



Niedersächsisches Landesamt
für Verbraucherschutz und
Lebensmittelsicherheit

Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut

Ergebnisbericht 2017



Niedersachsen

Impressum

Herausgeber: Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und
Lebensmittelsicherheit
Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst
Eintrachtweg 19
30173 Hannover

Januar 2018

Autor: Dr. Julia von Dassel-Scharf

Mitarbeit: FischR Eva Christine Mosch (LAVES)
Thilo Pagel (LAVES)
Peter Rathcke (Fischereiwissenschaftlicher Untersuchungs-Dienst)
FischWM Reinald Werner (LAVES)

Titelbild: Emmer bei Amelgatzen (© LAVES)

Inhalt

1	Einleitung	4
2	Untersuchungsgebiet	6
3	Methodik	8
3.1	Befischungen	8
3.2	Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter.....	8
3.3	Datenauswertung.....	9
4	Ergebnisdarstellung.....	9
4.1	Artenspektrum im Gesamtfang.....	9
4.2	Zusammensetzung des Gesamtfangs	10
4.3	Fangergebnisse der Befischungsstrecken.....	11
4.4	Biomassen der Fischarten Äsche und Bachforelle	11
4.5	Ökologische Gilden	12
4.6	Langenhäufigkeitsverteilung ausgewählter Fischarten	14
5	Diskussion.....	17
5.1	Die Situation des Fischbestands in der Emmer	17
5.1.1	Artenspektrum und Abundanz - Vergleich zum Jahr 2016.....	17
5.1.2	Biomassen von Äsche und Bachforelle - Vergleich zum Zielbestand.....	18
5.1.3	Ökologische Gilden	18
5.1.4	Populationsaufbau ausgewählter Arten	19
5.2	Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer	20
6	Zusammenfassung.....	23
7	Literatur.....	24
8	Anhang.....	26

1 Einleitung

Die Emmer ist ein linksseitiger Nebenfluss der Weser. Sie entspringt im südwestlichen Weserbergland (Eggegebirge) nördlich von Bad Driburg in Nordrhein-Westfalen, quert bei Bad Pyrmont die Landesgrenze nach Niedersachsen und mündet bei Emmerthal in die Weser. Die Gesamtlauflänge misst 62 km, das Gefälle beträgt 2,2 ‰. Das Einzugsgebiet umfasst 534 km², wobei der größte Flächenanteil (82 %) zu Nordrhein-Westfalen gehört. Das Umland besteht aus Ackerflächen (57 %), Wald (26 %) und Grünland (8 %) sowie zu 9 % aus anderen Nutzflächen (Sönnichsen & Schackers 2015). Die Emmer ist im Wesentlichen dem Fließgewässertyp 9.1 „Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ zugeordnet, lediglich der Oberlauf gehört zum Typ 7 „Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche“ (LAWA 2003). Nach fischereibiologischer Zonierung entspricht die Emmer überwiegend der Äschenregion (Hyporhithral), der Oberlauf wird als Forellenregion (Epi- und Metarhithral) benannt (MKULNV 2007a). Die potentiell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) wird durch die Leitarten Äsche, Bachforelle, Koppe, Elritze und Bachschmerle sowie teilweise auch Aal und Döbel geprägt (LAVES 2016, MKULNV 2007b).

Der niedersächsische Gewässerabschnitt ist nach einer aktuellen Detailstrukturkartierung überwiegend als stark bis sehr stark verändert eingestuft (NLWKN 2015). Neben einem Mangel an natürlicher Strukturvielfalt durch die Begradigung des Gewässerlaufs und den Uferverbau sind die fehlende ökologische Durchgängigkeit sowie diffuse Nährstoff- und Feinsedimenteinträge als Hauptdefizite benannt (Sönnichsen & Schackers 2015). Aufgrund der starken strukturellen Abweichungen von den natürlichen Gegebenheiten ist der Wasserkörper als „erheblich verändert“ (HMWB – heavily modified waterbody) kategorisiert (NLWKN 2012). Die aktuelle Gesamtbewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie ergab ein „mäßiges ökologisches Potential“ (FGG Weser 2016). Auch die Bewertung des ökologischen Potentials anhand der Fischfauna führte zur Einstufung „mäßig“ (FGG Weser 2016). Der Flusslauf von der Landesgrenze abwärts bis zur Mündung in die Weser ist als FFH-Gebiet (Nr. 113 „Emmer“) und Naturschutzgebiet (NSG HA 171 „Emmerthal“) ausgewiesen, weitere Flächen der Aue sind Landschaftsschutzgebiet (LSG HM 021 „Emmerthal“).

Bei Schieder-Schwalenberg in Nordrhein-Westfalen wurde Ende der 1970er Jahre eine Talsperre angelegt, die seit 1983 in Betrieb ist und die Emmer zu einem See mit einer Fläche von etwa 90 ha anstaut (Schiedersee). Neben dem Hochwasserschutz für die unterhalb gelegenen Ortschaften wurde mit der Talsperre auch das Ziel der Freizeitnutzung und Tourismusförderung verfolgt. Für das Fließgewässersystem hatte die Anlage des Stausees jedoch weitreichende negative Auswirkungen, wie die Unterbrechung der longitudinalen Durchgängigkeit, Veränderungen der Abfluss- und Strömungsverhältnisse sowie des Geschiebetransports, der physikalisch-chemischen Eigenschaften und der Biozöosen. Im See selber führen eine längere Verweildauer des Wassers (je nach Wasserführung zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen) und hohe Nährstoffgehalte insbesondere im Sommer zu einer massiven Phytoplanktonentwicklung und einer damit einhergehenden starken Wassertrübung sowie einer Erhöhung des pH-Werts (Landesumweltamt NRW 2000). Zusätzlich erwärmt sich das Wasser bei der Passage durch den See um bis zu 3°C (Landesumweltamt NRW 2000). Dementsprechend veränderte sich auch die ursprüngliche Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft. Im Schiedersee und im oberhalb angrenzenden Fließgewässerabschnitt entwickelten sich hohe Cyprinidenbestände. Vor

allem Rotaugen, Brassen und Döbel, aber auch Hechte und Barsche erreichten zeitweise hohe Bestandsstärken (Späh 1998).

Unterhalb des Sees setzen sich die negativen Auswirkungen des Aufstaus fort. Das erwärmte, phytoplankton- und schwebstoffreiche Wasser gelangt über den Abfluss des Sees in die Emmer. Dort wird das mitgeführte Phytoplankton aufgrund der Strömung mechanisch zerschlagen, wobei Eiweißstoffe freigesetzt werden, was sich oftmals durch Schaumbildung auf der Wasseroberfläche zeigt. Das abgestorbene Phytoplankton sinkt nach und nach ab, legt sich flächendeckend als dünne Schlammschicht auf das Substrat und setzt somit das Kieslückensystem der Emmer zu, wodurch dieses als Laichsubstrat für Salmoniden nicht mehr geeignet ist. Der Abbau organischer Substanzen kann zu Sauerstoffzehrung in den oberen Substratschichten führen, was sich insbesondere negativ auf die Eientwicklung der Salmoniden auswirkt. Beim Absterben des Phytoplanktons im Spätsommer kann es bereits im Stausee infolge von Abbauprozessen zu einer starken Sauerstoffzehrung kommen. Gelangt dieses sauerstoffarme, schwebstoffreiche Wasser unterhalb des Stausees in die Emmer, können sich dort die negativen Effekte auf den Sauerstoffhaushalt noch verstärken. Die erhöhten Nährstoffgehalte und Wassertemperaturen unterhalb des Schiedersees führen außerdem zu einem starken Bewuchs mit fädigen Grünalgen, die das Substrat der Emmer über weite Bereiche nahezu vollständig bedecken (Späh 1998). Nach der Vegetationszeit setzen die abgestorbenen Grünalgenreste zusätzlich das Kieslückensystem zu. Diese hinsichtlich einer erfolgreichen Reproduktion der Salmoniden insgesamt ungünstigen Voraussetzungen resultierten in einem starken Bestandsrückgang bei der Äsche seit Ende der 1980er Jahre (Späh 1998). Durch Verdriftung gelangen auch Cypriniden, Barsche und Hechte aus dem See in die Fließstrecke unterhalb der Talsperre. Dies führte zu erheblichen Veränderungen der gewässertypischen Fischartengemeinschaft und durch die Prädation der Raubfische war von einer zusätzlichen Schädigung der Salmonidenbestände auszugehen (Späh 1998). Die negativen Auswirkungen der Talsperre auf die Fischfauna spiegeln sich auch in den Fangstatistiken der niedersächsischen Fischereivereine wider. Hier zeigten sich seit Ende der 1980er Jahre bis 1996 starke Abnahmen der Fangerträge bei Äsche und zeitweise auch Bachforelle sowie deutliche Zunahmen bei Hecht und Barsch (Späh 1998).

Um die negativen Effekte der Talsperre auf das Fließgewässersystem zu reduzieren und den Flusslauf vom See zu trennen, wurde entlang des Schiedersees im Jahr 2012 mit dem Bau einer Umflut begonnen. Damit werden insbesondere die Ziele verfolgt, die ökologische Durchgängigkeit der Emmer wiederherzustellen, die Gewässergüte unterhalb des Sees zu verbessern und die weitere Verlandung des Sees durch den Sedimenteintrag aus dem Fließgewässer zu verhindern. Im Juni 2015 wurde diese Umleitung in Betrieb genommen, wodurch bis zu 50 m³/s Wasser am Stausee vorbei geführt werden, nur höhere Abflüsse schlagen in den See ab (Sönnichsen & Schackers 2015).

Zur Dokumentation der Auswirkungen der Schiedersee-Umflut auf den unterhalb liegenden Flussabschnitt wurde in Niedersachsen ein Untersuchungsprogramm biologischer und physikalisch-chemischer Parameter konzipiert. In diesem Zusammenhang begann das Dezernat Binnenfischerei des LAVES im September 2016 mit einem fischereilichen Monitoring. Ziel der Untersuchung ist die Erfassung und Dokumentation der Entwicklung der Fischfauna, insbesondere des Äschenbestands, im niedersächsischen Abschnitt der Emmer.

Vor dem Hintergrund des starken Bestandsrückgangs der Äsche und einer damit verbundenen Genehmigung zum Abschuss von Kormoranen im Naturschutzgebiet „Emmerthal“ in Niedersachsen wurden bereits im Zeitraum 2005–2014 regelmäßige fischereiliche Kontrolluntersuchungen in der Emmer durchgeführt. Die erhobenen Daten ermöglichen eine Darstellung der Langzeitentwicklung der Fischfauna sowie einen Vergleich der Situation vor und nach der Inbetriebnahme der Schiedersee-Umflut.

