnenbarsche und damit einhergehende Nahrungskonkurrenz und Territorialität belegt werden (ALMEIDA et al. 2014). Von der Nahrungskonkurrenz betroffen sind unter anderem Rotaugen und Gründlinge, welche mit einer geringeren Kondition und eingeschränktem Wachstum auf die Anwesenheit von Sonnenbarschen reagieren können (COPP et al. 2017). Zudem können Sonnenbarsche einen erheblichen Einfluss auf die Makroinvertebraten von isolierten Gewässern haben und deren Bestände deutlich dezimieren (VAN KLEEF et al. 2008).

In der Lippe sind die Bestände bis zum Jahr 2014 immer weiter zurückgegangen, bedingt durch die Verminderung von wärmebelasteten Kühlwassereinleitungen. In den Jahren 2014 bis 2016 konnten schließlich keine Individuen mehr festgestellt werden. In dieser Studie tauchten einzelne Sonnenbarsche 2017 und 2018 im Raum Hamm und Marl wieder auf, eventuell begünstigt durch die



Abb. 175: Gemeiner Sonnenbarsch

warmen Sommer in diesen Jahren. Da die Bestände selbst in den von dieser Art bevorzugten Stillgewässern sehr gering sind, ist eine Bekämpfung der Art mit dem Ziel der kompletten Beseitigung weder möglich noch notwendig. Der Bestand sollte jedoch weiter beobachtet werden, da der Sonnenbarsch womöglich vom Klimawandel profitieren wird und somit mit Bestandssteigerungen zu rechnen ist (KLAAR et al. 2004).

13.3. Flussgrundel

Die Flussgrundel (Abb. 176) ist in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Wie auch die Schwarzmaulgrundel ist die Flussgrundel ein starker Nahrungskonkurrent, der insbesondere junge Zander und Barsche durch eine Futterknappheit in ihrer Entwicklung hemmen kann (GERTZEN 2016a). Ebenso konkurrieren die Grundelarten untereinander um Nahrung (BORCHERDING et al. 2013), was bedingt durch ihre hohen Dichten weitere negative Auswirkungen auf die heimischen Konkurrenten mit sich bringt. Nahrungsüberlappungen und somit Konkurrenz wurden für die Flussgrundel auch mit dem Gründling (JAKOVLIĆ et al. 2015), Güster und mit Perciden nachgewiesen (SINDILARIU & FREYHOF 2003). Zudem frisst die Flussgrundel neben Makrozoobenthosorganismen auch kleine Fische, wodurch ein negativer Einfluss auf Jungfische verschiedenster Arten resultieren kann (GERTZEN 2016a).

In der vorliegenden Untersuchung trat die Art in der Lippe 2017 mit einem Individuum in der renaturierten Mündung auf. In den neuen Auengewässern an der Mündung wurden 2017 14 Exemplare und 2018 10 Exemplare gefangen. Es ist unklar, warum die Flussgrundel sich bisher nicht wie Marmor- und Schwarzmaulgrundeln lippeaufwärts ausbreitete. Ein Aufstieg ist jedoch auch für diese

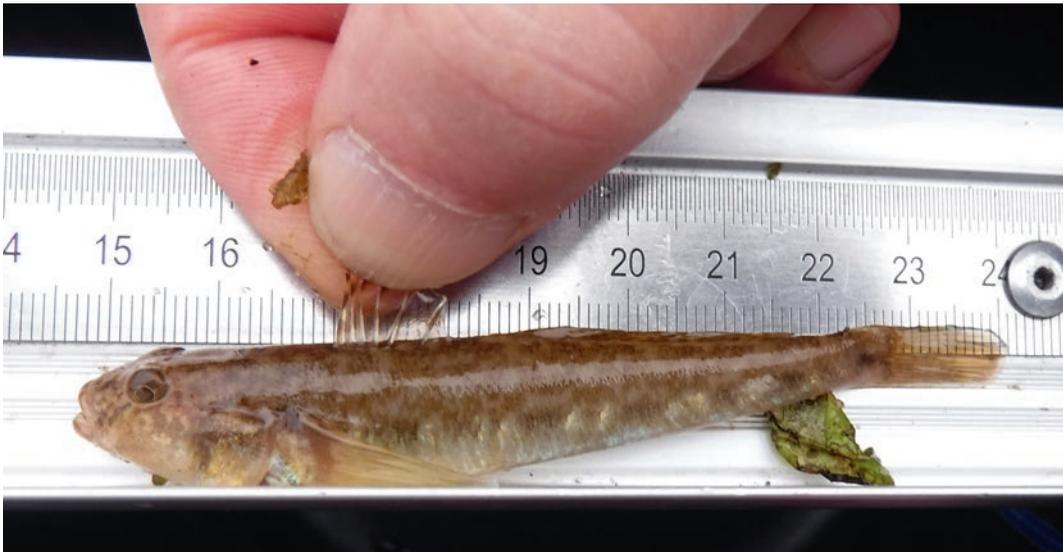


Abb. 176: Flussgrundel aus der Lippemündung

Art zukünftig zu erwarten. Der bisherige Populationszustand der Flussgrundeln kann in der Lippe daher momentan nicht als invasiv eingestuft werden, sollte aber weiter beobachtet werden. Bestände der Flussgrundel können unterschätzt werden, da die Art mittels Elektrobefischungen oder auch mit der Angel eher selten gefangen wird, in Uferzugnetzbefischungen an gleicher Stelle jedoch hohe Dichten aufweisen kann (GERTZEN 2016a). In Kroatien erreichte die Flussgrundel im Vergleich zu Schwarzmaul- und Kesslergrundel die höchsten Dichten, im Rhein hat sie sich ebenfalls stark vermehrt (GERTZEN 2016a). Da die Flussgrundel im Gegensatz zur Schwarzmaul- und Kesslergrundel auch durchaus häufig in naturnahen Stillgewässerbereichen vorkommen kann, kann man ihr nicht mit Renaturierungen entgegenwirken. Eine Verschleppung dieser Art in weitere Teile der Lippe oder ihrer Stillgewässer ist zu vermeiden.

13.4. Schwarzmaulgrundel

In Deutschland ist sie als etabliert und invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015).

Die Schwarzmaulgrundel (Abb. 177 & 178) ist die konkurrenzstärkste Grundelart bezüglich der Nahrungsaufnahme und drängt damit vor allem die Jungfische heimischer Arten in einen sogenannten juvenilen Flaschenhals (GERTZEN 2016a), indem sie ihnen die Nahrung wegfressen. Jedoch können heimische Räuber die Grundeln nach einer gewissen Lernphase als omnipräsente Beute akzeptieren und so von ihnen profitieren (HEMPEL et al. 2016). So konnten für den Flussbarsch gestiegene Konditionswerte im Rhein beobachtet werden, nachdem sie sich zunehmend auf die invasiven Grundeln als Beutequelle spezialisiert hatten (GERTZEN 2016a). Doch nicht nur Raubfische sind in ihren Jugendstadien negativ von den invasiven Schwarzmaulgrundeln beeinflusst. Mögliche negative Auswirkungen konnten auch auf den Döbel in der kroatischen Donau nachgewiesen werden (PIRIA et al. 2016). Kaulbarschbestände in den Niederlanden sind nach dem Auftauchen der Schwarzmaulgrundeln innerhalb von nur zwei Jahren eingebrochen (JÜZA et al. 2017). Weitere negative Einflüsse konnten auf Fludern (KARLSON et al. 2007) sowie Barben und den Donau-Weißflossengründling (*Romanogobio vladkovi*) festgestellt werden (RAMLER & KECKEIS 2019), wobei in gleicher Studie auch mögliche positive Einflüsse auf Grundelprädatoren wie Rapfen, Quappe und Flussbarsch genannt werden. Schwarzmaulgrundeln werden oft als Laichräuber oder Jungfischfresser beschrieben. Tausende Magenanalysen an Schwarzmaulgrundeln aller Altersstufen konnten lediglich bei wenigen reproduktiven Männchen Laich im Verdauungstrakt ausmachen und dieser war Grundellaich. Die Männchen fressen diesen vorsorglich während der Brutpflege, wenn die Eier nicht befruchtet wurden oder Verpilzen (GERTZEN 2016a). Fisch wurde als Beutequelle ebenfalls kaum angerührt. Durch ihr aggressives Verhalten kann sie andere Arten jedoch vom Laichgeschäft abhalten oder diese aus geeigneten Habitaten verdrängen (DUBS & CORKUM 1996, JANSEN & JUDE 2001).

Das erste Mal in der Lippe trat sie im Jahr 2012 unterhalb der Wasserverteilungsanlage am Wehr Hamm sowie im Mündungsbereich bis etwa 20 km aufwärts auf. Seit dem Jahr 2015 kommt die Art in der Lippe von Hamm bis zur Mündung durchgehend vor (BUNZEL-DRÜKE 2017) und bildet nun die individuenstärkste Art in der Lippe. Verbreitungsendpunkt ist derzeit des Wehr Uentrop, eine Ausbreitung flussaufwärts ist jedoch in den nächsten Jahren zu erwarten. Damit ist die Schwarzmaulgrundel in der Lippe in verschiedenen Invasionsstadien anzutreffen: Bereiche, in denen sie bereits seit mehreren Jahren etabliert ist und sich bereits erste Bestandsrückgänge zeigen sowie



Abb. 177: Schwarzmaulgrundeln dominieren die Fischfauna der Lippe.



Abb. 178: Männliche Schwarzmaulgrundel während der Laichzeit. Die Männchen nehmen während der Reproduktionszeit und Brutpflege eine tiefschwarze Färbung ein.

Abschnitte, die sie noch gar nicht erobert hat oder in denen die Dichten derzeit noch rasant ansteigen.

In beiden Untersuchungsjahren an der Lippe lagen die höchsten Dichten überwiegend in den von ihr bevorzugten ausgebauten Flussabschnitten, wo die Schwarzmaulgrundel in den Steinschüttungen gute Unterstände und Laichplätze findet. Zudem sammelten sich die Tiere dort, wo besonders hohe Leitfähigkeiten herrschten. Hierbei wurden in einigen Strecken Dichten von über 500 Schwarzmaulgrundeln auf 100 m erreicht. In der Lippe fällt auf, dass der Gründling genau in den Bereichen die niedrigsten Dichten aufweist, in denen die Grundelinvasion begonnen hat und die Schwarzmaulgrundeln demnach bereits am längsten etabliert sind, nämlich unterhalb von Hamm und im Mündungsbereich, was auf eine Verdrängung dieser Art schließen lässt. Höchste Gründlingsdichten sind dagegen in den Bereichen zu sehen, in denen die Schwarzmaulgrundeln noch gar nicht vorkommen. Sinkende Gründlingsbestände sind in den nächsten Jahren daher auch in anderen Bereichen der Lippe zu erwarten und sollten beobachtet werden. Negative Auswirkungen auf den Kaulbarsch lassen sich anhand der neuen Daten nicht ablesen, da der Kaulbarschbestand bereits vorher deutlich eingebrochen ist, sind aber wahrscheinlich (JŮZA et al. 2017).

In Auengewässern erreichte die Art in beiden Jahren keine hohen Abundanzen.

Die Dichten, die teilweise von den Schwarzmaulgrundeln erreicht werden, sind alarmierend. Insbesondere benthische Arten wie der Gründling oder auch die Groppe können massiv unter den Grundeln leiden und müssen geschützt werden. Eine gezielte Bekämpfung der Schwarzmaulgrundel ist wegen ihrer weiten Verbreitung und Häufigkeit nicht zielführend. Durch Entnahme der Steinschüttungen befestigter Ufer und die Senkung der Salzbelastung der Lippe kann jedoch die Dichte der Art reguliert werden. Die Anbindung von Stillgewässern an die Lippe, die nicht intensiv von Schwarzmaulgrundeln genutzt werden, stärkt zudem die einheimischen Fischarten und bietet einen Ausweg aus dem konkurrenzbedingten Flaschenhals, den die Grundeln für einige Arten bilden.

13.5. Kesslergrundel

Die Kesslergrundel (Abb. 179) gilt in Deutschland als etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Mögliche negative Auswirkungen wurden auf den Döbel in der kroatischen Donau festgestellt (PIRIA et al. 2016). Zudem herrscht Konkurrenz um Schutzräume bzw. Laichhöhlen mit Stachelgroppen (*Cottus perifretum*), die von den Kesslergrundeln verjagt werden (VAN KESSEL et al. 2011). Dies führte in den Niederlanden in nur wenigen Jahren zu dramatischen Bestandseinbußen der Stachelgroppe (VAN KESSEL et al. 2016). Auch andere Groppen (*Cottus gobio*) zeigten abnehmende Dichten in der Anwesenheit von Kesslergrundeln, ebenso wie Schmerlen und Weißflossengründlinge (JURAJDA et al. 2005). Auch die Dichten von Zandern (ADÁMEK et al. 2007) und Gründlingen (JAKOVIĆ et al. 2015) können negativ durch Kesslergrundeln beeinflusst werden.

Im Gegensatz zur Schwarzmaulgrundel, die nur äußerst selten Fisch frisst, vertilgt die Kesslergrundel bedingt durch ihren hohen Energiebedarf häufig Fisch und diese oftmals in Größen, die weit über typische Räuber-Beute-Relationen hinausgehen (GERTZEN 2016a).

Die erste Meldung der Kesslergrundel aus der Lippe datiert aus September 2014, als LimnoPlan (2015) vier Kesslergrundeln in der renaturierten Lippemündung fingen. Bei den Elektrofischun-



Abb. 179: Die Kesslergrundel ist an ihrem breiten Kopf und den stark orange pigmentierten Flossen zu erkennen. Im Gegensatz zur ähnlichen Groppe hat sie wie alle Grundeln zusammengewachsene Bauchflossen.

gen 2017 und 2018 wurden die meisten Kesslergrundeln vom Wehr Hamm bis flussabwärts des Wehrs Stockum gefangen, außerdem in beiden Jahren an zwei Probestrecken bei Wesel und nur 2017 ein Exemplar unterhalb des Wehrs Beckinghausen. Die Dichte in Ausbaustrecken war höher als in den naturnahen Strecken, generell befindet sich die Kesslergrundel jedoch in einer frühen Phase der Besiedlung mit äußerst geringen Dichten. Während Schwarzmaul- und Flussgrundeln mehrere Laichereignisse über die gesamte Saison zeigen, übt die Kesslergrundel am Niederrhein und somit vermutlich auch in der Lippe nur einmalige Laichakte aus, was sie den anderen Arten gegenüber benachteiligt (GERTZEN 2016a). Solange die konkurrenzstärkere Schwarzmaulgrundel in derart hohen Abundanzen die Lippe prägt, werden sich keine individuenstarken Populationen der Kesslergrundel in der Lippe etablieren.

Vorkommen in Auengewässern sind selten, Kesslergrundeln konzentrieren sie sich auf größerem Sohls substrat, sandige und schlammige Bereiche werden gemieden (GERTZEN 2016a).

Eine mögliche Methode zur Reduzierung der Kesslergrundel ist die Entnahme der Steinschüttungen, außerdem die Aufgabe von Stauhaltungen, die die Art nach TÜRK & SCHNELL (2015) fördern.

13.6. Marmorgrundel

Die Marmorgrundel (Abb. 180) ist in Deutschland mittlerweile etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Studien zum Einfluss der Marmorgrundel auf heimische Arten oder das Ökosystem sind bisher nur in sehr geringem Umfang durchgeführt worden. Es wird eine Nahrungskonkurrenz mit anderen benthischen Kleinfischarten angenommen (KOCOVSKY et al. 2011). Konkurrenz um Schutz- oder Laichhöhlen mit Stachelgropen (*Cottus perifretum*), die von den Marmorgrundeln verjagt wurden, konnte ebenso nachgewiesen werden (VAN KESSEL et al. 2011).

Der erste Nachweis der Marmorgrundel in der Lippe stammt aus dem Sommer 2011 in Hamm. Bei regelmäßigen Monitoring-Elektrofischungen in den Vorjahren (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011 und S. KUSS mdl.) wurden hier keine Grundeln gefangen. Auch nach Daten im FischInfo war die gesamte Lippe 2009 bis 2011 bis auf die Stelle in Hamm noch frei von Grundeln. 2014 erfolgte der Erstnachweis in der Lippe nahe der Mündung (LimnoPlan 2016). Bis 2015 besiedelten Marmorgrundeln schließlich fast die gesamte mittlere und untere Lippe.

Die Besiedlungsgeschichte der Marmorgrundel in der Lippe unterscheidet sich von derjenigen der Schwarzmaulgrundel: Im Raum Hamm kam die Marmorgrundel rund 1,5 Jahre früher an, während an der Mündung der Lippe 2012 zuerst die Schwarzmaulgrundel nachgewiesen wurde und danach erst die Marmorgrundel (2014). Die Ausbreitung der beiden Arten von der Mündung nach oben scheint parallel zueinander gelaufen zu sein. Dies zeigt, dass die Marmorgrundel im Gegensatz zur Kesslergrundel mit der Schwarzmaulgrundel in hohen Dichten koexistieren kann.

Die Marmorgrundel war 2017 und 2018 von Hamm bis Wesel durchgehend verbreitet. Sie erreichte in Ausbaustrecken höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten, wahrscheinlich, weil sie die Steinschüttungen als Unterstände nutzen kann. Höchstwerte wurden mit über 500 Individuen



Abb. 180: Die Marmorgrundel bleibt im Vergleich zu den anderen Grundelarten eher klein. Ihr Erkennungsmerkmal sind die abstehenden Nasenröhren.

pro 100 m Fluss nachgewiesen, im Schnitt kamen in dem Abschnitt, in dem die Marmorgrundel etabliert ist etwa 90 (2017), bzw. 70 Marmorgrundeln auf 100 m Lippe vor. Die Muster von Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel in der Lippe in den Jahren 2017 und 2018 sind sehr ähnlich, mit Schwerpunkten im Raum Lünen und im Bereich Haltern bis Marl. Es gelang der Art allerdings von 2017 auf 2018, das Wehr Uentrop nach flussauf zu überwinden.

Die Marmorgrundel besiedelte auch mit dem Fluss verbundene Auengewässer, und zwar in größerer Häufigkeit als die Schwarzmaulgrundel. Sie bevorzugt makrophytenreiche Gewässer und hölzerne Strukturen sowie flache Bereiche mit geringer Strömung (JANÁČ et al. 2012). Dies könnte erklären, warum diese Art in der Lippe hohe Dichten erreicht, im Rhein, der durch die Schifffahrt auch in beruhigten Buhnenbereichen einen hohen Wellenschlag aufweist, dagegen nur durch einzelne Individuen vertreten ist.

Aufgrund der bislang geringen Informationen zu Verdrängungsprozessen von heimischen Arten durch die Marmorgrundel, lässt sich ihr Invasionspotenzial für die Lippe schwer determinieren. Negative Auswirkungen sind für benthische Kleinfischarten in der Lippe zu erwarten und beim Gründling potenziell bereits ersichtlich (vgl. Schwarzmaulgrundel). Eine weitere Ausbreitung in den Oberlauf der Lippe könnte mit Bestandsrückgängen der Groppen einhergehen.

Eine Bekämpfung der Marmorgrundel ist nicht möglich. Die Entnahme von Steinschüttungen wirkt weniger gut als bei Schwarzmaul- und Kesslergrundel, da die Marmorgrundel in Bezug auf das Sohlsubstrat sehr anpassungsfähig ist (TÜRK & SCHNELL 2015).

13.7. Kamberkrebs

Der Kamberkrebs (Abb. 181) gilt bundesweit als etabliert und invasiv (NEHRING & SKOWRONEK 2017).

Er gilt als Überträger der Krebspest und stellt somit eine Bedrohung für die heimischen Krebse dar (z.B. PETRUSEK et al. 2006). Zudem ist er in der Lage, diesjährige Quappen aus ihren Verstecken zu verdrängen und damit einhergehend ihren Stresslevel zu erhöhen (HIRSCH & FISCHER 2008). Interaktionen mit anderen Fisch- und Krebsarten, die Höhlenstrukturen präferieren sind daher nicht ausgeschlossen und konnten mit der invasiven Schwarzmaulgrundel ebenfalls belegt werden (CHURCH et al. 2017).

Der Kamberkrebs konnte 2017 und 2018 fast entlang der gesamten Lippe bzw. ihrer Aue nachgewiesen werden, aber erst ab Hamm-Schmehausen war er regelmäßig im Fluss anzutreffen. Die Maximaldichten lagen jedoch unter 15 Individuen pro 100 m, in den meisten Strecken deutlich unter fünf Tieren pro 100 m Lippe. In Ausbaustrecken erreichte er höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten, so dass sich auch hier weitere Renaturierungen als Managementansatz anbieten würden.

Aufgrund der geringen Dichten sind negative Auswirkungen auf die Fischbestände der Lippe eher nicht zu erwarten. Da der Kamberkrebs aber als Vektor für die Krebspest dient, sollten gefangene Tiere unbedingt entnommen werden.



Abb. 181: Kamberkrebs aus der Lippemündung bei Wesel



Abb. 182: Wollhandkrabbe

13.8. Wollhandkrabbe

Die Wollhandkrabbe (Abb. 182) gilt in weiten Teilen Deutschlands als etabliert und invasiv (NEHRING & SKOWRONEK 2017).

Sie lebt als adultes Tier im Süßwasser, benötigt zur Entwicklung jedoch Salzwasser, so dass es zu flussabwärts gerichteten Reproduktionswanderungen und einem Aufstieg von jungen Krabben kommt.

Wie auch der Kamberkrebs gilt sie als Überträger der Krebspest (SCHRIMPF et al. 2014). Zudem kann sie heimische Krebse und demnach womöglich auch Fische aus ihren Verstecken verdrängen (GILBEY et al. 2007).

2017 und 2018 konnten nur zwischen Dorsten und der Mündung an wenigen Stellen Wollhandkrabben nachgewiesen werden, einige Individuen fanden sich in den Reusenfängen bei Lünen. In Auengewässern wurde sie nicht angetroffen. Auch nach Auskunft von Anglern ist die Abundanz der Art in den letzten Jahren rückläufig. Die wenigen Funde von Wollhandkrabben in der Lippe lassen keinerlei Beeinflussung der Fischbestände vermuten. Ein besonderes Management ist daher nicht erforderlich, gefangene Tiere sollten jedoch entnommen werden.

13.9. Fazit invasive Arten

Während Kamberkrebs und Wollhandkrabbe derzeit keine Bedrohung in der Lippe darstellen, ist die Bestandsentwicklung der anderen Arten zu beobachten.

Im Niederrhein gingen die Bestandsdichten der Schwarzmaulgrundel 2017 gegenüber den Vorjahren deutlich zurück (STAAS et al. 2019). Wenn dieser Trend anhält, hätte das Maximum in den Jahren 2014 und 2015 gelegen, demnach sechs bis sieben Jahre nach dem Erstnachweis. Übertragen auf die Lippe würde dies bedeuten, dass in einigen Bereichen bereits das Maximum erreicht wäre, wohingegen in anderen Bereichen die Invasion gerade erst startet.

Abbildung 183 verdeutlicht diese verschiedenen Phasen der Entwicklung von Grundeldichten (Marmor- und Schwarzmaulgrundel zusammengefasst) an zwei Probestellen, die innerhalb des Lippeprojektes befischt wurden sowie von der Projektleitung in Zusammenarbeit mit der Universität Köln auch im Jahr 2012 und 2013 untersucht wurden. Im Jahr 2012 wurde die erste Schwarzmaulgrundel im Unterlauf nahe Wesel festgestellt, bis Dorsten waren die Grundeln jedoch noch vorgedrungen. Nur ein Jahr später dominierten die invasiven Grundeln die Fischfauna in Wesel maßgeblich und wiesen bereits ordentliche Dichten in Dorsten auf. In Wesel sieht man für die Jahre 2017 und 2018 bereits einen Bestandsrückgang der Grundeln und 2018 sogar einen leichten Anstieg der heimischen Fischdichte. In Dorsten nimmt die Grundeldichte dagegen noch weiter zu. Das Gravierende an der Situation ist, dass die heimische Fischdichte zeitgleich abnimmt. Die Grundeln kommen demnach nicht einfach zur bestehenden Fischfauna hinzu, es ist eine klare Verdrängung heimischer Arten zu sehen. Für die beiden gezeigten Probestellen waren es maßgeblich Gründlinge, die nach dem Auftauchen der Grundeln in deutlich niedrigeren Dichten vorkamen. Jedoch konnten auch einige Groppen im grundelfreien Jahr 2012 in Dorsten gefangen werden, bereits im folgenden Jahr waren diese nicht mehr nachzuweisen.