Der vorliegende Bericht umfasst die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings in der niedersächsischen Emmer aus dem Jahr 2017 und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna des Gewässers unter besonderer Berücksichtigung der Äschenpopulation.

2 Untersuchungsgebiet

Die fischereilichen Untersuchungen fanden im niedersächsischen Abschnitt der Emmer in ausgewählten Strecken zwischen Emmerthal und Bad Pyrmont im Zeitraum 18.–20.09.2017 statt. Je nach eingesetzter Befischungsmethode variierten die einzelnen Streckenlängen zwischen 60 und 588 m. Detaillierte Angaben zu den Befischungsstrecken und zur Lage der Startpunkte sind Tab. 1 und Abb. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Befischungsstrecken in der niedersächsischen Emmer zwischen Bad Pyrmont und Emmerthal im Jahr 2017 (geographische Koordinaten in German Grid, Potsdam Datum).

Streckenbezeichnung	R-Wert Start	H-Wert Start	Länge [m]	Methodik
W2: Emmerthal II	3525379	5767370	65	watend, stromauf, gesamte Breite
W5: Hämelschenburg II	3524339	5766616	80	watend, stromauf, gesamte Breite
W7: Amelgatzen I	3523852	5764295	140	watend, stromauf, gesamte Breite
W9: Welsede I	3523301	5763457	60	watend, stromauf, gesamte Breite
BW5: Thal I, Rausche unter Brücke	3521434	5761662	100	watend + Boot, stromauf + -ab, gesamte Breite
B2: Löwensen II, ober- und unterhalb Steinbrücke	3519456	5760977	290	Boot, stromab, Mitte + Ufer links
B7: Thal III, Solitärweide bis Steinbruch	3521207	5761420	325	Boot, stromauf, Ufer links
B9: Thal V, Steinbruch bis Brücke Thal	3520992	5761189	560	Boot, selektiv, stromab, Mitte + Ufer rechts
B11: Thal VII, unterhalb Brücke bis Rausche Ortsende	3521461	5761701	588	Boot, selektiv, stromab, Mitte
Gesamtstrecke			2.208	

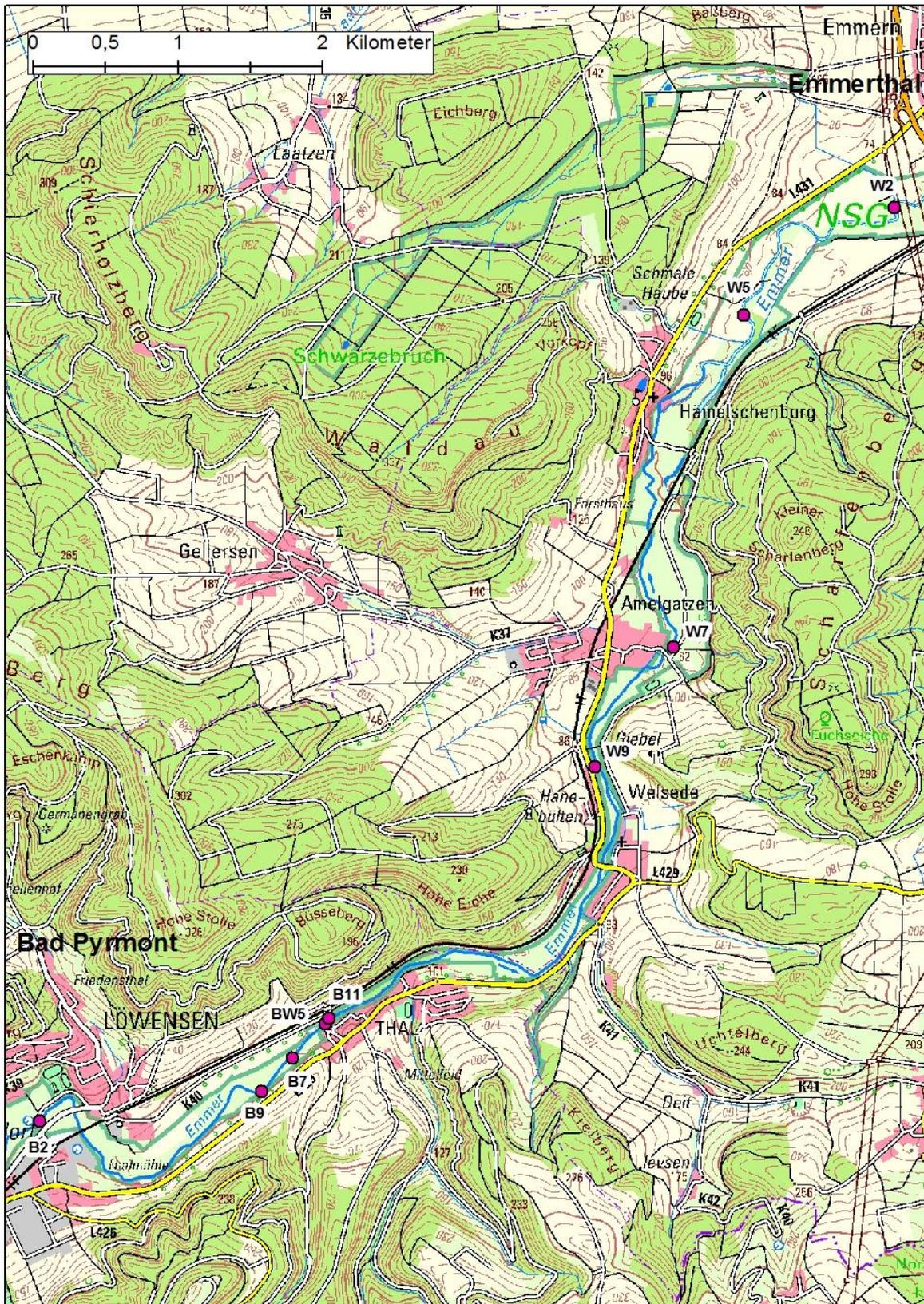


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebiets mit Lage der Startpunkte (pink) und Bezeichnung der Befischungstrecken in der Emmer (Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2015 ).

3 Methodik

3.1 Befischungen

Die Erfassung des Fischbestands in den zu untersuchenden Gewässerabschnitten erfolgte mittels Elektrofischerei. In flachen Bereichen (Befischungstrecken W2, W5, W7, W9) wurde stromauf wadend über die gesamte Gewässerbreite gefischt, wobei parallel zwei tragbare Elektrofischereigeräte (Impulsstromgeräte Deka 3000, Firma Mühlenbein) zum Einsatz kamen. Die Spannung betrug 350 V, die Stromstärke lag bei 4 A. Die Anodenkescher waren mit Netzen der Maschenweite 6 mm versehen. In tieferen Gewässerstrecken wurden die Untersuchungen von einem Arbeitsboot aus durchgeführt, wobei ein motorbetriebenes Elektrofischereigerät (DEKA 7000, Firma Mühlenbein) mit zwei Fanganoden eingesetzt wurde. Es wurde Gleichstrom verwendet, wobei die Spannung 200–300 V betrug und die Stromstärke bei 9-10 A lag. Die Maschenweite der Anodenkescher betrug 6 mm. Auf zwei Strecken (B9 und B11) wurde die Stromrinne bzw. Gewässermitteln mit dem Boot stromab treibend befischt, um selektiv größere Salmoniden zu fangen. In der Strecke B7 wurde das linke Ufer vom Boot aus stromauf befischt, wobei das Boot von zwei Personen geschoben wurde. Auf der Strecke BW5 wurde eine kombinierte Boot-Wadefischung durchgeführt. Dafür wurde das Boot zunächst stromauf geschoben, während die Anodenführer vorauswadend die Befischung über die gesamte Gewässerbreite ausführten. Zusätzlich wurde ein tiefer, stark durchströmter Bereich auf der linken Uferseite unter der Brücke stromab treibend befischt. Während der Wadefischungen wurden die erfassten Fische unmittelbar im Kescher auf Artniveau bestimmt und mit Hilfe einer am Kescherbügel angebrachten Skala vermessen (Totallänge auf 0,5 cm „below“, Aale in 5 cm Klassen). Bei den Bootsbefischungen wurden die gefangenen Fische zunächst in belüfteten Wannen zwischengehalten und unmittelbar nach Beendigung der Befischung bestimmt, vermessen und wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Fische, die während der Befischung gesichtet, jedoch nicht mit den Keschern aufgenommen werden konnten, wurden mit geschätzter Länge berücksichtigt, sofern sich die Art eindeutig identifizieren ließ.

3.2 Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter

An jeder Befischungstrecke wurden hydromorphologische Parameter wie beispielsweise Gewässerbreite, Wassertiefe, Strömungsverhältnisse, Sohlsubstrat, Uferstrukturen und Pflanzenbewuchs standardisiert erfasst. Zusätzlich erfolgte die Messung der chemisch-physikalischen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit. Die Angaben und Messwerte sind in Tab. A 1 im Anhang aufgeführt.

Darüber hinaus wurden die monatlichen Messwerte verschiedener chemisch-physikalischer Parameter an der Gütemessstelle in Emmern für das Jahr 2017 beim NLWKN abgefragt. Die Daten sind im Anhang in Tab. A 2 dargestellt.

3.3 Datenauswertung

Zur Vergleichbarkeit der Fänge der verschiedenen Befischungstrecken wurde die Bestandsdichte (Abundanz) jeweils auf 100 m² Fläche bezogen, unter Berücksichtigung einer effektiven Erfassungsbreite von 2 m (\cong 1 m je Anode). Abweichend davon erfolgte die Berechnung der Befischungsflächen bei den selektiven Befischungen stromab (Strecken Nr. B9 und B11) über die Anzahl an Dips (Eintauchen der Anode), wobei je Dip eine Fläche von 1 m² berücksichtigt wurde.

Die Biomasse von Äsche und Bachforelle wurde aus der ermittelten Bestandsdichte und dem durchschnittlichen Gewicht der jeweiligen Art bestimmt. Da bei den aktuellen Befischungen die Masse der Fische nicht aufgenommen wurde, erfolgte die Berechnung des Durchschnittsgewichts über die mittlere Totallänge der gefangenen Individuen sowie über Längengewichts-Regressionen früherer Befischungsdaten (WRRL-Monitoring 2001–2002) aus der Emmer (Äsche: $y = 0,0065 x^{3,1191}$; Bachforelle: $y = 0,0154 x^{2,9299}$).