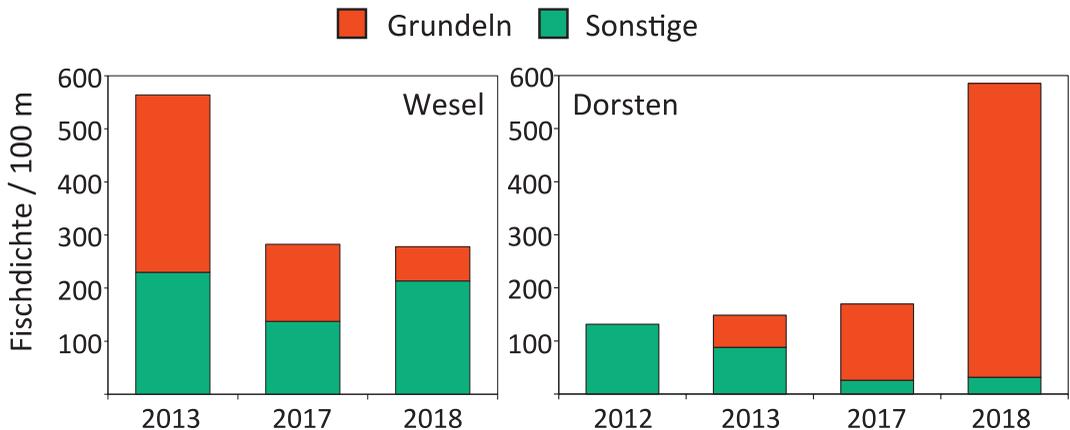


Abb. 183: Entwicklung der Fischdichten pro 100 m an zwei Probestellen (Wesel: links und Dorsten: rechts) von 2012, bzw. 2013 bis 2018. Dargestellt ist der Anteil der Grundeln an der Dichte (rote Balken) und die Summe aller anderen Arten (grüne Balken).

Ein Großteil der hier betrachteten Arten hat negative Auswirkungen auf den Gründling oder andere benthische Kleinfischarten. Diese Arten sollten besonders im Fokus zukünftiger Untersuchungen stehen und müssen etwa durch Habitatmaßnahmen geschützt werden. Im Rhein ist die Gründlingsdichte bereits drastisch gesunken (STAAS et al. 2019), in der Lippe findet dies in Bereichen, in denen die Grundeln schon einige Jahre etabliert sind, ebenfalls bereits statt.

Anthropogen veränderte und stark degradierte Habitate sind besonders anfällig für die Etablierung von invasiven Arten (BYERS 2002, DIDHAM et al. 2007). Durch ihre oftmals geringe Biodiversität haben es hier nicht heimische Arten leichter Populationen aufzubauen, indem freie Nischen besetzt werden (BAUER 2012). Daher verwundert es nicht, dass sich die ausgebauten Strecken als bevorzugte Lebensräume vieler der oben genannten Arten herausgestellt haben. Umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen, insbesondere eine Entnahme der Steinschüttung, sind somit der erfolgversprechendste Ansatz im Management der invasiven Arten.

Für einige der invasiven Arten konnte nachgewiesen werden, dass sie sich nicht nur von der Mündung her aufwärts in der Lippe ausgebreitet haben, sondern auch über die Wasserverteilungsanlage in Hamm in die Lippe eingeschleust wurden. Diese Art der Einleitung bei Niedrigwasser der Lippe sollte demnach möglichst unterbunden werden, um es zukünftig zu erwartenden invasiven Arten zu erschweren. Da sich die Schwarzmaulgrundeln in Bereichen mit hoher Leitfähigkeit zu akkumulieren scheinen, ist dringend angeraten, die Grubenwassereinleitung am Haus Aden nicht wieder in Betrieb zu nehmen.



Abb. 184: Auch eine Art des Managements: Frittierte Grundeln schmecken hervorragend.

14. Besatz / Wiederansiedlungen

14.1. Besatzmaßnahmen

Der LFV ist Eigentümer bzw. Pächter der Fischereirechte weiter Strecken an der Lippe (von Hamm bis Gahlen), in anderen Abschnitten sind einzelne Angelvereine und/oder Fischereigenossenschaften hegeverpflichtet. Der LFV selbst führt in seinen Streckenabschnitten keine Besatzmaßnahmen in der Lippe durch, mit Ausnahme des bestandsstützenden Besatzes von Aal und Quappe. Obwohl der Aal (Abb. 185) in Teilen der Lippe recht gute Dichten erreicht, sind diese maßgeblich auf den Besatz mit dieser Art zurückzuführen. Solange die Glasaaldichten an unseren Küsten sich nicht stabilisiert haben, ist dieser Besatz zum Bestandsschutz der bedrohten Art weiter erforderlich. Zusätzliche Arten wie etwa Hecht, Karpfen oder Zander, werden von den Vereinen besetzt. Der Hecht erreicht in der Lippe vor allem dort sehr gute Abundanzen, wo Auengewässer mit dem Fluss in Verbindung stehen. In den Stillgewässern selbst ist er häufig vertreten und reproduziert sich eigenständig. Auf weitere Besatzmaßnahmen mit dieser Art sollte daher verzichtet werden, zumal sich gezeigt hat, dass Hechtbesatz bei eigenständiger Fortpflanzung nicht zielführend ist (HÜHN ET AL. 2014). Der Karpfen gilt als nicht heimische, aber eingebürgerte Art, die auch früher bereits weit in der Lippe verbreitet war. Er ist ein beliebter Zielfisch der Angler; reproduziert sich in der Lippe allerdings an nur einer Stelle eigenständig und auch nur in Ausnahmefällen in angebundenen Stillgewässern. Daher kann ein Besatz den Bestand zur Beangelung stärken. Eine eigenständige Populationserhaltung könnte in



Abb. 185: Glasaale, die an der Lippe bei Haltern besetzt wurden

Zukunft durch den Klimawandel begünstigt werden. Ein Besatz der Lippe mit Zandern ist dagegen als nicht sinnvoll anzusehen, da dieser sich aufgrund der Bedingungen in der Lippe nicht etablieren kann, was durch die äußerst geringen Fangzahlen in dieser Studie belegt wird.

Besonders großes Engagement zeigen die Angler bei Hilfsprogrammen, die in Zusammenarbeit mit dem LFV für die Arten Äsche, Bachforelle und die bereits genannte Quappe durchgeführt und im Folgenden kurz vorgestellt werden. Weitere Informationen finden sich zudem unter: https://www.lfv-westfalen.de/content/service/ser_videos.php.

14.1.1. Äsche

Zusammen mit dem LFV und der Oberen Fischereibehörde der Bezirksregierung Detmold initiierten die Angelfreunde Almetal Büren 1974 e.V. im Jahr 2013 die „Hegegemeinschaft Almeäsche“ (Abb. 187), welche populationsstabilisierende Besatzmaßnahmen durchführt, um dem Rückgang dieser bedrohten Art entgegenzuwirken. Mittlerweile gehören der Gemeinschaft zusätzlich acht Fischereigenossenschaften, 24 Angelvereine, der Wasserverband Obere Lippe, die Biologische Station Paderborn-Senne, der Kreis Paderborn, die Städte Büren, Salzkotten und Bad Wünnenberg sowie die Gemeinde Borchten und die Graf Spee´sche Forstverwaltung an. Die Äsche ist im Anhang V der FFH-Arten gelistet, zusätzlich steht sie auf der Roten Liste NRW (KLINGER et al. 2010). Die Verwendung von regionalen Besatzfischen ist daher besonders wichtig. Zur Gewinnung eines autochthonen Besatzmaterials werden die Laichfischbestände aus Wildfängen der Lippepopulationen gegründet. Der Fischereibetrieb des Ruhrverbandes ist hierbei kompetenter Partner zum Erbrüten der Fischerei und zur Aufzucht der Jungäschen, an der sich auch die Vereine beteiligen.

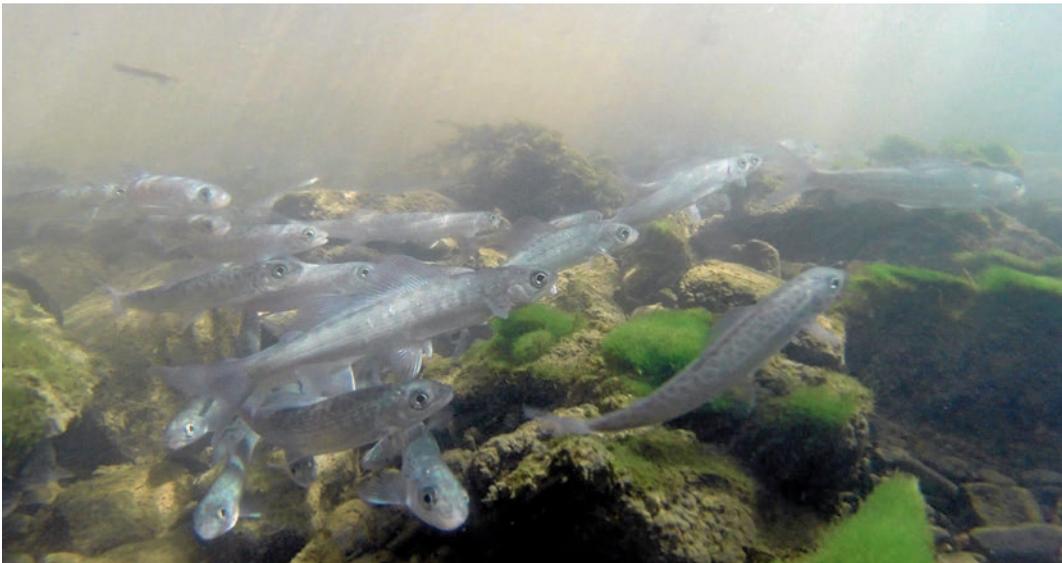


Abb. 186: Junge Äschen, die von der Hegegemeinschaft Almeäsche besetzt wurden



Abb. 187: Akteure der Hegegemeinschaft Almeäsche: C. Nolting (LFV), H. Bühlbecker (UFB Paderborn), M. Kühlmann (Ruhrverband), K. Laufkötter (ASV Lippstadt e.V.), M. Bischof (Angelfreunde Almetal Büren e.V.), F. Becker (I. Vorsitzender Hegegemeinschaft Almeäsche)



Abb. 188: Markierte Äsche aus dem Hilfsprogramm der Hegegemeinschaft Almeäsche: Auslesung des Transponders

Im Jahr 2016 konnten erstmals Laichäschen aus der eigenen Zucht abgestriffen werden, unterstützt durch weitere Wildfänge. In dem Jahr konnten 90.000 Eier produziert werden. Im Jahr 2017 sanken die Produktionszahlen aufgrund von Verlusten auf knapp 18.000 Eier. Besatz von Brütlingen und Sommerlingen wird in der Lippe, Alme, Afte, Altenau, Pader und Heder durchgeführt. Zudem findet eine wissenschaftliche Begleitung des Projektes durch den LFV statt, die etwa die Markierung von Äschen mittels PIT-Tags (passive integrated transponder) und deren Wanderungsverfolgung in der Alme umfasst (Abb. 188). Weitere Bestandteile der Erfolgskontrolle sind Laichplatzkartierungen und regelmäßige Elektrobefischungen.

Die Bemühungen der Hegegemeinschaft Almeäsche sind aber auch davon abhängig, dass die Kiesbänke als Laichplätze der Äsche nicht durch von den Feldern stammende Sedimente verschlammte und Einträge von Gülle oder Spritzmitteln deutlich reduziert werden.

14.1.2. Bachforelle

Die Initiierung des „Lippebachforellenprojektes“ fußt auf einem Fischsterben in der Gieseler bei Lippstadt im Jahr 2015. Damals wurden die Salmonidenbestände des Unterlaufes der Gieseler vernichtet. Zur Wiederbesiedlung strebte der örtliche Angelverein einen Besatz mit Bachforellen aus der Region an – allerdings waren geeignete, regionale Besatzfische nicht verfügbar. Daher riefen Siegfried Kuss (SFV Hamm e.V.) und Wolfgang Pilarski (ASV Lippstadt e.V.) das Projekt „Lippe-Bachforelle“ ins Leben. Die Bachforellen für den Bestandsaufbau sollten ein natürliches Verhalten und ein möglichst ursprüngliches Erscheinungsbild aufweisen. Dazu sollten die Fische sich bestmöglich an den regionalen Lebensraum angepasst und sich auch erfolgreich fortgepflanzt haben. Ein Konzept, das von zahlreichen Fachleuten als zukunftsweisend bewertet wird – und zwar für das ganze Lippesystem mit geeigneten Abschnitten und Nebengewässern.

In den Oberläufen einiger fischereilich nicht genutzter Bördebäche im Lippe-Einzugsgebiet konnten die Angler geeignete Laichfische fangen. Nach dem Abstreifen wurden die Wildfische zurückgesetzt (Abb. 189). Die Nachkommen dieser wilden Bachforellen, die sogenannte F1-Generation, bilden nun den Laichfischbestand für den zukünftigen Besatz. Die fachliche Betreuung des Projektes und die Haltung der Laichfische erfolgt im Fischwirtschaftsmeisterbetrieb Ruhrtalforelle, welcher sich auf Besatzfischproduktion und verschiedene Artenschutzprojekte spezialisiert hat.

Besonders wichtig ist eine kontinuierliche Auffrischung des Laichfischbestandes mit Nachkommen von Wildfischen, um einen Domestizierungseffekt in der Zucht zu vermeiden. Ende 2018 konnte der Laichfischbestand erstmalig abgestreift werden. Über 100.000 Brütlinge konnten so im Frühjahr 2019 in das Lippesystem ausgesetzt werden. Im Dezember 2019 war das Ergebnis noch besser, hier sind über 200.000 Brütlinge aus den Eiern geschlüpft.

Der Laichfischbestand besteht derzeit aus 300 Bachforellen (drei- und vierjährig) sowie ca. 800 Laichfischanwärtern. Im Herbst 2019 wurde an zahlreichen Besatzgewässern eine Erfolgskontrolle durch die Projektmitglieder per Elektrobefischung durchgeführt. Trotz des Hitzesommers konnten viele kleine Bachforellen nachgewiesen werden, die gut herangewachsen waren.

In den Kreisen Soest, Paderborn, Hamm und Unna beteiligen sich zahlreiche Vereine an dem Projekt. Durch den Kauf der Brütlinge finanzieren die Angler dieses Artenschutzprojekt selbststän-



Abb. 189: Abstreifen einer Lippe-Bachforelle zur Bestandsunterstützung

dig. Hinzu kommt ein erheblicher ehrenamtlicher Einsatz der Angler beim Besatz, dem Laichfischfang und auch bei den Befischungen zur Erfolgskontrolle.

Parallel versuchen die Projektteilnehmer, die Renaturierung der Fließgewässer voranzutreiben – insbesondere müssen die Durchgängigkeit und die Laichhabitate an vielen Gewässern verbessert werden. Hier sind die unterhaltungspflichtigen Behörden und Wasserverbände gefordert.

14.1.3. Quappe

Auch für die Quappe existiert seit 2009 ein Artenschutzprojekt des LFV in Kooperation mit dem Ruhrverband und Anglern aus Hamm. Das von BRACKWEHR et al. im Jahr 2016 erschienene Buch „Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung“ gibt detaillierte Auskunft über das gesamte Quappenprojekt und ist über die Geschäftsstelle des LFV oder auf der Homepage (https://www.lfv-westfalen.de/content/service/gruene_reihe_lfv.php) zu beziehen. Dank des Projektes ist die Quappe mittlerweile auch flussabwärts des Abschnittes zwischen Lippstadt und Uentrop, in dem die Art überlebt hatte, in



Abb. 190:
Seit Februar 2020 existiert eine Smartphone-Anwendung zur Meldung von Quappenfängen durch Angler.



Abb. 191: Junge Quappe aus Besatzmaßnahmen aus dem renaturierten Auenbereich der Lippe bei Wesel

der Lippe wieder weit verbreitet – wenn auch in geringeren Abundanzen. Da das Projekt mittlerweile ausgelaufen ist, wird der zukünftige und immer noch nötige Besatz zur Bestandsstützung seitens der Angelvereine durchgeführt. Seit Februar 2020 gilt eine Ausnahmeregelung zur Beangelung und Verwertung der Quappe unter bestimmten Auflagen, wie z.B. einer Schonzeit. Erfolgskontrollen finden seitdem zusätzlich zu regulären Befischungen über die Mitteilung der Quappenfänge durch Angler mittels einer App statt (Abb. 190).

14.2. Wiederansiedlung

Aufgrund der Ergebnisse dieser Studie und basierend auf historischen Daten, empfehlen wir, eine Wiederansiedlung der folgenden verschwundenen Arten zu versuchen:

- **Karausche:** Projekt 2019 in der renaturierten Aue zwischen Lippstadt und Eickelborn gestartet,
- **Schneider:** geeignete Habitate liegen zwischen Lippstadt und Eickelborn, an den Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang und im kiesigen Unterlauf bei Hünxe,
- **Schlammpeitzger:** mittlerweile wieder geeignete Habitate zwischen Lippstadt und Hamm-Ost und im Bergsenkungsgebiet HaLiMa.

Auch der **Atlantische Lachs** hätte eine Chance, wenn es gelänge, die (relativ wenigen) noch vorhandenen Wehre zu beseitigen. Eventuell schon heute geeignete Laichhabitats befinden sich im Oberlauf der Lippe (Lippeseeumflut, Tallehof, Abschnitt bei Marienloh) sowie in Zuflüssen des Oberlaufes wie Gieseler, Heder und Alme.

15. Öffentlichkeitsarbeit

15.1. Flusslandschaft des Jahres 2018/2019

Da sich das EMFF-Lippeprojekt intensiv mit der Lippe von der Quelle bis zur Mündung beschäftigt hat, entstand sehr früh die Idee, die Lippe seitens des LFV zur Flusslandschaft des Jahres 2018/2019 zu bewerben. Dieser Titel wird im Zweijahresrhythmus vom DAFV und den Naturfreunden Deutschlands an Flusslandschaften vergeben, die bereits umfangreiche Renaturierungen erfahren haben oder besonders schutzbedürftig sind (<https://dafv.de/projekte/flusslandschaft-der-jahre>). Aufgrund unserer Bewerbung wurde der Titel an die Lippe verliehen, wodurch auch von einer höheren öffentlichen Wirksamkeit dieses EMFF-Projektes ausgegangen werden kann. Im Rahmen eines eigenen Projektes wurden ein Logo und Ausstellungssysteme (Abb. 192 & 193) angefertigt sowie zahlreiche Aktionen an und um die Lippe in dem Zeitraum von März 2018 bis September 2019 durchgeführt (Abb. 194-196). Darunter fielen nicht nur medienwirksame, sondern auch politisch relevante Treffen, die die Umsetzung der durch das Projekt geforderten Maßnahmen maßgeblich beschleunigen können. Neben dem LFV führten auch viele Kooperationspartner der Flusslandschaft des Jahres Exkursionen oder ähnliches durch, um die Lippe in den Fokus der Bevölkerung zu rücken. Einige Aktionen haben über den Aktionszeitraum hinaus Informationsinhalte für die Öffentlichkeit, wie etwa die QR-Codes mit Fakten zu Fischaufstiegen oder bedrohten Fischarten in der Lippe. Diese sind im Verlauf der Lippe an gut zugänglichen Orten angebracht und können mit dem Smartphone eingelesen werden, woraufhin sich eine entsprechende Homepage mit den Informationen öffnet, die entweder als Audiodatei angehört oder gelesen werden können. Eine weitere Aktion umfasst die Lippe-Bekenntnisse, die in kleinen Kurzfilmen oder kurzen Sequenzen von Menschen aufgenommen wurden, die sich mit der Lippe verbunden fühlen. Über 25 Spots sind so entstanden, auch NRW-Umweltministerin Ursula Heinen-Esser bekundete, warum sie die Lippe liebt (zu finden unter: <https://www.lfv-westfalen.de/flusslandschaft/lippebekenntnisse.php>).

Durch den Titel wurden Fachleute und die breite Öffentlichkeit in Aktionen und Veranstaltungen mit eingebunden. Auf lokaler und überregionaler Ebene erfolgte neben Bildungsarbeit ein zukunftsweisender fachlicher Austausch, unterstützt durch vielseitige Informationen zur Lippe in Print- und Onlinemedien. Der bestehende Maßnahmenbedarf an der Lippe wurde somit in den Fokus der breiten Öffentlichkeit und Entscheidungsträger gerückt.



Abb. 192: Logo zur Lippe als Flusslandschaft des Jahres 2018/2019

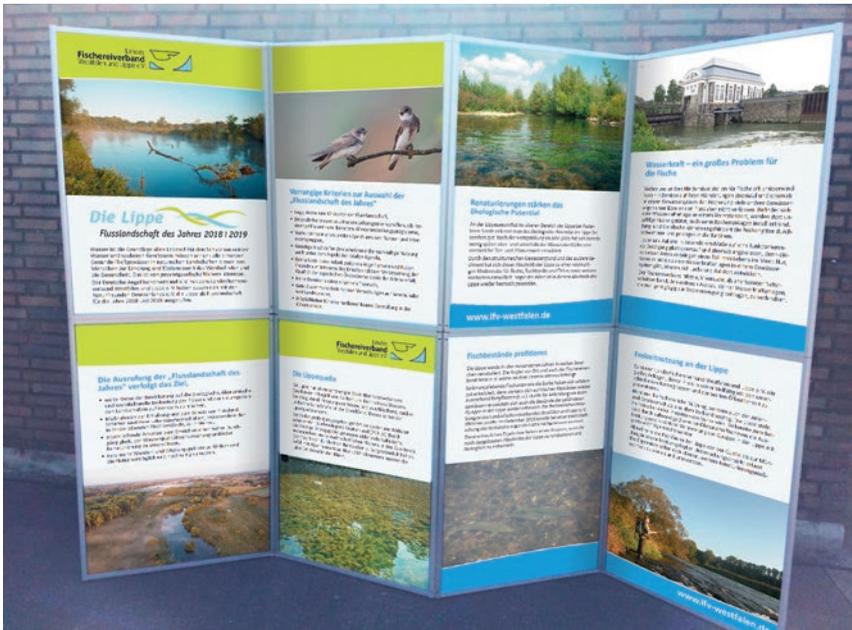


Abb. 193: Beispiel des Ausstellungsmaterials zur Flusslandschaft des Jahres mit Inhalten des EMFF-Lippeprojektes.



Abb. 194: Öffentliche Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg zum World Fish Migration Day im April 2018



Abb. 195: Fischereitag NRW am 16.09.2018 in Recklinghausen begleitet von einem Vortrag zum Lippeprojekt. Im Bild Dr. Michael Möhlenkamp (LFV), Dr. Svenja Storm (LFV), Umweltministerin Ursula Heinen-Esser und Till Seume (LFV).



Abb. 196: Eröffnung der Aktion „Lippe-Lauschen“ mit Anbringung des QR-Codes in Lippstadt. Von links nach rechts: Dr. O. Niepagenkemper (LFV), Dr. S. Storm (LFV), Dr. M. Möhlenkamp (LFV), F. Becker und K. Laufkötter (beide Hegegemeinschaft Almeätsche e.V.)

15.2. Weitere projektbezogene Öffentlichkeitsarbeit

Im Projektzeitraum wurden das Projekt selbst sowie seine Ergebnisse bei zahlreichen Veranstaltungen der verschiedensten Ausrichtungen einem breiten Publikum vorgestellt. Insgesamt 57 Vorträge fanden im Zeitraum von November 2016 bis Mai 2020 statt, viele weitere zukünftige Präsentationen wie etwa bei der SVK-Tagung zur Binnenfischerei oder dem DAFV Natur- und Gewässerschutzseminar wurden bereits zugesagt. Zusätzlich wurden die Ergebnisse des Projektes in dem LFV eigenen Newsletter, auf der Homepage und der Facebookseite des LFV beworben. Eine umfangreiche Buchpublikation mit Inhalten, die über diesen Bericht hinausgehen, wird ebenfalls angestrebt, wenn eine entsprechende Finanzierung vorliegt.