Fischarten mit ähnlichen Habitatansprüchen, Reproduktionsstrategien oder Ernährungsweisen wurden in sog. ökologische Gilden zusammengefasst. Aus dem Vorkommen oder Fehlen und aus den relativen Anteilen bestimmter Gilden können wichtige Rückschlüsse auf die Situation der Fischbestände und den Zustand des Gewässersystems gezogen werden.

4 Ergebnisdarstellung

4.1 Artenspektrum im Gesamtfang

In der Emmer wurden im Jahr 2017 insgesamt 14 Fischarten nachgewiesen (Tab. 2).

Tab. 2: Nachgewiesenes Fischartenspektrum in der Emmer im Jahr 2017.

Art	Wissenschaftlicher Name
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Koppe	<i>Cottus gobio</i>
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Gesamtartenzahl	14

4.2 Zusammensetzung des Gesamtfangs

Im Jahr 2017 wurden in der Emmer insgesamt 1.832 Individuen auf einer Gesamtstrecke von 2.208 m bzw. einer Gesamtbefischungsfläche von 2.609 m² gefangen. Dies entspricht einer Dichte von knapp 83 Individuen / 100 m bzw. 70 Individuen / 100 m². Die dominierenden Fischarten mit Fanganteilen > 10 % waren Koppe (40,9 %) und Elritze (34,8 %) (Abb. 2). Deutlich geringere Anteile wiesen Bachforelle (5,2 %), Dreistachliger Stichling (5,2 %), Rotaugen (4,7 %), Äsche (3,3 %) und Schmerle (2,2 %) auf. Alle übrigen Arten waren nur mit ≤ 2 % im Fang vertreten. Eine Übersicht zum Gesamtfang der Emmer (Fanganzahl, Fanganteil und Abundanz) im Jahr 2017 gibt Tab. A 3 im Anhang.

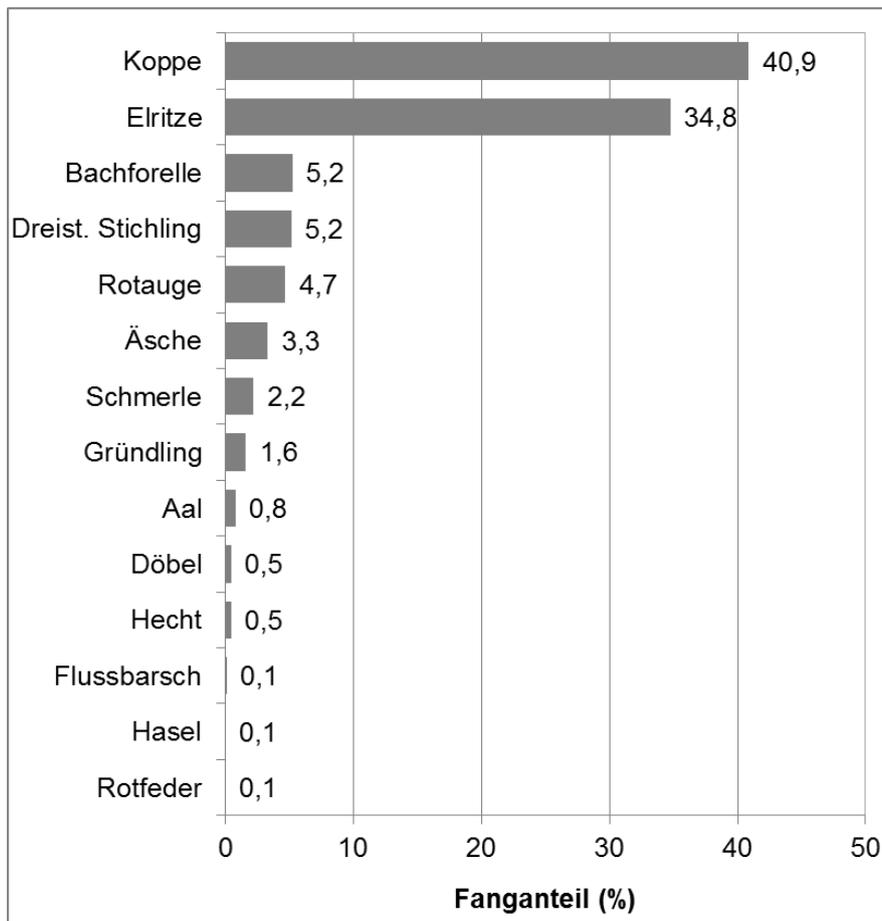


Abb. 2: Fanganteile der Fischarten der Emmer im Untersuchungsjahr 2017 (n = 1.832).

4.3 Fangergebnisse der Befischungstrecken

Die gefangenen Fische waren nicht gleichmäßig im Untersuchungsgebiet verteilt. Vielmehr zeigte ein Vergleich der Fischbestandsdichten der einzelnen Befischungstrecken teilweise deutliche Unterschiede auf (Abb. 3). Die Watbefischungstrecken (W2–W9, BW5) wiesen dabei mit 92–240 Individuen / 100 m² generell höhere Bestandsdichten auf als die Bootbefischungstrecken (B2–B11) mit 17–63 Individuen / 100 m². Dies stand in Verbindung mit einer hohen Anzahl an Koppen und Elritzen in den Fängen der Watfischerei (Tab. A 4 und Tab. A 5 im Anhang). Aber auch zwischen den einzelnen Wat- bzw. Bootsbefischungstrecken ergaben sich teilweise Unterschiede in den Bestandsdichten.

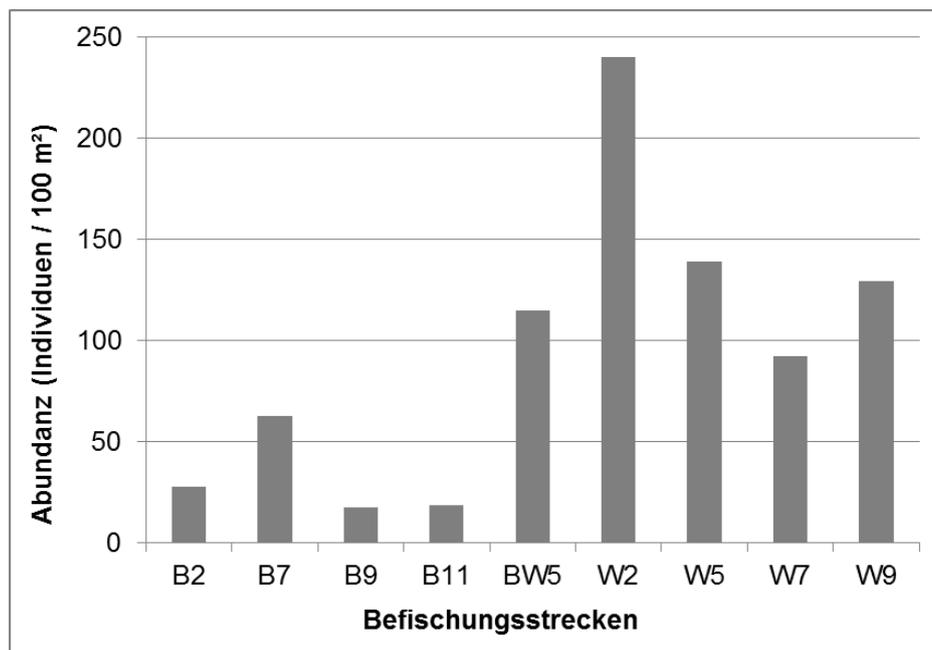


Abb. 3: Abundanz (Individuen / 100 m²) in den Befischungstrecken der Emmer im Jahr 2017.

4.4 Biomassen der Fischarten Äsche und Bachforelle

Unter Berücksichtigung aller Befischungstrecken wurden in der aktuellen Untersuchung auf einer Fläche von 2.609 m² bzw. 0,26 ha insgesamt 61 Äschen und 96 Bachforellen gefangen (siehe Tab. A 4 im Anhang). Die mittlere Totallänge aller Individuen betrug bei der Äsche 17,04 cm, bei der Bachforelle 14,68 cm. Über die Längen-Gewichts-Regressionen früherer Untersuchungen (siehe Kapitel 3.3) wurde eine mittlere Stückmasse von 45,08 g für die Äsche und 40,36 g für die Bachforelle berechnet. Daraus ergeben sich ein Gesamtfang von 2,75 kg für die Äsche und 3,87 kg für die Bachforelle bzw. ein Äschenbestand von 10,5 kg / ha und ein Bachforellenbestand von 14,9 kg / ha.

4.5 Ökologische Gilden

Die Einteilung der im Jahr 2017 in der Emmer nachgewiesenen 14 Fischarten in ökologische Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise zeigt Tab. 3.

Bezüglich der Habitatsprüche dominierten acht Arten mit einer ausgeprägten Strömungspräferenz (rheophil A + B). Es folgten fünf indifferente Arten, die anpassungsfähig sind und keine spezifischen Anforderungen an ihren Lebensraum stellen. Nur eine nachgewiesene Art bevorzugt stehende Gewässer (stagnophil).

Hinsichtlich des Reproduktionstyps gelten fünf der nachgewiesenen Arten als lithophil (Kieslaicher), zwei weitere als phyto-lithophil (fakultative Pflanzenlaicher). Drei Arten werden als reine Pflanzenlaicher (phytophil) eingestuft und zwei Arten bevorzugen Sand als Laichsubstrat (psammophil). Weitere zwei Arten haben eine speziellere Fortpflanzungsweise (speleophil, marin).

Bei den Ernährungsgilden waren fünf omnivore Arten vertreten, die keine definierte Nahrungspräferenz aufweisen. Invertivore Fischarten, die sich von Wirbellosen ernähren, waren ebenfalls mit einer Anzahl von fünf vertreten. Drei weitere Arten werden als inverti-piscivor (fakultative Fischfresser) bezeichnet, eine Art gilt als reiner Fischfresser (piscivor).

Tab. 3: Einteilung der im Jahr 2017 nachgewiesenen Fischarten der Emmer in ökologische Gilden (nach Dußling 2009 und Schiemer & Waidbacher 1992).

Art	Ökologische Gilden		
	Habitatpräferenz	Reproduktionstyp	Ernährungsweise
Aal	indifferent	marin	inverti-piscivor
Äsche	rheophil A	lithophil	invertivor
Bachforelle	rheophil A	lithophil	inverti-piscivor
Döbel	rheophil B	lithophil	omnivor
Dreist. Stichling	indifferent	phytophil	omnivor
Elritze	rheophil A	lithophil	invertivor
Flussbarsch	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor
Gründling	rheophil B	psammophil	invertivor
Hasel	rheophil A	lithophil	omnivor
Hecht	indifferent	phytophil	piscivor
Koppe	rheophil A	speleophil	invertivor
Rotaugen	indifferent	phyto-lithophil	omnivor
Rotfeder	stagnophil	phytophil	omnivor
Schmerle	rheophil A	psammophil	invertivor

Habitat - indifferent: keine spezifische Habitatpräferenz; stagnophil: Stillgewässer bevorzugend; rheophil A: ausgeprägte Strömungspräferenz aller Altersstadien; rheophil B: ausgeprägte Strömungspräferenz nicht in allen Altersstadien.

Reproduktion – marin: im Meer laichend; lithophil: Kieslaicher; phytophil: Pflanzenlaicher; phyto-lithophil: fakultative Pflanzenlaicher, können auf Hartsubstrate ausweichen; psammophil: Sandlaicher; speleophil: in Höhlen laichend.

Ernährung – piscivor: Fischfresser; invertivor: Wirbellose fressend; inverti-piscivor: nicht obligat Fisch fressend, Ernährung auch von Wirbellosen; omnivor: Allesfresser, keine definierte Nahrungspräferenz.

Bei Einteilung des erzielten Gesamtfangs des Jahres 2017 (n = 1.832 Individuen) in ökologische Gilden dominierten bezüglich der Habitatpräferenz die rheophilen Fischarten (rheophil A + B) mit insgesamt 88,6 %, während indifferente Arten nur einen Fanganteil von 11,3 % aufwiesen und Stagnophile lediglich mit 0,1 % vorkamen (Abb. 4).

Bei den Ernährungsgilden überwogen die invertivoren Arten mit 82,9 %. Omnivore kamen mit 10,5 % vor und inverti-piscivore Arten bildeten einen Fanganteil von 6,2 %. Der Anteil piscivorer Arten betrug lediglich 0,5 %.

Bei den Reproduktionsgilden bildeten die lithophilen Fischarten mit 43,9 % den größten Fanganteil, gefolgt von der speleophilen Koppe mit 40,9 %. Wesentlich geringere Anteile am Gesamtfang wiesen phytophile (5,7 %), phyto-lithophile (4,8 %) und psammophile (3,9 %) Fischarten auf. Der Aal (marine Fortpflanzung) war nur mit 0,8 % vertreten.

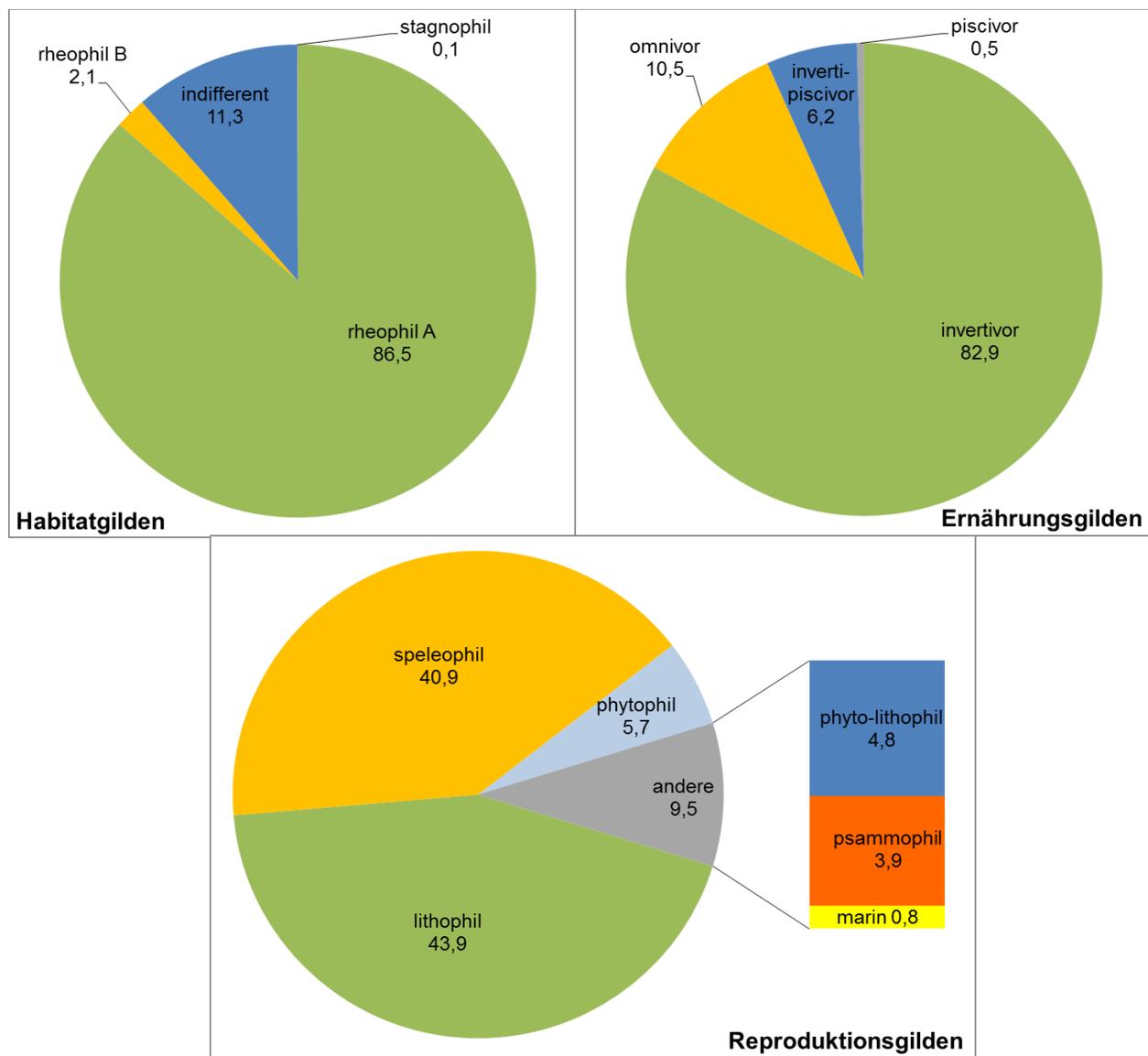


Abb. 4: Relative Anteile [%] der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Ernährungsweise und Reproduktionstyp im Gesamtfang der Emmer im Jahr 2017 (n = 1.832 Individuen).

4.6 Längenhäufigkeitsverteilung ausgewählter Fischarten

Das nachgewiesene Längenspektrum bei der **Koppe** umfasst mehrere Jahrgänge und alle Altersstadien, wobei die einzelnen Kohorten der juvenilen, subadulten und adulten Individuen jedoch nicht eindeutig voneinander abzugrenzen sind (Abb. 5). Die Jungfische des Jahres 2017 (Altersklasse 0+) sind der Länge von etwa 1–3 cm zuzuordnen, während die Subadulten (Altersklasse 1+) den Längenbereich von ca. 4–5 cm bilden. Bei den Adulten existieren vermutlich mindestens zwei Jahrgänge in der Längenklasse von 6–10 cm.

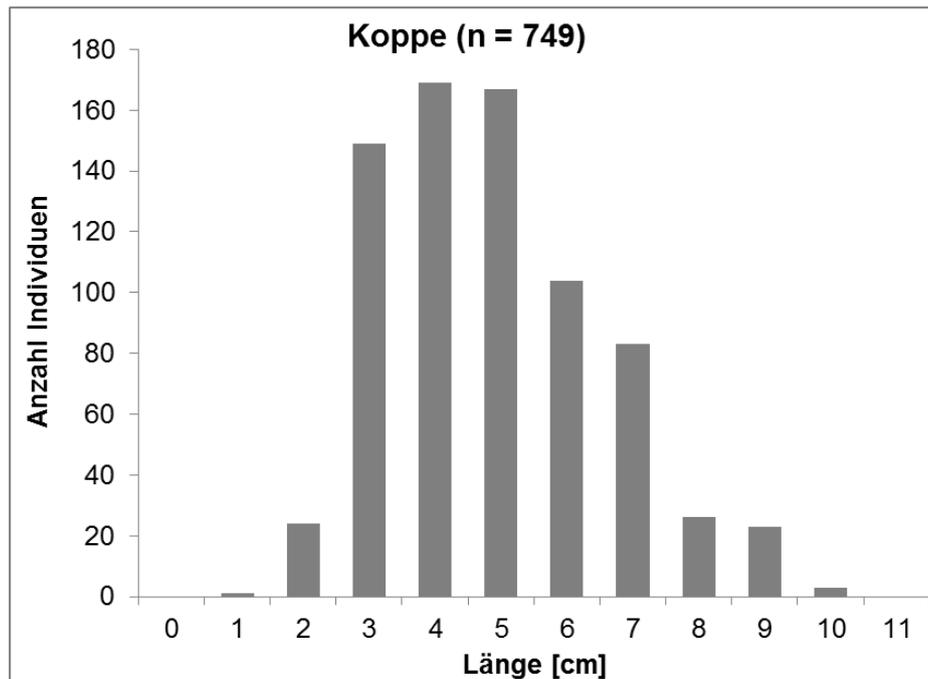


Abb. 5: Längenhäufigkeitsverteilung der Koppe im Fang der Emmer 2017.

Die **Elritze** zeigt einen mehrjährigen Populationsaufbau mit allen Altersstadien, wobei die einzelnen Kohorten jedoch nicht immer eindeutig erkennbar sind (Abb. 6). So weisen die Jungfische des Jahres eine Länge von etwa 1–2 cm auf, während Individuen mit ca. 3–4 cm den Subadulten (Altersgruppe 1+) zuzuordnen sind. Adulte Elritzen sind mit Totallängen von etwa 5–10 cm vertreten, wobei es sich vermutlich um zwei bis drei Jahrgänge handelt.

Das Längenspektrum der **Bachforelle** umfasst juvenile, subadulte und adulte Altersstadien, weist jedoch auch deutliche Bestandslücken auf. Die Jungfische des Jahres sind mit einer Länge von ca. 6–12 cm vertreten (Abb. 7). Es folgen Subadulte im Bereich von etwa 13–23 cm Länge, wobei hier aufgrund geringer Stückzahlen und fehlender Längenklassen keine Kohorten abgrenzbar sind. Zwischen 24–46 cm zeigen sich wenige adulte Bachforellen, einzelne Jahrgänge lassen sich jedoch hier aufgrund geringer Individuenzahlen nicht differenzieren.