16. Perspektiven des Projektes

Wir sind außerordentlich dankbar, dass es gelungen ist, mit den Mitteln des EMFF und der Fischereiabgabe sowie der Hilfe zahlreicher Personen aus Vereinen und Verwaltung, das vorliegende Projekt durchzuführen. Es ist zumindest in Nordrhein-Westfalen bisher einmalig.

Das Lippeprojekt hat gezeigt, wie viele Erkenntnisse aus der gründlichen Untersuchung der Fischfauna eines Flusses zu gewinnen sind. Allein durch die Befischungen zur WRRL ließe sich ein derartiges Verständnis der Zusammenhänge nicht abbilden. Einzelne Gutachten und bisherige Ergebnisse zur Lippe konnten erstmals in einen großen Kontext gesetzt werden. Dies hat deutlich gemacht, dass viele Maßnahmen erforderlich, aber auch möglich sind, damit die Lippe wieder Lebensraum für einen guten Fischbestand wird und die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erreicht.

Durch die bisher geleistete umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit mit einer großen Reichweite erhoffen wir uns die zeitnahe Umsetzung möglichst vieler unserer Maßnahmenvorschläge. Weitere Veranstaltungen und Treffen mit Entscheidungsträgern sind geplant, um die erforderlichen Maßnahmen weiter voranzutreiben.

Insbesondere für die Forderung, künftig die **Grubenwassereinleitung** bei Haus Aden zu unterlassen, sind jedoch weitere Daten notwendig. Das nun gegebene Zeitfenster von drei bis vier Jahren ohne Einleitung bietet sich einmalig an, um die mögliche Erholung des Fischbestandes flussabwärts der Einleitung zu dokumentieren. Hierfür sind weitere Befischungen in den nächsten Jahren sowohl oberhalb von Haus Aden als auch bis in den Unterlauf der Lippe dringend erforderlich. Eine mögliche Finanzierung dieser Untersuchungen wird derzeit seitens des LFV und der ABU Soest gesucht.

Die gesammelten Daten erlauben noch **viele weitere Auswertungen**. Besonders spannend ist die Untersuchung des Einflusses verschiedener Parameter auf Verbreitung, Abundanz und Fortpflanzung der Arten.

Die **Auengewässer** wurden in dieser Auswertung bisher nur im Hinblick auf ihre Konnektivität in Beziehung zur Fischfauna gesetzt. Weitere Parameter wie Größe der Wasserfläche, Tiefe, Alter, aquatische Vegetation und Beschattung wären noch zu prüfen.

Eine Analyse der Bestandsentwicklung verschiedener Arten aus dem FischInfo NRW und weiteren Daten könnte die Frage bearbeiten, ob **invasive Arten** wie der Blaubandbärbling zum Bestandsrückgang einheimischer Arten geführt haben, oder ob die Neuankommlinge den Fischbestand vergrößert haben, ohne andere Arten zu beeinträchtigen. Die Auswirkungen der Grundeln, insbesondere auf Gründling und Groppe sollten auch in Zukunft weiter untersucht werden.

Eine Bewertung der Befischungsergebnisse der Lippe mit dem Bewertungsverfahren „fiBS“ bildete den Zustand der Fischfauna der gesamten Lippe im Sinne der **Wasserrahmenrichtlinie** ab. Daraus ergab sich eine Empfehlung zur Überprüfung der Referenzfischfaunen gemeinsam mit dem LANUV NRW. Außerdem sollten die Abgrenzungen der Wasserkörper und der Umfang der zur Beurteilung notwendigen Befischungen überprüft werden.

Ein weiterer Punkt ist die Untersuchung der Frage, wie die hohen Grundelanteile auf die **fiBS-Bewertung** wirken. Dazu wären Bewertungen von Befischungen vor und nach dem Einwandern der Grundeln in die Lippe durchzuführen.

Ursprünglich war auch eine Untersuchung zur Entwicklung der **Fischbiomasse** in der Lippe in den vergangenen Jahrzehnten vorgesehen. Es zeigte sich jedoch, dass viele der dafür erforderli-

chen Datensätze im FischInfo NRW für eine solche Analyse nicht unmittelbar verfügbar sind. Hier ist ein Zurückgreifen auf die Originaldaten notwendig, was im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nicht zu leisten war, aber bei einer Fortführung der Auswertungen dringend zu empfehlen ist, damit die wertvollen Altdaten nicht verlorengehen.

Durch die DIDSON-Untersuchungen ergaben sich neue Einblicke in das **Abwanderverhalten von Schwärmen** im Winter von der Lippe in den Rhein. Es blieb allerdings unklar, ob die Tiere nur ein Winterlager aufgesucht haben oder permanent in den Rhein abgewandert sind. Weitere Untersuchungen verteilt über das Jahr wären wünschenswert. Auch der **Neunaugenaufstieg**, der bisher in der Lippe nicht quantifiziert wurde, sollte genauer betrachtet werden, um zu klären, wie viele Tiere insgesamt einziehen (auch im Frühjahr mit Ausdehnung auf potenzielle Meerneunaugenwanderungen) und vor allem, wohin diese Tiere wandern.

Der **Schlammpeitzger** ist eine der wenigen Arten, die der Lippe laut Referenzfauna noch fehlen. Für diese Art sollten Wiederansiedlungsmaßnahmen an der Lippe durchgeführt werden. In der Vergangenheit wurden Auenbereiche geschaffen, die sich als Lebensraum für diese im Lippesystem nicht mehr vorkommende Art eignen würden. Eine Wiederansiedlung kann nur über Besatzmaßnahmen erfolgen, die im Rahmen eines Projektes von Erfolgskontrollen begleitet werden.

Die Bestände der **Karause** in den Stillgewässern der Lippe sind erschreckend gering. Habitate, die für eine Wiederansiedlung des Schlammpeitzgers ausgesucht werden, können sich auch für eine Bestandsstärkung der Karause eignen. Diese Maßnahme sollte frühzeitig durchgeführt werden, bevor die verbliebenen Populationen gänzlich erlöschen.

Das EMFF-Lippeprojekt hat zu umfangreichen Ergebnissen geführt, zudem erforderte die Auswertung ein umfassendes Zusammentragen von Fakten über die Lippe, von Gutachten und Befischungsdaten in einer nie dagewesenen Fülle. Aus unserer Sicht ist es sinnvoll, dieses Material als **Buch** zu publizieren, für dessen Texterweiterung, Layout, Satz und Druck eine Finanzierung zu suchen wäre. Das Buch soll auch die Entwicklung der Lippe, ihrer Aue und ihrer Fischfauna vom Eiszeitalter bis heute umfassen, also eine Naturgeschichte der Lippe mit den Fischen im Fokus. Dafür und für eine Rekonstruktion der natürlichen Morphologie des Flachlandflusses, seine Geologie, Hydrologie und Typisierung liegt bereits umfangreiches, noch nicht publiziertes Material vor.

Das Buch soll mit aussagekräftigen und gleichzeitig ästhetisch ansprechenden Bildern und Grafiken ausgestattet sein, so dass zusätzlich zu Personen und Akteuren aus Fischerei und Wasserwirtschaft auch weitere naturkundlich Interessierte, Naturschützer, Heimatkundler, Personen aus der Umgebung der Lippe und hoffentlich auch Politiker angesprochen werden.

17. Literatur

- (ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (1994-1995): Untersuchung der Fischfauna der Lippe in der Klostermersch 1993-1995. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.
- (ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (1997-2007): Jahresbericht über Betreuung und Monitoring in der Klostermersch 1996-2006. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Kreises Soest und des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.
- (ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (2008-2020): Bericht über das Monitoring-Projekt „Renaturierung der Lippeaue zwischen Lippstadt und Eickelborn“ 2007-2018. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.
- (ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (2005b): Monitoring Uferentfesselung der Lippe in der „Disselmersch“. Bericht zu den Untersuchungsjahren 2000 bis 2004. Unveröff. Gutachten im Auftrag von Lippeverband und LOEBF.
- ACOU, A., P. LAFAILLE & A. LEGAULT (2008): Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish* 17:3, 432-442.
- ADÁMEK, Z., J. ANDREJI & J.M. GALLARDO (2007): Food habits of four bottom-dwelling gobiid species at the confluence of the Danube and Hron Rivers (South Slovakia). *International Review of Hydrobiology* 92, 554-563.
- ALMEIDA, D., R. MERINO-AGUIRRE, L. VILIZZI & G.H. COPP (2014): Interspecific aggressive behaviour of invasive pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian fresh waters. *PLoS One* 9:2, <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0088038>
- BAUER, J.T. (2012): Invasive species: “back-seat drivers” of ecosystem change? *Biological Invasions* 14, 1295-1304.
- BEATTY, S.J., D.L. MORGAN & A.J. LYMBERY (2014): Implications of climate change for potamodromous fishes. *Global Change Biology* 20:6, 1794-1807.
- BEHRMANN-GODEL, J. & R. ECKMANN (2003): A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 1-7.
- Bezirksregierung Arnsberg, Standort Lippstadt (Hrsg.) (2010): Lippeaue – Eine Flusslandschaft im Wandel. Broschüre, Lippstadt. 47 S.
- BORCHARD, B. & M. BUNZEL-DRÜKE (1992): Die Fischfauna der Lippeaue zwischen Lippstadt und Lippborg – Ichthyologisches Gutachten im Rahmen des Lippeauenprogramms. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt, Kirchhunden-Albaum & Bad Sassendorf-Lohne. 121 S.
- BORCHERDING, J., M. BAUERFELD, D. HINTZEN, & D. NEUMANN (2002): Lateral migrations of fishes between floodplain lakes and their drainage channels at the Lower Rhine: diel and seasonal aspects. *Journal of Fish Biology* 61, 1154-1170.
- BORCHERDING, J., M. DOLINA, L. HEERMANN, P. KNUTZEN, S. KRÜGER, S. MATERN, R. VAN TREECK & S. GERTZEN (2013): Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany. *Limnologia* 43:1, 49-58.

- BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster. 104 S.
- BREYER, P. & S. STAAS (2019): Die Entwicklung der Fischfauna im Rhein in Nordrhein-Westfalen – Ein standardisiertes Langzeitmonitoring des LANUV dokumentiert die Fischfauna und ihre Entwicklung seit 1984. *Natur in NRW* 2:2019, 29-33.
- BRITTON, J. R., G.D. DAVIES, M. BRAZIER & A.C. PINDER (2007): A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17:7, 749-759.
- BRODERSEN, J., P.A. NILSSON, B.B. CHAPMAN, C. SKOV, L.-A. HANSSON & C. BRÖNMARK (2011): Variable individual consistency in timing and destination of winter migrating fish. *Biology letters* 8:1, 21-23.
- BUNZEL, M. (1987): Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) in Mittelwestfalen – Studien zu seiner Brutbiologie, Populationsbiologie, Nahrung und Siedlungsbiologie. Dissertation an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. 236 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M. (2017): Einheimisch oder nicht: Fisch-Geschichten aus Mittelwestfalen. *ABU Info* 39-40, 1-13.
- BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (1995): 6.5 Fische. In: Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig (Hrsg.): Ökologisches Gutachten zum Lippeauenprogramm, Planungsabschnitt II: Mantinghausen – Lippstadt: 112-208. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt.
- 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 (2004a): 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 (2004b): Zur Biologie der Quappe – Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36, 334-340.
- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2011): Funktionskontrolle an zwei Fischaufstiegen am Wehr Schloss Heessen (Lippe, Stadt Hamm): an dem im Rahmen des LIFE-Projekts „Lippeaue“ gebauten Umgehungsgerinne und am Schlitzpass des Lippeverbandes. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. *ABU, Bad Sassendorf-Lohne*. 100 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2014): Funktionskontrolle an einem Fischaufstieg am Wehr Hamm (Lippe, Stadt Hamm). Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. *ABU, Bad Sassendorf-Lohne*. 75 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2016a): 4 Gefährdungsursachen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 37-52.

- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2016b): Hilfsmaßnahmen: 7.1 Revitalisierung von Lebensräumen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 69-78.
- BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2017): Revitalisierung von Auengewässern und deren Bedeutung für die Fischfauna. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V. 95, 89-111.
- BUNZEL-DRÜKE, M. & S. STORM (2019): Die Lippe: Flusslandschaft des Jahres 2018/2019. Natur in NRW 1:2019, 13-18.
- Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig (1995): Lippeauenprogramm – Planungsabschnitt II: Mantinghausen – Lippstadt: Entwicklung der Lippemorphologie in Historischer Sicht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. Geseke. 20 S.
- Büro Loske (1993): Ökologisches Gutachten zum Lippeauenprogramm, Abschnitt: Lippstadt – Lippborg. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt. Geseke. 297 S.
- BYERS, J.E. (2002): Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* 97, 449-458.
- CHITTENDEN, C. M., K. G. BUTTERWORTH, K. F. CUBITT, M. C. JACOBS, A. LADOUCEUR, D. W. WELCH & R. S. MCKINLEY (2009): Maximum tag to body size ratios for an endangered coho salmon (*O. kisutch*) stock based on physiology and performance. *Environmental Biology of Fishes* 84, 129-140.
- CHURCH, K., J. C. IACARELLA & A. RICCIARDI (2017): Aggressive interactions between two invasive species: the round goby (*Neogobius melanostomus*) and the spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Biological Invasions* 19:1, 425-441.
- COLAUTTI, R. I., A. RICCIARDI, I. A. GRIGOROVICH & H. J. MACISAAC (2004): Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecological Letters* 7, 721-733.
- COPP, G. H., K. J. WESLEY, H. VERREYCKEN & I. C. RUSSELL (2007): When an 'invasive' fish species fails to invade! Example of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Aquatic Invasions* 2:2, 107-112.
- COPP, G. H., J. R. BRITTON, Z. GUO, V. R. EDMONDS-BROWN, J. PEGG, L. VILIZZI & P. I. DAVISON (2017): Trophic consequences of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* for native pond fishes. *Biological Invasions* 19:1, 25-41.
- CURREY, L. M., M. R. HEUPEL, C. A. SIMPFENDORFER & A. J. WILLIAMS (2015): Assessing fine-scale diel movement patterns of an exploited coral reef fish. *Animal Biotelemetry* 3:41.
- DE LEEUW, J. J. & H. V. WINTER (2008): Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology* 15, 409-415.
- DETERING, U. (2000): Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. *Angewandte Landschaftsökologie* 37, 153-162.
- DIDHAM, R. K., J. M. TYLIANAKIS, N. J. GEMMELL, T. A. RAND & R. M. EWERS (2007): Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution* 22, 489-496.

- DOENNI, W., K.-J. MAIER & H. VICENTINI (2001): Bestandsentwicklung des Aals (*Anguilla anguilla*) im Hochrhein. Mitteilungen zur Fischerei 69, Bundesamt für Natur, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- DUBS, D.O.L. & L.D. CORKUM (1996): Behavioral interactions between round gobies (*Neogobius melanostomus*) and mottled sculpins (*Cottus bairdi*). Journal of Great Lakes Research 22, 838-844.
- EASTMAN, R. (1969): The Kingfisher. – Collins, London.
- EBEL, G. (2012): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf Fischbestände in Fließgewässern Sachsen-Anhalts. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 49:1, 26-39.
- EDLER, C. (2012): Umsetzung der FFH-Richtlinie in Niedersachsen: Neunaugen-Aufstiegsmonitoring an Fischwegen in Bundeswasserstraßen. Tagungsband Bundesanstalt für Gewässerkunde – Veranstaltungen 07/2012.
- FELDHAUS, G., G. LAKMANN & L. STEINBERG (2015): Schutz und Erhalt der Bachmuschel – Ein Artenschutzprojekt im Kreis Paderborn. Natur in NRW 1:15, 29-33.
- FETTERPLACE, L. C., A. R. DAVIS, J. M. NEILSON, M. D. TAYLOR & N. A. KNOTT (2016): Active acoustic tracking suggests that soft sediment fishes can show site attachment: a preliminary assessment of the movement patterns of the blue-spotted flathead (*Platycephalus caeruleopunctatus*). Animal Biotelemetry 4:15.
- FOULDS, W.L. & M.C. LUCAS (2013): Extreme inefficiency of two conventional, technical fishways used by European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*). Ecological engineering 58, 423-433.
- FREDRICH, F., S. OHMANN, B. CURIO & F. KIRSCHBAUM (2003): Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. Journal of Fish Biology 63:3, 710-723.
- FREYHOF, J. (1997): Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Sieg, Germany. Folia Zoologica 46: Suppl. 1, 89-96.
- GERTZEN, S. (2013): Grundeln im Rheinsystem – Invasive Arten auf dem Vormarsch – Nach der Einschleppung von Wirbellosen in den Rhein wird nun auch die Fischfauna durch Neozoen dominiert. Natur in NRW 2:13, 28-31.
- GERTZEN, S. (2016a): The ecological niche of invasive gobies at the Lower Rhine in intra- and interspecific competitive and predatory interactions. PhD Thesis University of Cologne. 206 S.
- GERTZEN, S. (2016b): Fischereiliches Monitoring des renaturierten Lippemündungsbereiches bei Wesel, insbesondere der Wiederansiedlung von Quappen im Lippemündungsbereich. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station im Kreis Wesel. 67 S.
- GIERS, R. SR (1932a): Die Entwicklung des Fischereivereins Hamm (Westf.). Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 39-41.
- GIERS, R. SR (1932b): Unsere Fischereiwirtschaft. Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 49-51.
- GIERS, R. SR (1932c): Unsere Fischgewässer, ihre Wasserverhältnisse, Flora, Fauna, Fischarten. Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 43-48. [Mitteilungen der Fischereivereine / Westausgabe 2, 190-196.]
- GIERS, R. JR (1967): Die mittlere Lippe als Fischwasser. Naturkunde in Westfalen 3, 73-82.
- GIERS, R. JR (ca. 1962): 10. Das Fischwasser in der Lippeaue – Erlebnisraum und Naturschule. Mskr., Veröff. unbekannt.

- GILBEY, V., M.J. ATTRILL & R.A. COLEMAN (2008): Juvenile Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in the Thames estuary: distribution, movement, and possible interactions with the native crab *Carcinus maenas*. *Biological Invasions* 10:1, 67-77.
- GOZLAN, R. E., S. ST-HILAIRE, S.W. FEIST, P. MARTIN & M.L. KENT (2005): Disease threat to European fish. *Nature (London)* 435:7045, 1046-1046.
- HALLET-LIBOIS, C. (1985): Modulations de la stratégie alimentaire d'un prédateur: éco-éthologie de la prédation chez le Martin-pecheur *Alcedo atthis* (L., 1758), en période de reproduction. – *Cahiers Ethol. Appl.* 5, 1-206.
- HATELEY, J. & J. GREGORY (2008): Evaluation of a multi-beam imaging sonar system (DIDSON) as Fisheries Monitoring Tool: Exploiting the Acoustic Advantage. Technical Report, Environment Agency, U. K.
- HEERMANN, L. & J. BORCHERDING (2006): Winter short-distance migration of juvenile fish between two floodplain water bodies of the Lower River Rhine. *Ecology of Freshwater Fish* 15:2, 161-168.
- HEINRICHSBAUER, A. (1936): Die Wasserwirtschaft im rheinische-westfälischen Industriegebiet. Glückauf, Essen. 142 S.
- HEMPEL, M., R. NEUKAMM & R. THIEL (2016): Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. *Aquatic Invasions* 11:2, 167-178.
- HERGET, J. (1997): Die Flußentwicklung des Lippetals. *Bochumer Geographische Arbeiten* 62: 1-132.
- HIRSCH, P. E. & P. FISCHER (2008): Interactions between native juvenile burbot (*Lota lota*) and the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in a large European lake. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 65:12, 2636-2643.
- HÖLKER, F. & R. THIEL (1998): Biology of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.))—a review of selected aspects from European literature. *J. Great Lakes Res.* 24, 186-204.
- INGENDAHL, D. (2011): Die EG-Aalverordnung und ihre Umsetzung im Rheineinzugsgebiet. *Wasser und Abfall* 13:11, 21-31.
- JÄGER, T.J., W. NELLEN, W. SCHÖFER & F. SHODJAI (1980): Der Einfluß von Salzgehalt und Temperatur auf Eier und Larven der Kleinen und Großen Maräne, der Plötze und der Quappe. *Österreichs Fischerei* 33, 33-44.
- JAKOVLIC, I., M. PIRIA, N. ŠPREM, T. TOMLIANOVIĆ, D. MATULIĆ & T. TREER (2015): Distribution, abundance and condition of invasive Ponto-Caspian gobies *Ponticola kessleri* (Günther, 1861), *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), and *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Sava River basin, Croatia. *Journal of Applied Ichthyology* 31:5, 888-894.
- JANAČ, M. & P. JURAJDA (2007): A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. *North American Journal of Fisheries Management* 27, 1119-1125.
- JANAČ, M., Z. VALOVÁ & P. JURAJDA (2012): Range expansion and habitat preferences of non-native 0+ tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) in two lowland rivers in the Danube basin. *Fundamental Applied Limnology* 181:1, 73-85.
- JANSSEN, J. & D.J. JUDE (2001): Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27, 319-328.

- JÖBGES, M. & P. HERKENRATH (2017): Zum Vorkommen des Kormorans in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 2/2017.
- JONSSON, N. (1991): Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66, 20-35.
- JUNGWIRTH M., S. SCHMUTZ & S. WEISS (1998): *Fish migration and fish bypasses.*, 4th edition. Fishing News Books Oxford.
- JUNKER, J., A. PETER, C.E. WAGNER, S. MWAIKO, B. GERMANN, O. SEEHAUSEN & I. KELLER (2012): River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conservation Genetics* 13, 545-556.
- JURAJDA, P., J. CERNY, M. POLACIK, Z. VALOVÁ, M. JANÁČ, R. BLAZEK & M. ONDRACKOVÁ (2005): the recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21, 319-323.
- JŮZA, T., P. BLABOLIL, R. BARAN, D. BARTOŇ, M. ČECH, V. DRAŠTÍK, J. FROUZOVÁ, M. HOLUBOVÁ, H.A.M. KETELAARS, L. KOČVARA, J. KUBEČKA, M. MUŠKA, M. PRCHALOVÁ, M. ŘÍHA, Z. SAJDLOVÁ, M. ŠMEJKAL, M. TUŠER, M. VAŠEK, L. VEJŘÍK, I. VEJŘÍKOVÁ, A.J. WAGENVOORT, J. ŽÁK & J. PETERKA (2017): Collapse of the native ruffe (*Gymnocephalus cernua*) population in the Biesbosch lakes (the Netherlands) owing to round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biological Invasions*, <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1644-5>.
- KARLSON, A.M.L., G. ALMQVIST, K.E. SKORA & M. APPELBERG (2007): Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 64, 479-486.
- KEMP, P.S., I.J. RUSSON, A.S. VOWLES & M.C. LUCAS (2011): The influence of discharge and temperature on the ability of upstream migrant adult river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshot and undershot weirs. *River Research and Applications* 27, 488-498.
- KLAAR, M., G.H. COPP & R. HORSFIELD (2004): Autumnal habitat use of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and associations with native fish species in small English streams. *Folia Zoologica-Praha*, 53:2, 189-202.
- KOCOVSKY, P. M., J.A. TALLMAN, D.J. JUDE, D.M. MURPHY, J.E. BROWN & C.A. STEPIEN (2011): Expansion of tubenose gobies *Proterorhinus semilunaris* into western Lake Erie and potential effects on native species. *Biological Invasions* 13:12, 2775-2784.
- KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland & Freyhof, Berlin, Germany. 646 S.
- KUKUK, P., mit Beiträgen von H. BREDDIN, W. GOTHAN, M. HIRMER, E. HOFFMANN, G. KELLER, F.L. KÜHLWEIN, K. OBERSTE-BRINK, H. SCHMIDT, F. SCHRÖDER, H. WEHRLI, H. WINTER & D. WOLANSKY (1938): *Geologie des Niederrheinisch-Westfälischen Steinkohlengebietes: Textband*. Springer, Berlin. 706 S.
- KULSKOVA, P., P. HORKY, O. SLAVIK & J.I. JONES (2009): Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. *Journal of Fish Biology* 74:6, 1269-1279.
- LAMPEN, H. (1996): *Insula Durstinon? Lippeverlauf bei Dorsten – Entwicklung in der Niederterrasse der Lippe im Raume Dorsten*. Stadt Dorsten (Hrsg.). 40 S.
- LANDOIS, H., E. RADE & F. WESTHOFF (1892): *Westfalens Fische, Pisces*. In: Landois, H. (Hrsg.): *Westfalens Tierleben, Dritter Band: Die Reptilien, Amphibien und Fische: 161-432*. Schöningh, Paderborn.