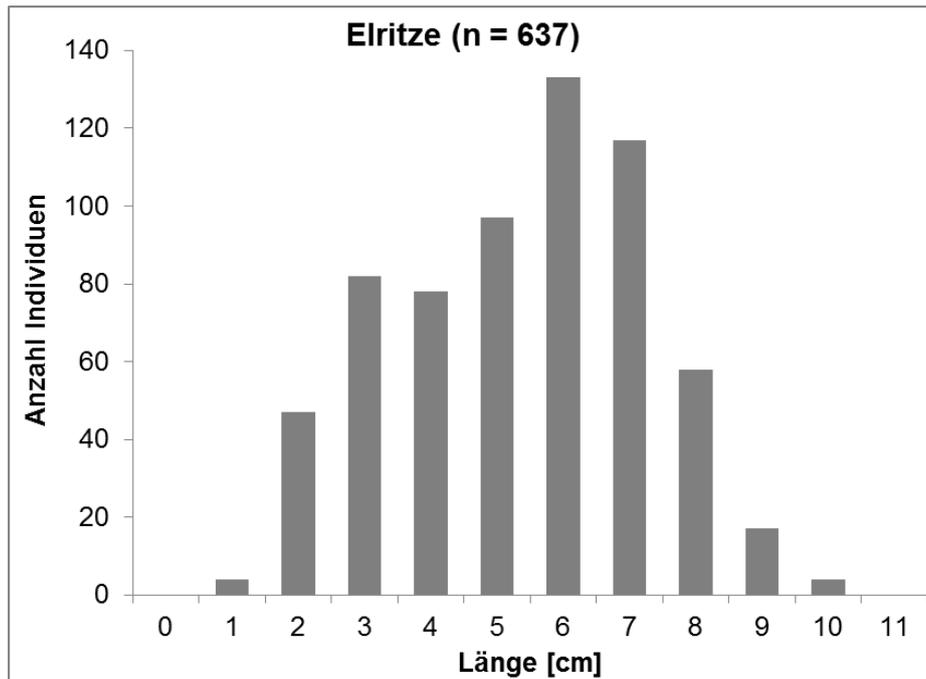


Abb. 6: Längenhäufigkeitsverteilung der Elritze im Fang der Emmer 2017.

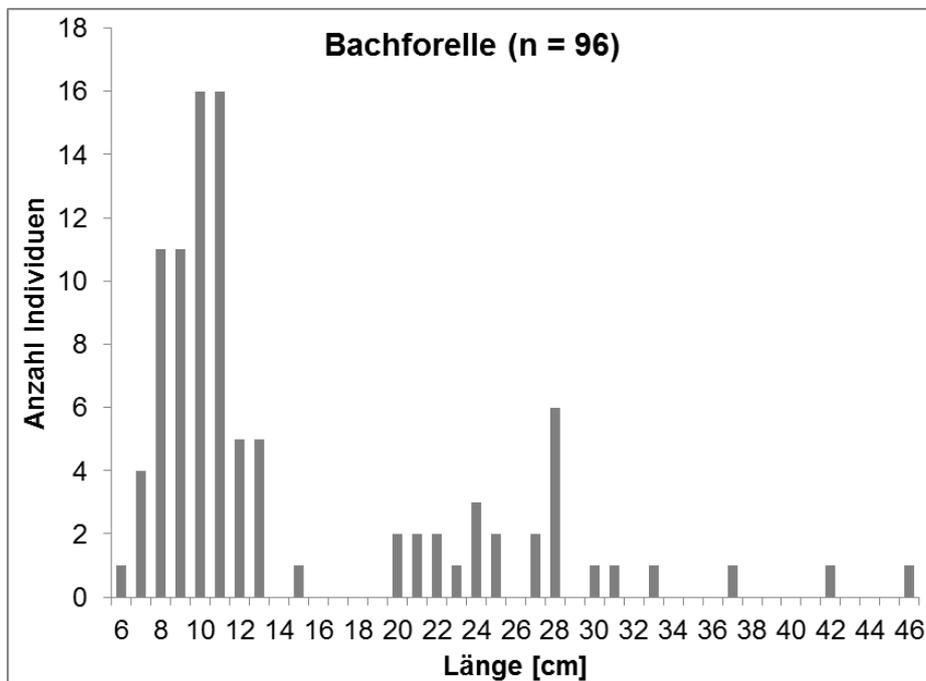


Abb. 7: Längenhäufigkeitsverteilung der Bachforelle im Fang der Emmer 2017.

Die Längenhäufigkeitsverteilung der **Äsche** verdeutlicht, dass in der aktuellen Untersuchung lediglich Individuen mit einer Totallänge von 14–19 cm nachgewiesen wurden (Abb. 8). Hierbei handelt es sich offensichtlich um eine Kohorte, wobei von einsömmerigen Fischen (Altersgruppe 0+) auszugehen ist. Subadulte und adulte Jahrgänge waren dagegen nicht vertreten.

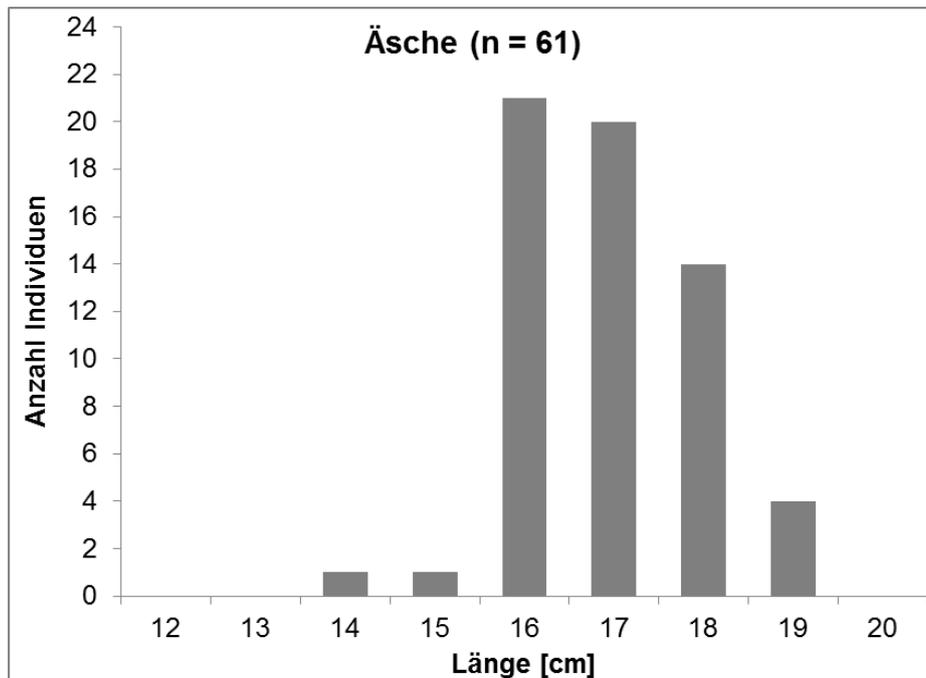


Abb. 8: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche im Fang der Emmer 2017.

5 Diskussion

5.1 Die Situation des Fischbestands in der Emmer

5.1.1 Artenspektrum und Abundanz - Vergleich zum Jahr 2016

Bei Gegenüberstellung der aktuellen Befischungsergebnisse mit den Untersuchungen des Jahres 2016 (von Dassel-Scharf 2017) waren keine wesentlichen Veränderungen zu verzeichnen. Im Vergleich zum Vorjahr fehlten im nachgewiesenen Fischartenspektrum des Jahres 2017 lediglich die Arten Moderlieschen und Zander. Dabei handelt es sich allerdings um Arten, die nicht zur Referenzfischfauna (potenziell natürliche Fischfauna) der Emmer gehören und somit unter natürlichen Gegebenheiten bzw. bei gutem hydromorphologischen Zustand des Fließgewässers hier kaum zu erwarten wären. Es ist anzunehmen, dass beide Arten gelegentlich aus dem Schiedersee in die unterhalb liegenden Flussabschnitte eindringen, wo sie in den Staubereichen geeignete Habitate vorfinden können.

Auch die prozentualen Fanganteile der verschiedenen Fischarten waren in beiden Untersuchungsjahren relativ ähnlich. Insbesondere ist hier die deutliche Dominanz von Koppe und Elritze hervorzuheben. Dagegen waren Aal, Äsche, Bachforelle, Döbel, Hasel und Schmerle in beiden Jahren stark unterrepräsentiert. Der Aal ist in ganz Europa von einem drastischen Bestandsrückgang betroffen, wobei zahlreiche Faktoren sowohl in Binnengewässern als auch in der marinen Lebensphase als Ursache in Betracht kommen. Das derzeitige Vorkommen in der Emmer ist ausschließlich auf Besatz zurückzuführen, da eine natürliche Einwanderung aufgrund der ungenügenden ökologischen Durchgängigkeit des Gewässersystems nicht möglich ist. Bei der Äsche ist der insgesamt sehr kleine (Laich-) Fischbestand aufgrund der Biologie der Art (Frühjahrs-laicher, geringer Strukturbezug) in besonderem Maße durch die Prädation des Kormorans gefährdet. Darüber hinaus ist auch die Beeinträchtigung der Laichhabitats als Faktor für die geringe Bestandsgröße der Äsche anzusehen. Bezüglich der geringen Individuenzahlen der Bachforelle werden ebenfalls ungenügende Laichhabitats als eine Ursache angenommen. Maßgeblichen Einfluss auf die Bestandsgröße hat aber wahrscheinlich auch hier der Prädationsdruck des Kormorans, der vermutlich ebenso eine potentielle Ursache für die erheblichen Defizite in der Abundanz der rheophilen Cypriniden Döbel und Hasel ist. Hinsichtlich des geringen Bestands der Schmerle gibt es keine eindeutigen Hinweise, eventuell spielt hier aber eine Konkurrenzsituation zur individuenstarken Koppenpopulation eine Rolle.

Unterschiede in der Abundanz an den einzelnen Befischungsstrecken waren in beiden Untersuchungsjahren überwiegend auf methodische Gründe zurückzuführen. Dies zeigte sich mit einer insgesamt höheren Abundanz in den Watbefischungsstrecken, welche auf einen hohen Fanganteil an Koppen und teilweise auch Elritzen zurückzuführen war. Insbesondere kleine, bodenorientiert lebende Fische wie die Koppe werden durch bessere Grundsicht bei der Watfischerei leichter erfasst als bei der Befischung vom Boot aus. Andererseits befanden sich gerade in den Strecken der Watfischerei oftmals auch die bevorzugten Habitate der Koppe, flache und hartsubstratreiche Rauschen, wodurch hier entsprechend höhere Individuendichten auftraten.

5.1.2 Biomassen von Äsche und Bachforelle - Vergleich zum Zielbestand

Die aktuellen Biomassen von 10,5 kg / ha für die Äsche und 14,9 kg / ha für die Bachforelle sind insgesamt niedriger als die für das Jahr 2016 bestimmten Werte von 15,3 kg / ha für die Äsche sowie 59,7 kg / ha für die Bachforelle (von Dassel-Scharf 2017). Die Differenz zwischen beiden Jahren beträgt für die Äsche 4,8 kg / ha, für die Bachforelle 44,8 kg / ha. Hauptgrund für die Biomasseunterschiede ist der geringe (Bachforelle) bis fehlende (Äsche) Anteil adulter Individuen im Fang des Jahres 2017 (vgl. Abb. 7 und Abb. 8). Ursachen hierfür sind jedoch anhand der vorliegenden Daten nicht abzuleiten. Vermutlich waren aber die Laichfische aufgrund der insgesamt höheren Wasserstände im Verlauf des Jahres 2017 weiträumiger im Gewässersystem verteilt und damit schwerer nachzuweisen als im Jahr 2016, wo insbesondere große Individuen oftmals in wenigen tieferen Gewässerabschnitten konzentriert auftraten und dort leichter gefangen werden konnten. Für einen unmittelbaren Rückgang der Laichfischbestände liegen keine belegbaren Daten vor. Auch die aktuellen Jungfischanzahlen bestätigen eine erfolgreiche Reproduktion beider Arten in ähnlichem Umfang wie im Vorjahr, so dass nach wie vor zumindest von kleinen Laichfischbeständen auszugehen ist.

Sowohl für die Äsche als auch für die Bachforelle liegen die errechneten Biomassen in beiden Jahren weit unterhalb der Zielbestandsdichte von jeweils 123 kg / ha in der Emmer (von Dassel-Scharf 2017). Daraus ergeben sich nur sehr geringe Ertragsmöglichkeiten im Rahmen der angelfischereilichen Bewirtschaftung. Eine Überfischung als Ursache für die geringen Biomassen kann ausgeschlossen werden. Vielmehr werden seitens der Fischereivereine Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Arten getroffen. So wurde z. B. für die Äsche vereinsintern ein ganzjähriges Fang- und Entnahmeverbot festgelegt (ASV Bad Pyrmont, H. Gehlmann). Außerdem werden vor allem die Bestände der Bachforelle und teilweise auch die der Äsche regelmäßig durch Besatzmaßnahmen unterstützt. Die geringen Bestandsdichten sind daher vermutlich eher auf eine starke Prädation durch Kormorane, insbesondere auf subadulte Fische, und einen zu geringen natürlichen Reproduktionserfolg der Arten aufgrund beeinträchtigter Laichhabitate zurückzuführen.

5.1.3 Ökologische Gilden

Die relativen Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise entsprechen weitestgehend dem Gewässertyp und der zugehörigen Referenzfischfauna. Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, dass sich die hohen Anteile der dominierenden Gilden (Habitatgilden: rheophil A; Reproduktionsgilden: lithophil, Ernährungsgilden: invertivor) überwiegend aus den Arten Koppe und Elritze zusammensetzen. Die geringen Abundanzen von Äsche und Bachforelle sowie das Fehlen von Wanderarten, die alle rheophil, sowie überwiegend lithophil und invertivor sind, werden durch den hohen Anteil der beiden Kleinfischarten überdeckt. Daher spiegelt die Einteilung der relativen Anteile des Gesamtfangs in ökologische Gilden hier nicht die tatsächlichen Defizite im Fischbestand wider und eignet sich demzufolge nur bedingt zur Beurteilung des Zustands der Fischfauna der Emmer.

5.1.4 Populationsaufbau ausgewählter Arten

Die beiden dominierenden Arten **Koppe** und **Elritze** zeigten jeweils einen lückenlosen, mehrjährigen Populationsaufbau mit dem Vorkommen von juvenilen, subadulten und adulten Altersstadien (vgl. Abb. 5 und Abb. 6). Dies lässt einen regelmäßigen Reproduktionserfolg der Arten erkennen und weist auf intakte Bestandssituationen hin.

Bei der **Bachforelle** kann aufgrund der Präsenz aller Altersstadien grundsätzlich von einer regelmäßigen Rekrutierung ausgegangen werden (vgl. Abb. 7). Da jedoch in der Regel auch ein jährlicher Besatz mit Brütlingen erfolgt, lässt sich der Anteil des natürlichen Aufkommens nicht eindeutig bestimmen, was die Beurteilung der Bestandssituation erschwert. Bei den Subadulten fallen neben sehr geringen Individuenzahlen deutliche Bestandslücken auf, so dass damit offensichtlich ein gestörter Altersaufbau in der Population besteht. Dies kann verschiedene Ursachen haben, die sich jedoch anhand der vorliegenden Daten nicht belegen lassen. Möglicherweise ist die Reproduktion der Bachforellen in den betreffenden Vorjahren weniger erfolgreich gewesen oder die Juvenilen haben sich nicht hinreichend weiterentwickelt bzw. die besetzten Brütlinge hatten eine zu geringe Überlebensrate. Auch die Prädation durch Kormorane kann bezüglich des Defizits an Subadulten eine Rolle spielen. In vielen durch Kormoranprädation beeinflussten Fischbeständen zeigen sich insbesondere Reduktionen der mittleren Längensklassen (Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2000). Bei früheren Untersuchungen in der Emmer waren ebenfalls regelmäßig Lücken oder deutlich verringerte Individuenzahlen im mittleren Längenspektrum des Bestands der Bachforelle nachzuweisen (Matthes 2010, 2011). Gegenwärtig sind auch bei den adulten Bachforellen auffällig wenige Individuen vertreten, so dass sich einzelne Kohorten nicht differenzieren lassen. Da bei den Befischungen des Vorjahres jedoch deutlich höhere Stückzahlen sowie mehrere Jahrgänge bei den Adulten nachgewiesen wurden, ist für 2017 eher von einer geringen Fangeffizienz aufgrund insgesamt höherer Wasserstände auszugehen als von tatsächlich rückläufigen Laichfischbeständen (siehe Kapitel 5.1.2). Grundsätzlich sind aber durch die wiederkehrenden Defizite bei den Subadulten langfristige Auswirkungen auf den Gesamtbestand als wahrscheinlich einzuschätzen.

Bei der **Äsche** wird mit dem Vorkommen von nur einer kleinen Kohorte an Jungfischen sowie dem fehlenden Nachweis subadulter und adulter Jahrgänge (vgl. Abb. 8) insgesamt ein deutlich gestörter Populationsaufbau ersichtlich. Allerdings belegt der aktuelle Nachweis von Jungfischen, dass sich zumindest noch ein kleiner Laichfischbestand im Gewässer befindet. Vermutlich waren die älteren Jahrgänge der Äsche, ähnlich wie die der Bachforelle, aufgrund relativ hoher Wasserstände im Jahr 2017 weiträumiger im Gewässersystem verbreitet und konnten daher in den Untersuchungsstrecken nicht gefangen werden. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Juvenilen um ein natürliches Aufkommen handelt, da unterhalb des Schiedersees zuletzt im Jahr 2014 ein Besatz mit Äschenbrütlingen durchgeführt wurde (Mitteilung des ASV Bad Pyrmont, U. Rosenthal). Ein Eindriften von Besatzfischen aus dem Emmer-Oberlauf ist zwar aufgrund der Schiedersee-Umflut nicht ausgeschlossen, erscheint aber aufgrund der Entfernung und der Anzahl zu überwindender Querbauwerke und Rückstaubereiche eher von untergeordneter Bedeutung und würde wahrscheinlich nur einzelne Individuen betreffen. Lücken im Altersaufbau bis hin zum vollständigen Fehlen subadulter und adulter Äschen wurden bereits in früheren Untersuchungen festgestellt (Matthes 2010, 2011). Dies ließ sich in der Vergangenheit auch nicht durch einen regelmäßigen Besatz mit Brütlingen kompensieren. Als Hauptfaktor für die

Bestandsdefizite ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die Prädation durch den Kormoran aufzuführen. Eine selektive Elimination mittlerer Größenklassen in Äschenbeständen als Auswirkung eines starken Prädationsdrucks durch Kormorane ist auch aus anderen Gewässern bekannt (Baars et al. 2000, 2001). Weitere Gründe für fehlende bzw. stark reduzierte Jahrgänge wie ein geringer Reproduktionserfolg in den betreffenden Jahren oder eine erhöhte Sterblichkeit bei den Larven und Jungfischen durch ungünstige wasserchemische Verhältnisse können ebenfalls grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Auch beeinträchtigte Laichhabitats und die fehlende ökologische Durchgängigkeit des Gewässers können eine geringe oder unregelmäßige Rekrutierung nach sich ziehen.

5.2 Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer

Die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings im Jahr 2017 haben gezeigt, dass die Äsche derzeit nur einen Anteil von 3,3 % des Gesamtfangs in der Emmer ausmachte. Da die Äsche eine Leitart (besonders charakteristische Art) der Referenzfischfauna der Emmer darstellt, wäre ein Fanganteil von mindestens 5 % zu erwarten. Auch die ermittelte Biomasse von 10,5 kg / ha liegt weit unter dem Äschen-Zielbestand von 123 kg / ha für die Emmer (von Dassel-Scharf 2017). Die aktuelle Dichte der Äschenpopulation mit 2,8 Individuen / 100 m bzw. 2,3 Individuen / 100 m² ist ebenfalls als sehr gering einzuschätzen. Vor dem massiven Anstieg der Kormoranbrutpaare in Deutschland seit etwa Mitte der 1990er Jahre (Kohl 2015) wurden für die Äsche in niedersächsischen Gewässern Besiedlungsdichten von 11,6 Individuen / 100 m bzw. 200 Individuen / ha angegeben (Blohm et al. 1994). Die früheren Angaben bezogen auf die Gewässerstrecke entsprechen etwa dem 4-fachen der aktuell ermittelten Individuendichte. Hinsichtlich der flächenbezogenen Angaben muss beachtet werden, dass sich die von Blohm et al. (1994) angegebene Dichte von 200 Individuen / ha auf die Gesamtwasserfläche bezieht, nicht auf die tatsächlich befischte Fläche. Um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, muss daher der aktuelle Fang von 61 Äschen auf die gesamte Wasserfläche der Untersuchungsabschnitte umgerechnet werden. Unter Berücksichtigung einer mittleren Gewässerbreite von 15 m für die Emmer ergibt sich bei der Befischungsstrecke von insgesamt 2.208 m im Jahr 2017 eine Äschendichte von 18,4 Individuen / ha. Damit ist die derzeitige flächenbezogene Bestandsdichte um etwa das 10-fache geringer als in den 1990er Jahren.