- LANGFORD, T.E., A.G.P. MILNER, D.J. FOSTER & J.M. FLEMING (1979): The movements and distribution of some common bream (*Abramis brama* L.) in the vicinity of power station intakes and outfalls in British rivers as observed by ultrasonic tracking. Laboratory note RD/L/N 145:78. Central Electricity Research Laboratories, Fawley, 24 S.
- LANGFORD, T.E. (1981): The movement and distribution of sonic-tagged coarse fish in two British rivers in relation to power station cooling-water outfalls. In Lang, F.M. (ed.): Proceedings of the 3rd International Conference on Biotelemetry. University of Wyoming, 197-232.
- LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2013a): Bericht für AK Kormoran. Endfassung Oktober 2013. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/fischerei/pdf/LANUV_2013_-_Bericht_f%C3%BCr_AK_Kormoran_I_Bericht_mit_Anlagen.pdf
- LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2017): Das Äschenhilfsprogramm in Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht Juni 2017. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/fischerei/pdf/LANUV_2017_-_%C3%84schenhilfsprogramm_in_NRW_-_Abschlussbericht_v2017-06-21.pdf
- LEMMENS, P., J. MERGEAY, T. VANHOVE, L. DE MEESTER & S.A. DECLERCK (2015): Suppression of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* by native pike *Esox lucius* in ponds. *Aquatic conservation* 25:1, 41-48.
- LimnoPlan (2015): Untersuchung des Fischbestandes in der unteren Lippe bei Wesel im Jahr 2014 – Erfolgskontrolle zur naturnahen Umgestaltung der Lippe im Mündungsraum (Lippeverlegung von km 179,9 bis km 183,1). Unveröffentlichte Studie im Auftrag von Emschergenossenschaft/Lippeverband. LimnoPlan, Erftstadt. 34 S. + Anhang.
- LimnoPlan (2016): Monitoring der Fischfauna in Fließstrecken und Auenbereichen der unteren Lippe im Jahr 2016 – Erfolgskontrolle zur naturnahen Umgestaltung der Lippe im Mündungsraum (Lippeverlegung von km 179,9 bis km 183,1). Unveröffentlichte Studie im Auftrag von Emschergenossenschaft/Lippeverband. LimnoPlan, Erftstadt. 23 S.
- LINDNER, K., A.F. CERWENKA, J. BRANDNER, S. GERTZEN, J. BORCHERDING, J. GEIST & U.K. SCHLIEWEN (2013): First evidence for interspecific hybridization between invasive goby species *Neogobius fluviatilis* and *Neogobius melanostomus* (Teleostei: Gobiidae: Benthophilinae). *Journal of fish biology* 82:6, 2128-2134.
- Lippeverband Dortmund (2001): Ansichten eines Flusses – die Lippe: der Lippeverband 1926-2001. Druckerei und Verlag Peter Pomp GmbH, Bottrop.
- Lippeverband (2008): Flussgebietsplan Lippe 2008. Lippeverband, Essen. 160 S.
- LUCAS, M.C. & E. BATLEY (1996): Seasonal movements and behavior of adult *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* 33: 1345-1358.
- LUCAS, M.C. (2000): The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. *The Science of the Total Environment* 251/252, 223-232.
- LYONS, J. & M.C. LUCAS (2002): The combined use of acoustic tracking and echosounding to investigate the movement and distribution of common bream (*Abramis brama*) in the River Trent, England. *Hydrobiologica* 483, 265-273.
- MAECK, A., T. DELSANTO, D.F. MCGINNIS, H. FISCHER, S. FLURY, M. SCHMIDT, P. FIETZEK & A. LORKE (2013): Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. *Environmental Science & Technology* 47, 8130-8137.

- MELCHER, A.H. & S. SCHMUTZ (2010): The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. *River Syst.* 19:1, 33-42.
- MERTENS, K.N., L.R. BRADLEY, Y. TAKANO, P.J. MUDIE, F. MARRET, A.E. AKSU, R.N. HISCOTT, T.J. VERLEYE, E.A. MOUSING, L.L. SMYRNOVA, S. BAGHERI, M. MANSON, V. POSPELOVA & K. MATSUOKA (2012): Quantitative estimation of Holocene surface salinity variation in the Black Sea using dinoflagellate cyst process length. *Quaternary Science Reviews* 39, 45-59.
- MKULNV Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (2015): Hintergrundpapier Steinkohle zum Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. 57 S. Zuletzt gesehen am 14.04.2020, https://www.bezreg-arnsberg.nrw.de/themen/w/wasserwirtschaft_untertagebau/hintergrundpapier.pdf
- MÖHLENKAMP, M. (2016): 2 Verbreitung und Bestandssituation der Quappe in Nordrhein-Westfalen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 21-26.
- MOLLS, F. (1999): New insights into migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* 55, 1187-1200.
- NEHRING, S., W. RABITSCH, I. KOWARIK & F. ESSL (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409. 222 S.
- NEHRING, S. & S. SKOWRONEK (2017): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr.1143/2014 – Erste Fortschreibung 2017. BfN-Skripten 471. 176 S.
- NEMITZ, A. (2019): Die Lippe, ein Gewässer für die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses? Vortrag auf der Fachtagung Lippe „Flusslandschaft des Jahres 2018/19 am 22.03.2019. Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. www.lfv-westfalen.de/flusslandschaft/Vortrag-Nemitz-22.03.2019_.pdf?m=1554724976&
- NZO-GmbH (2005): Die Lippe bei Paderborn-Sande ... jetzt wieder im Fluss! Staatliches Umweltamt Lippstadt (Hrsg.), Broschüre, Lippstadt. 21 S.
- NZO – Gesellschaft für landschaftsökologische Planung, Bewertung und Dokumentation m.b.H. (2001): Fische unserer Bäche und Flüsse – Aktuelle Verbreitung, Entwicklungstendenzen, Schutzkonzepte für Fischlebensräume in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (Hrsg.), Düsseldorf. 200 S.
- NZO GmbH & IfÖ Institut für angewandte Ökologie (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna, Kapitel 9.6 (Steckbriefe Referenzen). Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW. 61 S.
- OKLAND, F., M.A.K. TEICHERT, T.B. HAVN, E.B. THORSTAD, L. HEERMANN, S.A. SAETHER, M. TAMBETS & J. BORCHERDING (2017): Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. *NINA Report* 1355, 53 S., inklusive Anhang.
- OVIDIO, M. & J.C. PHILIPPART (2002): The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* 483, 55-69.

- OVIDIO, M., D. PARKINSON, J.-C. PHILIPPART & E. BARAS (2007): Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbell (*Barbus barbus*). *Belgian Journal of Zoology* 137:2, 183-190.
- OVIDIO, M., C. HANZEN, V. GENOTTE, J. MICHAUX, J.-P. BENITEZ & A. DIERCKX (2015): Is adult translocation a credible way to accelerate the recolonization process of *Chondrostoma nasus* in a rehabilitated river? *Cybium* 40:1, 43-49.
- PETRUSEK, A., L. FILIPOVÁ, Z. ĎURIŠ, I. HORKÁ, P. KOZÁK, T. POLICAR, M. STAMBERGOVA & Z. KUČERA (2006): Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380-381, 903-918.
- PIRIA, M., G. JAKŠIĆ, I. JAKOVLIC & T. TREER (2016): Dietary habits of invasive Ponto-Caspian gobies in the Croatian part of the Danube River basin and their potential impact on benthic fish communities. *Science of the total environment* 540, 386-395.
- POLAČIK, M., M. JANÁČ, P. JURAJDA, M. VASSILEV & T. TRICHKOVA (2008): The sampling efficiency of electrofishing for *Neogobius* species in a riprap habitat: a field experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 24, 601-604.
- RACKOWITZ, G., B. BERGER, J. KUBECKA & H. KECKEIS (2008): Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). *Ecology of freshwater fish* 17, 502-514.
- RAG (Hrsg.) (2020): Planerische Mitteilung zum Heben und Einleiten von Grubenwasser am Standort Haus Aden in die Lippe. Unveröff. Gutachten des Ingenieur- und Planungsbüros LANGE GbR im Auftrag der RAG Aktiengesellschaft, Essen. 41 S.
- REISNER, N. (2019): Sonar-based assessment of silver eel downstream migration in the River Lippe. Bachelor Thesis University of Cologne. 36 S.
- SAUERLAND, H.-J. (1969): Quellen am Hellweg. Geologisch-hydrographische Überlegungen zum Quellhorizont am Hellweg im Kreise Lippstadt; Auswirkungen auf die Besiedlung dieses Raumes. *Beiträge zur Heimatkunde des Landkreises Lippstadt* Heft 3. 124 S.
- SCHÄPERCLAUS, W. & LUKOWICZ, M. (Hrsg.) (2018): *Lehrbuch der Teichwirtschaft*. 5. aktualisierte Auflage, 680 S.
- SCHRIMPF, A., T. SCHMIDT & R. SCHULZ (2014): Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions* 9:2, 203-209.
- SCHÜTZ, C., A. NEITZKE & M. BUNZEL-DRÜKE (2008): Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna. *Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege* Heft 81, 29-34.
- SINDILARIU, P.D. & J. FREYHOF (2003): Food overlap of benthic fishes in the Danube Delta, with special respect to two invasive gobiids (Teleostei: Gobiidae, Percidae, Cyprinidae). *Lauterbornia* 46, 149-157.
- SKUPIN, K., mit Beiträgen von M. HISS, U. KAPLAN, A. LENZ, G. MICHEL & K. STEUERWALD (2002): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000, Erläuterungen zu Blatt C 4314 Gütersloh. 2., völlig neubearbeitete Auflage. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 120 S.
- SPÄH, H. (1999): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen – Beckinghausen, I. Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. Bielefeld. 20 S.
- SPÄH, H. (2000a): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Beckinghausen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 46 S.

- SPÄH, H. (2000b): Untersuchungen zur Fischfauna der Lippe zwischen Werne und Lünen-Alstedde (Lippe – KM 74 – 92). Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbands Essen. Bielefeld. 42 S. mit Anhang.
- SPÄH, H. (2001a): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Hamm-Uentrop, Abschlussbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der RWE-Power AG, Essen, 35 S.
- SPÄH, H. (2001b): Funktionskontrolle am Aalbypass Wasserkraftwerk Hamm-Uentrop, Abschlussbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der RWE-Power AG, Essen, 23 S.
- SPÄH, H. (2004): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Buddenburg, Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. Bielefeld. 23 S.
- SPÄH, H. (2005): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 40 S.
- SPÄH, H. (2006a): Fischbestandsuntersuchungen der Fischaufstiege in Lünen-Beckinghausen und Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 12 S.
- SPÄH, H. (2006b): Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten Lippe Fischaufstiege Lünen-Beckinghausen und Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 13 S.
- SPIKMANS, F., T. VAN TONGEREN, T.A. VAN ALEN, G. VAN DER VELDE & H.J.M. OP DEN CAMP (2013): High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. *Aquatic invasions* 8, 355-360.
- STAAS, S. (1999): Die ökologische Qualität großer Ströme – die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins. *Laufener Seminararbeit* 4:99, 83-98.
- STAAS, S., P. BREYER & C. SCHÜTZ (2019): Entwicklung und ökologisches Potenzial der Fische des Rheins in NRW – Ergebnisse aus dem Langzeitmonitoring 1984-2017. – LANUV-Fachbericht 99. – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. 95 S.
- STEINBERG, L. & NZO – Gesellschaft für landschaftsökologische Planung, Bewertung und Dokumentation m.b.H. (1991): Fische unserer Bäche und Flüsse – Verbreitung, Gefährdung und Schutz in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.). Düsseldorf. 121 S.
- STEMMER, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem – Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. *Natur in NRW* 4:08, 57-60.
- StUA Staatliches Umweltamt Lippstadt (2002) (Hrsg.): Die Klostermersch – Ein Fluss erobert seine Aue zurück. Lippstadt, 20 S.
- TÜRK, P. & J. SCHNELL (2015): Invasive Grundeln in Bayern – Bestandsaufnahme und derzeitiger Erkenntnisstand. 2. überarbeitete Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V., München. 72 S.
- UBA Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. UBA, Dessau-Roßlau. 128 S. Zuletzt gesehen am 08.04.2020, https://www.gewaesser-bewertung.de/files/170829_uba_fachbroschure_wasse_rwirtschaft_mit_anderung_bf.pdf
- VAN KESSEL, N., M. DORENBOSCH, M.D. BOER, R.S.E.W LEUVEN & G. VAN DE VELDE (2011): Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. *Current Zoology* 57:6, 844-851.