Trotz geringer Individuenzahlen und fehlender Altersstufen in der Äschenpopulation sind die Ergebnisse der Bestandserfassungen in den Jahren 2016 und 2017 verglichen mit weiter zurückliegenden Untersuchungen insgesamt als positiv zu werten. So wurden in den letzten beiden Jahren mit 2,76 bzw. 3,05 Individuen / 100 m deutlich höhere Äschendichten ermittelt als mit 0,15–1,32 Individuen / 100 m im gesamten Zeitraum 2005–2014 (Abb. 9). Zwar muss beim Vergleich der Daten berücksichtigt werden, dass teilweise Veränderungen bezüglich der Streckenauswahl und Methodik vorgenommen wurden, dennoch konnten auch in einigen unmittelbar vergleichbaren Befischungsstrecken gegenwärtig höhere Äschenfänge erzielt werden als bei früheren Erfassungen. Auch der Nachweis von Jungfischen, welche höchstwahrscheinlich aus natürlicher Reproduktion stammen (siehe Kapitel 5.1.4), ist ein positives Resultat der letzten beiden Befischungen. Trotz fehlender Fänge adulter Äschen im Jahr 2017 kann daher davon ausgegangen werden, dass sich gegenwärtig zumindest noch ein kleiner Restbestand an Laichfischen in der Emmer befindet.

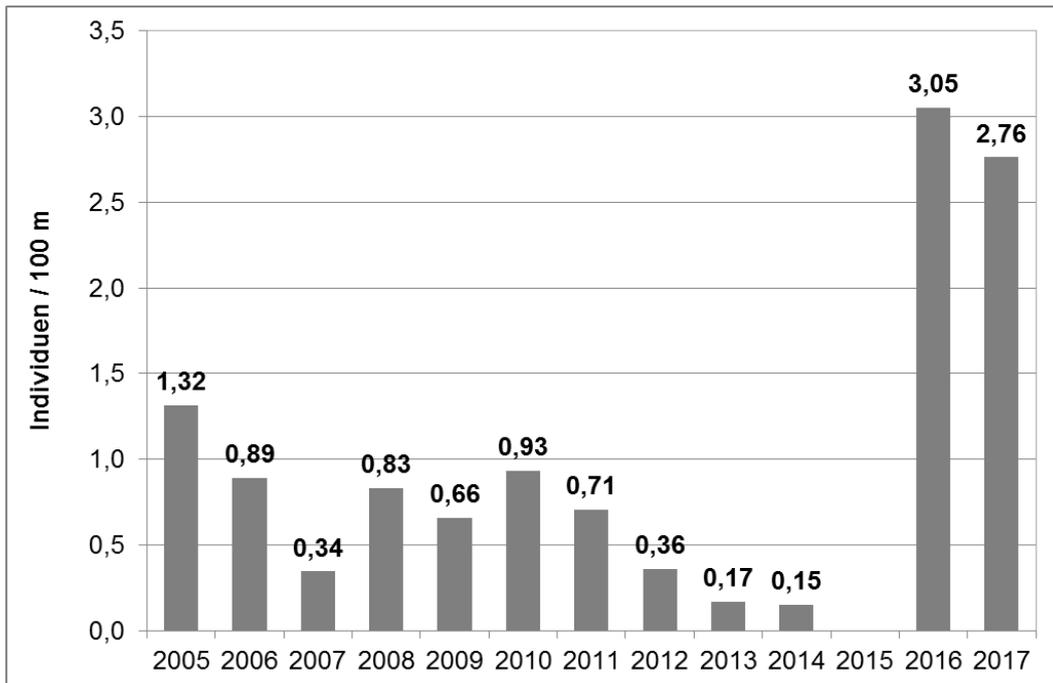


Abb. 9: Bestandsdichten der Äsche (Individuen / 100 m Befischungsstrecke) in der niedersächsischen Emmer im Zeitraum 2005 bis 2017 (Datenquelle: LAVES, Dezernat Binnenfischerei).

Die dargestellten positiven Ergebnisse hinsichtlich der Bestandsdichten und des Reproduktionserfolgs der Äsche sind aber noch nicht einer möglichen Verbesserung des Gewässerzustands durch die Inbetriebnahme der Schiedersee-Umflut zuzuschreiben. Entsprechende Auswirkungen sind erst langfristiger zu erwarten. Auch die Messwerte ausgewählter physikalisch-chemischer Parameter an der Gütemessstelle in Emmern zeigten in den letzten Jahren keine grundlegenden Veränderungen, die auf eine Verbesserung der Gewässergüte hindeuten (siehe: Tab. A 2 im Anhang; von Dassel-Scharf 2017). Vor allem die relativ hohe und stark schwankende elektrische Leitfähigkeit des Wassers spiegelt eine starke stoffliche Belastung der Emmer wider. Die Ursache hierfür sind Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet, insbesondere aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (FGG Weser 2016, Sönnichsen & Schackers 2015, NLWKN 2012). Es ist daher davon auszugehen, dass der Reproduktionserfolg der Äsche nach wie vor durch ungünstige physikalisch-chemische Verhältnisse sowie eine schlechte Laichhabitatqualität aufgrund einer durch Feinsedimente und organische Substanzen kolmatierten Gewässersohle der Emmer (Sönnichsen & Schackers 2015, Scheer & Panckow 2013, Landesumweltamt NRW 2000) stark verringert ist. Besonders in den Jahren mit fehlenden Winterhochwässern, in denen die natürlichen Umlagerungen der Gewässersohle und somit auch das Freispülen des Kieslückensystems ausbleiben, sind vermutlich weite Teile der Substrate der Emmer als Laichhabitate für Salmoniden ungeeignet.

Es ist anzunehmen, dass die vergleichsweise höheren Äschendichten der Untersuchungen in 2016 und 2017 mit einer verminderten Kormoranprädatation in den relativ milden Wintern der letzten drei Jahre zusammenhängen. Möglicherweise konnte dadurch eine größere Anzahl an Äschen das fortpflanzungsfähige Alter erreichen und somit auch eine vermehrte Reproduktion stattfinden. Dennoch weist der nach wie vor deutlich gestörte Altersaufbau des

Äschenbestands (siehe Kapitel 5.1.4) auch weiterhin auf einen starken Einfluss der Kormoranprädation hin. Durch den überwiegend selektiven Prädationsdrucks der Vögel auf die mittleren Größenklassen der Äsche (Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2000, 2001) können die zukünftigen Laichfische stark dezimiert werden. Dies hat zur Folge, dass die Reproduktionsleistung langfristig abnimmt und sich die gesamte Bestandsgröße verringert. In vielen Äschenpopulationen findet trotz abnehmender Laichtieranzahl zunächst noch eine gute Rekrutierung statt, wobei die Jungfische auch während des ersten Sommers gut wachsen, danach aber in der Anzahl stark abnehmen (Baars et al. 2001).

Insgesamt verdeutlichen die aktuellen Untersuchungen, dass sich die Äschenpopulation der Emmer, trotz leicht gestiegener Individuenzahlen und dem Nachweis des natürlichen Reproduktionserfolgs, aufgrund einer sehr geringen Bestandsgröße sowie eines gestörten Altersaufbaus nach wie vor in einem schlechten Erhaltungszustand befindet. Um neben den hydromorphologischen Defiziten des Gewässers, den Feinsedimenteinträgen und der Kormoranprädation weitere negative Einflussfaktoren auf den Äschenbestand besser beurteilen zu können, wäre zukünftig eine engmaschigere Überwachung der chemisch-physikalischen Parameter der Emmer erforderlich. Letztendlich können Maßnahmen zum Schutz und der Erhaltung der Äsche nur nachhaltig wirken, wenn alle Einflüsse hinreichend bekannt sind und entsprechend berücksichtigt werden können.

6 Zusammenfassung

Um negative Auswirkungen der Emmer-Talsperre (Schiedersee) auf das Fließgewässer zu reduzieren, wurde eine Umflut errichtet, die seit Juni 2015 den See vom Flusslauf abtrennt. Vor diesem Hintergrund begann das Dezernat Binnenfischerei des LAVES im Jahr 2016 mit einem fischereilichen Monitoring in der niedersächsischen Emmer. Ziel der Untersuchung ist es, mögliche positive Effekte der Schiedersee-Umflut auf die Fischfauna, insbesondere den Äschenbestand, zu dokumentieren. Der vorliegende Bericht stellt die Monitoring Ergebnisse des Jahres 2017 dar und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna der Emmer.

Der Gesamtfang der Emmer setzte sich aus 14 Fischarten und 1.832 Individuen zusammen. Die dominierenden Arten waren Koppe und Elritze mit Fanganteilen von 41 % bzw. 35 %. Die Äsche wies nur einen Fanganteil von 3,3 % auf, war aber mit einer höheren Abundanz vertreten als in weiter zurückliegenden Untersuchungsjahren. Unterschiede bezüglich der Individuendichten der einzelnen Befischungstrecken waren methodisch begründet oder auf einen hohen Fanganteil der Koppe in deren bevorzugten Habitaten zurückzuführen.

Für Äsche und Bachforelle wurden Biomassen von 10,5 kg / ha bzw. 14,9 kg / ha ermittelt, die jedoch weit unterhalb der für die Emmer angegebenen Zielbestandsdichten dieser Arten von jeweils 123 kg / ha liegen.

Die relativen Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise zeigen zunächst gewässertypische Verhältnisse. Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, dass die dominierenden Gilden zu über 80 % aus den Arten Koppe und Elritze bestehen, welche die geringe Abundanz von Äsche und Bachforelle sowie die fehlenden Wanderarten überdecken. Die Einteilung des Gesamtfangs in ökologische Gilden spiegelt daher kaum die tatsächlichen Defizite im Fischbestand wider und eignet sich nur bedingt zur Bewertung der Situation der Fischfauna der Emmer.

Koppe und Elritze zeigen jeweils einen lückenlosen, mehrjährigen Populationsaufbau, der auf eine intakte Bestandssituation hindeutet. Bei der Bachforelle kann aufgrund der Präsenz aller Altersstadien grundsätzlich von einer regelmäßigen Rekrutierung ausgegangen werden. Da jedoch jährlich auch ein Besatz mit Brütlingen erfolgt, lässt sich der Anteil des natürlichen Aufkommens kaum bestimmen, was die Beurteilung der Bestandssituation erschwert. Ferner treten bei den Subadulten neben geringen Anzahlen auch deutliche Bestandslücken auf. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche zeigt nur eine Kohorte, die den vermutlich aus natürlicher Reproduktion stammenden Jungfischen dieses Jahres zuzuordnen ist. Subadulte und adulte Altersstadien fehlen aktuell dagegen vollständig. Die Bestandslücken bei der Bachforelle und Äsche geben Hinweise auf einen gestörten Altersaufbau, wahrscheinlich bedingt durch einen starken Prädationsdruck des Kormorans.

Obwohl die im Vergleich zu früheren Untersuchungen aktuell höheren Individuenzahlen und der Nachweis der natürlichen Reproduktion insgesamt als positiv zu werten sind, befindet sich die Äschenpopulation in der Emmer aufgrund einer stark dezimierten Bestandsgröße sowie einem gestörten Altersaufbau nach wie vor in einem schlechten Erhaltungszustand.

7 Literatur

- Baars, M., Mathes, E., Stein, H. & Steinhörster, U. (2001): Die Äsche. Neue Brehm Bücherei Bd. 640. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Baars, M., Born, O. & Stein, H. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Bayerns Fischerei + Gewässer, Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 5.
- Blohm, H.-P., Gaumert, D. & Kämmereit, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen, Heft 3, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg).
- Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- FGG Weser (2016): Bewirtschaftungsplan 2015 bis 2021 für die Flussgebietseinheit Weser gemäß §83 WHG.
- Kohl, F. (2015): Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe. Population Development 1970 - 2014. How many Cormorants in Europa? A Documentation of EAA - Europaen Anlgers Alliance. Issue 02.1 EN (www.eaa-europe.org/positions/cormorant.html).
- Landesumweltamt NRW (2000): Gewässergütebericht 2000 – Sonderbericht - „30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen“. – Hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 346 S., Essen.
- LAVES (2016): Potentiell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) für die Emmer, Wasserkörper 10022. LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Stand 2016.
- LAWA (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Matthes, U. (2010): Vermerk zur Emmerelektrobefischung vom 13 bis 14. Juli 2010.
- Matthes, U. (2011): Vermerk zur Emmerelektrobefischung vom 12 bis 13. Juli 2011.
- MKULNV (2007a): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna: Karte der Fischgewässertypen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MKULNV (2007b): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna: Steckbriefe Referenzen, Kapitel 9.6. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW, Mai 2007.
- NLWKN (2015): Detailstrukturkartierung ausgewählter Fließgewässer in Niedersachsen und Bremen – Ergebnisse 2010 bis 2014. Oberirdische Gewässer, Band 38.
- NLWKN (2012): Wasserkörperdatenblatt 10022 Emmer, Stand September 2012. NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim.
- Scheer, C. & Panckow, N. (2013): Feinsedimenteintragsgefährdung in Südostniedersachsen – Untersuchung im Auftrag des NLWKN, 15 S. + Anhang.
- Schiemer, F. & Waidbacher, H (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. - In: Boon, P. J., Calow, P. & Petts, G. J. (eds.): River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd.: 363-382.
- Schwevers, U. & Adam, B. (2003): Zum Einfluss des Kormorans auf Fischbestände der Unteren Eder (Hessen). Fischer & Teichwirt 5: 171–173.

- Sönnichsen, D. & Schackers, B. (2015): Gewässerentwicklungsplan Emmer in Niedersachsen - Erläuterungsbericht. Auftraggeber: Gemeinde Emmerthal und Stadt Bad Pyrmont.
- Späh, H. (1998): Hydrobiologisches Gutachten zur Auswirkung der Emmertalsperre auf die Emmer. Bezirksregierung Detmold (Auftraggeber).
- Von Dassel-Scharf, J. (2017): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisse 2016. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 34 S.

8 Anhang

Tab. A 1: Hydromorphologische Charakteristik und chemisch-physikalische Parameter der Befischungsstrecken in der Emmer 2017.

Befischungsstrecke	Hydromorphologische Charakteristik	T [°C]	O ₂ [mg/l]	pH	Leitfähigkeit [µS/cm]
W2: Emmerthal II	Rausche, geschwungener Flusslauf, 30–50 cm Tiefe, 20 % Makrophyten	12,0	9,7	8,1	679
W5: Hämelschenburg II	Geschwungener Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 50 % Makrophyten	12,0	9,7	8,1	679
W7: Amelgatzen I	Gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 40 % Makrophyten	12,7	10,5	8,2	684
W9: Welsede I	Gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 30 % Makrophyten	12,7	10,5	8,2	684
BW5: Thal I	Rausche, gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 20 % Makrophyten	11,7	9,1	7,9	682
B7: Thal III	Gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 30 % Makrophyten	11,7	9,1	7,9	682
B9: Thal V	Gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Tiefe, 40 % Makrophyten	11,7	9,1	7,9	682
B11: Thal VII	Gestreckter Flusslauf, 100–200 cm Tiefe, 20 % Makrophyten	11,7	9,1	7,9	682
B2: Löwensen II	Geschwungener Flusslauf, Rückstaubereich, 100–200 cm Tiefe, 30 % Makrophyten	11,9	9,5	8,0	659

Tab. A 2: Messwerte ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter an der Gütemessstelle Nr. 45692064 Emmern (Datenquelle: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim, Stand 14.12.2017).

Probenahme-Datum	24.01. 2017	06.02. 2017	20.03. 2017	24.04. 2017	08.05. 2017	14.06. 2017	18.07. 2017	07.08. 2017	04.09. 2017	23.10. 2017	13.11. 2017
Wassertemperatur [°C]	3,1	6,1	9,3	9,6	12,1	16,9	17,6	15,8	14,6	11,6	8,4
pH-Wert	8,2	8,25	8,35	8,45	8,2	8,25	8,15	7,8	8,25	8,05	8,2
Leitfähigkeit [µS/cm]	870	770	700	860	920	930	800	800	940	770	680
Sauerstoff [mg/l]	12	9,3	11,1	11,3	10,8	9,4	8,6	7,7	10,4	10,6	11
Sauerstoffsättigung [%]	88,2	89,2	99,8	107,7	100,9	98,6	94,8	84,5	103,2	99,2	97,2
Stickstoff [mg/l]	7	5,3	5,6	4,1	4,4	3,7	4,3	4,3	3,4	4	4,9
Ammonium-Stickstoff [mg/l]	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	5,4	5	5	3,9	3,8	3,7	3,3	3,5	4	4,2	4,3
Nitrit-Stickstoff [mg/l]	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02
Gesamt Phosphat-Phosphor [mg/l]	0,07	0,08	0,08	0,04	0,07	0,1	0,17	0,13	0,11	0,11	0,12
Ortho-Phosphat-Phosphor [mg/l]	<0,02	<0,02	0,04	0,03	0,05	0,08	0,09	0,04	0,05	0,07	0,07

Tab. A 3: Fanganzahl, Fanganteil und Abundanz der Fischarten der Emmer im Jahr 2017.

Art	Fanganzahl	Fanganteil [%]	Abundanz [Ind. / 100 m]	Abundanz [Ind. / 100 m ²]
Aal	15	0,8	0,68	0,58
Äsche	61	3,3	2,76	2,34
Bachforelle	96	5,2	4,35	3,68
Döbel	9	0,5	0,41	0,35
Dreist. Stichling	95	5,2	4,30	3,64
Elritze	637	34,8	28,85	24,42
Flussbarsch	2	0,1	0,09	0,08
Gründling	30	1,6	1,36	1,15
Hasel	1	0,1	0,05	0,04
Hecht	9	0,5	0,41	0,35
Koppe	749	40,9	33,92	28,71
Rotaugen	86	4,7	3,89	3,30
Rotfeder	1	0,1	0,05	0,04
Schmerle	41	2,2	1,86	1,57
Summe	1832	100,00	82,97	70,23

Tab. A 4: Fanganzahl der in den verschiedenen Befischungsstrecken der Emmer im Jahr 2017 nachgewiesenen Fischarten.

Strecken-Nr.	B2	B7	B9	B11	BW5	W2	W5	W7	W9	Gesamt
Strecke [m]	290	325	560	588	100	65	80	140	60	2208
Fläche [m ²]	580	650	224	265	200	130	160	280	120	2609
Aal		2			1	3	3	3	3	15
Äsche		29	17	12	3					61
Bachforelle	1	8	16	26	9	4	10	14	8	96
Döbel	8	1								9
Dreist. Stichling	16	58			10		3	6	2	95
Elritze	34	202	1	2	138	68	50	133	9	637
Flussbarsch	2									2
Gründling	5	3	2	7	7			5	1	30
Hasel		1								1
Hecht	8	1								9
Koppe	3	70	1	2	58	237	156	95	127	749
Rotaugen	74	11						1		86
Rotfeder	1									1
Schmerle	9	20	2		4			1	5	41
Summe	161	406	39	49	230	312	222	258	155	1832
Artenzahl	11	12	6	5	8	4	5	8	7	14

Tab. A 5: Bestandsdichte (Individuen / 100 m²) der in den einzelnen Befischungsstrecken gefangenen Fischarten in der Emmer 2017.

Befischungsstrecke / Art	B2	B7	B9	B11	BW5	W2	W5	W7	W9
Aal		0,3			0,5	2,3	1,9	1,1	2,5
Äsche		4,5	7,6	4,5	1,5				
Bachforelle	0,2	1,2	7,1	9,8	4,5	3,1	6,3	5,0	6,7
Döbel	1,4	0,2							
Dreist. Stichling	2,8	8,9			5,0		1,9	2,1	1,7
Elritze	5,9	31,1	0,4	0,8	69,0	52,3	31,3	47,5	7,5
Flussbarsch	0,3								
Gründling	0,9	0,5	0,9	2,6	3,5			1,8	0,8
Hasel		0,2							
Hecht	1,4	0,2							
Koppe	0,5	10,8	0,4	0,8	29,0	182,3	97,5	33,9	105,8
Rotauge	12,8	1,7						0,4	
Rotfeder	0,2							0,0	
Schmerle	1,6	3,1	0,9		2,0			0,4	4,2
Summe	27,8	62,5	17,4	18,5	115,0	240,0	138,8	92,1	129,2