- VAN KESSEL, N., M. DORENBOSCH, J. KRANENBARG, G. VAN DER VELDE & G. R.S.E.W. LEUVEN (2016): Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. *Aquatic Invasions* 11:2, 179-188.
- VAN KLEEF, H., G. VAN DER VELDE, R.S.E.W. LEUVEN & H. ESSELINK (2008): Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macro-invertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Invasions* 10:8, 1481-1490.
- VØLLESTAD, L.A., B. JONSSON, N.A. HVIDSTEN, T.F. NAESJE, O. HARALDSTAD & J. RUUD-HANSEN (1986): Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1909-1916.
- VON DEM BORNE, M. (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs, bearbeitet im Auftrage des Deutschen Fischerei-Vereins. Moeser, Berlin. 306 S.
- WHALEN, K.G., L.D. PARRISH & S.D. MCCORMICK (1999): Migration timing of Atlantic Salmon smolts relative to environmental and physiological factors. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128:2, 289-301.
- WIELGOSS, S., H. TARASCHEWSKI, A. MEYER & T. WIRTH (2008): Population structure of the parasitic nematode *Anguillicola crassus*, an invader of declining North Atlantic eel stocks. *Molecular Ecology* 17, 3478-3495.
- WILLIAMSON, M.H. & A. FITTER (1996): The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78, 163-170.
- WINTER, H.V. & F. FREDRICH (2003): Migratory behaviour of ide: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, The Netherlands. *Journal of Fish Biology*, 63:4, 871-880.
- WURFFBAIN, T.R. (1856): Nachrichten über Landes-Meliorationen, insbesondere über die Melioration der Boker-Heide in der Provinz Westfalen durch Ent- und Bewässerung. *Z. Bauwes.* 6, 7-47.



Abb. 197: Renaturierte Lippe bei Ahsen



III Glossar

0+:	Altersklasse bei Fischen, diesjährige Jungfische
Abundanz:	Häufigkeit einer Art
allochthon:	gebietsfremd
autochthon:	heimisch
Cypriniden:	zusammenfassende Bezeichnung aller karpfenartiger Fische wie Brassen, Schleie, Döbel etc.
diadrom:	Oberbegriff für Fischarten, die durch Wanderungen zwischen Süß- und Salzwasser wechseln
diurnal:	einer Tagesrhythmik unterliegend
Habitat:	Lebensraum einer Art, der durch bestimmte abiotische und biotische Faktoren bestimmt wird
interspezifische Konkurrenz:	Konkurrenz, z.B. um Nahrung, zwischen verschiedenen Arten
intraspezifische Konkurrenz:	Konkurrenz innerhalb einer Art zwischen einzelnen Individuen
invasiv:	gebietsfremd, mit negativen Folgen für einheimische Arten
laterale Durchgängigkeit:	Verbindung zu an das Fließgewässer angrenzenden Auengewässern
longitudinale Durchgängigkeit:	Verbindung innerhalb des Fließgewässers, Durchgängigkeit zwischen Quelle und Mündung
Perciden:	zusammenfassende Bezeichnung aller barschartigen Fische wie Zander, Kaulbarsch etc.
phänotypisch:	das Erscheinungsbild eines Organismus betreffend (Größe, Färbung etc.)
potamodrom:	Oberbegriff für Fischarten, die innerhalb des Süßwassers wandern, wie etwa Barbe oder Nase
rheophil:	strömungsliebend
lithophil:	auf Gestein als Untergrund angewiesen
Salmoniden:	zusammenfassende Bezeichnung aller lachsartigen Fische wie Bachforelle, Meerforelle etc.

IV Abkürzungsverzeichnis

Im Folgenden sind die in diesem Bericht verwendeten Abkürzungen dargestellt. Auf die Listung gängiger Abkürzungen wie etwa „z.B.“, „ggf.“ oder „d.h.“ wurde verzichtet.

ABU	Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V.
AK	Arbeitskreis
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.
BR	Bezirksregierung
CPUE	Catch per unit effort
DAFV	Deutscher Angelfischerverband e.V.
DGL	Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
EMFF	Europäischer Meeres- und Fischereifonds
FldJ	Flusslandschaft des Jahres
FV	Fischereiverband NRW
HaLiMa	Bezeichnung des Lippegebietes im Bereich Haltern-Lippramsdorf und Marl
JHV	Jahreshauptversammlung
(K)FB	(Kreis-) Fischereiberater
LANUV	Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW
LFV/LFV WuL	Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
MGV	Mitgliederversammlung
MULNV	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NUA	Natur- und Umweltschutzakademie NRW
RhFV	Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.
TL	Totallänge
UFB	Untere Fischereibehörde
UNB	Untere Naturschutzbehörde
WOL	Wasserverband Obere Lippe
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

V Abbildungsnachweis

ABU Soest: 1-3, 5, 7, 9-14, 17-20, 27, 29-31, 73, 80, 83, 86, 89, 92, 93, 97, 100, 103, 106, 109, 110, 114, 116, 119, 120, 124, 125, 128, 131, 133, 136, 138, 141, 142, 145, 147, 149, 152-156, 159

Borzug, D. & Prill, M.: 35, 134b

Bunzel-Drüke, M.: 4, 25a, 25d, 28, 43, 62, 81, 82, 84, 90, 91, 94, 98, 101, 102, 104, 107, 112, 115, 117, 121, 122, 129, 135, 137, 148, 151, 157 a & b, 160, 161, 165, 167-170, 175

Ferlemann, P. & Pilarski, W.: 189

FV Heessen & SFV Hamm: 130

Hegegemeinschaft Almeäsche: 187, 188

Lindner, J.: Titelbild & Nasenbild Inhaltsverzeichnis

LFV Hydroakustik GmbH: 44, 64-66, 74, 78, 79, 123

Scharf, M.: 162, 163

Stemmer, B.: 134a

Zimball, O.: 6, 82, 84, 104, 135

VI Danksagungen

Ohne die Beteiligung zahlreicher Akteure angefangen bei den Anglern der Lippe bis hin zu den einzelnen Behörden wäre dieses Projekt nicht umsetzbar gewesen. Daher gilt unser größter Dank den folgenden Personen und Institutionen:

- dem Europäischen Meeres- und Fischereifonds sowie dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, insbesondere dem Referat III-6: Jagd, Fischerei und Aquakultur sowie dem Fischereibeirat für die finanzielle Realisierung des Projektes;
- dem Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. für die Stellung eines Arbeitsplatzes, Equipment und den Einsatz bei Befischungen und Reusenkontrollen;
- der Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) für ihren Einsatz weit über das übliche Befischungs- und Auswertungsspensum hinausgehend;
- Joachim Drüke und Olaf Zimball (ABU) sowie Manuel Langkau und Marc Schmidt (LFV Hydroakustik GmbH) für die Mitarbeit an diesem Bericht;
- Andrea Sago (LFV) für die Projektabwicklung und Korrekturlesungen;
- Carsten Nolting (LFV) für die Begleitung zu Reusenkontrollen und Anmerkungen zu dem Bericht;
- den drei Befischungsteams ABU Soest, NZO GmbH und LimnoPlan für die gewissenhafte Arbeit und die sehr gute Kooperation;
- den zusätzlichen Befischungsteams um Siegfried Kuss und Michael Prill, die ehrenamtlich weitere Strecken befischt und zusätzliche Daten zur Lippe geliefert haben;
- der LFV Hydroakustik GmbH für die gute Zusammenarbeit bei der VEMCO- und DIDSON-Studie;
- dem LANUV NRW Fachbereich 26, insbesondere Philippa Breyer und Nicola Theißen für die gute Kooperation und die Lieferung sämtlicher relevanter Daten aus dem FischInfo NRW und aktueller Ergebnisse zur Lippe;
- dem LANUV NRW Fachbereich 54, insbesondere Sibylle Jacob für die Bereitstellung von Daten zur Wassertemperatur der Lippe;
- dem Wasserverband Obere Lippe, insbesondere Volker Karthaus und Elmar Schniedermeier für die Bereitstellung von Informationen und Fotos und die Führung an der oberen Lippe;
- dem Lippeverband, allen voran Gunnar Jacobs, Ulrich Stöffler und Sylvia Junghardt für die Unterstützung bei den Reusenkontrollen, Gewässerbegehungen und der stets schnellen Lieferung von Daten zu den verschiedensten Themen;
- den Fischereiberatern und Unteren Fischereibehörden der Kreise Wesel, Recklinghausen, Unna, Soest und Paderborn sowie der Stadt Hamm;
- Siegfried Kuss (IG Hammer Angler) für eine Vielzahl von Informationen über die Lippe und ihre Fischfauna und sein stets offenes Ohr auch für ausgefallene Fragen;
- der Bezirksregierung Arnsberg, insbesondere Frank Tripmaker für die Bereitstellung von Daten u.a. zu Mikroschadstoffen, Dr. Michael Leismann für umfangreiche Daten zur Morphologie der Lippe, Jürgen Kugel für Daten über die Grubenwassereinleitung, Ulrich Detering für die Bereitstellung verschiedener Gutachten über die Lippe sowie Informationen über Querbauwerke und Dr. Bernd Stemmer für Fotos;

- der Bezirksregierung Detmold, insbesondere Gertrud Betge, Anna Morsbach und Claudia Tennie für Informationen zu Querbauwerken und Renaturierungsmaßnahmen;
- Nicole Scheifhacken (BR Düsseldorf) für Material über die Wirkung von Chlorid-Salzen auf Fische;
- Meike Cropp (Fernsteuerzentrale Wasserversorgung Datteln des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Duisburg-Meiderich) für Daten über Wasserabgaben aus den Kanälen in die Lippe;
- den Biologischen Stationen Paderborn, Unna, Recklinghausen und Wesel für verschiedene Informationen über die Lippe und ihre Aue, u.a. zur Lage von Eisvogelbrutplätzen;
- dem LWL-Museum für Naturkunde Münster und dem Stadtarchiv Lünen für die Erlaubnis der Verwendung historischer Stör-Abbildungen;
- den ehrenamtlich agierenden Anglern der Reusenkontrollen (Abb. 198) aus den Vereinen FV Datteln, ASV Rünthe und Umgebung, ASV Waltrop, FV Lünen und ASV Werne-Lippetal für ihre Ausdauer und den täglichen Einsatz bei über 18 Monaten Reusenkontrolle;
- Wolfgang Pilarski und Fritz Becker für die Informationen und Textbausteine zur „Lippebachforelle“ und „Hegegemeinschaft Almeäsche“;
- allen weiteren Anglern umliegender Lippevereine, die das Projekt mit Informationen zu den Fischbeständen sowie die Befischungen unterstützt haben, insbesondere den bereits genannten Reusenkontrollleuten, dem SFV Lippestrand, SFV Hamm, SFV Lippborg, ASV Benninghausen, AGM Lipperode, ASV Lippstadt, Soester SAV, ASG Oberwerries;
- den Fischereigenossenschaften der Lippe, die mit Besatzdaten und weiteren Informationen das Projekt unterstützt haben;
- verschiedenen Grundstücksbesitzern entlang der Lippe für die Gestattung des Zugangs zur Lippe oder Auengewässern für die Befischungsteams;
- allen Teilnehmern des projektbegleitenden Arbeitskreises für ihre guten Vorschläge und Diskussionsbeiträge.



Abb. 198: Ein Teil des Teams der ehrenamtlichen Reusenkontrollleure am Wehr Buddenburg aus den umliegenden Angelvereinen.



Abb. 199: Renaturierte Lippe bei Benninghausen

