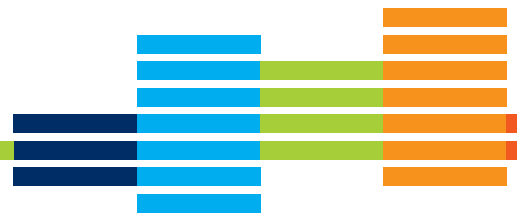




Entwicklung und ökologisches Potenzial der Fische des Rheins in NRW

Ergebnisse aus dem Langzeitmonitoring 1984-2017

LANUV-Fachbericht 99



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 2019

Impressum

Herausgeber

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen (LANUV)
Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0, Telefax 02361 305-3215
E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de

Text

Stefan Staas (LimnoPlan), Philippa Breyer (LANUV), Cornelia Schütz (ehemals LANUV, heute BfG)

Redaktion

Andrea Mense (LANUV)

Satz

Claudia Brinkmann, Isabell Heckmann (beide LANUV)

Bildnachweis

Seite 95

Informationsdienste

Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter

- www.lanuv.nrw.de

Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im

- WDR-Videotext

Bereitschaftsdienst

Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV
(24-Std.-Dienst) Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.



Liebe Leserinnen, liebe Leser,

vor mehr als hundert Jahren war der Rhein einer der fischreichsten Flüsse Europas. Mehr als hunderttausend Lachse zogen jedes Jahr den Rhein hinauf, um in den Nebenflüssen zu laichen. Der Lachs und andere Wanderfische wie Aal und Maifisch bildeten die Grundlage für eine blühende Rheinfischerei und versorgten die Bewohner von Düsseldorf und Köln mit hochwertiger Nahrung. Diese Zeiten sind passé. Der Rhein wurde ausgebaut und die Wasserqualität verschlechterte sich durch die großen Mengen ungeklärten Abwassers der Rheinanlieger rapide; anspruchsvolle Arten verschwanden zum Teil vollständig. In den sechziger und siebziger Jahren des letzten Jahrhunderts kam es außerdem immer wieder zu verheerenden Fischsterben. Erst mit dem Ausbau der Kläranlagen setzte die Renaissance des Rheins als bedeutende Lebensader für den länderübergreifenden Biotopverbund ein.

Das LANUV und sein Fachbereich Fischereiökologie in Kirchhundem-Albaum haben die Gesundheit des Rheins seit 1983 bis heute in einem regelmäßigen Fisch-Monitoring begleitet. Dieser einmalige Datenschatz aus zwölf Befischungskampagnen liefert die Grundlage für den vorliegenden Bericht.

Die Langzeitdaten belegen, dass ökologisch anspruchslose Fischarten wie Rotaugen oder Flussbarsch auf dem Rückzug sind, während Arten wie Barbe und Nase, die hohe Anforderungen an ihren Lebensraum stellen und naturnahe, strömungsgeprägte Kiesufer benötigen, zurückkehren.

Der Rhein ist als ursprünglich dynamischer Fluss aber weiteren Veränderungen unterworfen, insbesondere durch den Klimawandel, die Zunahme gebietsfremder Arten und die häufiger auftretenden und länger währenden Niedrigwasserphasen. Fischarten, die für ihren erfolgreichen Lebenszyklus auf Nebenrinnen und Stillgewässer in der Aue angewiesen sind, drohen den „Anschluss“ an ihre Lebensräume zu verlieren. Die noch vorhandenen Auengewässer fallen, wie im Sommer 2018, zunehmend trocken, wenn der Rhein sich in seine Schifffahrtsrinne zurückzieht. Hier müssen die im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehenen Maßnahmen zur Schaffung neuer durchströmter Nebengewässer ansetzen, um den Fischbestand und das vielfältige Arteninventar des Rheins langfristig zu sichern. Dieser Bericht liefert die wissenschaftlichen Grundlagen, um den Rhein als lebendigen Fluss in Nordrhein-Westfalen zu schützen und weiter zu entwickeln.

Ich wünsche Ihnen eine interessante Lektüre.

Ihr

Dr. Thomas Delschen

Präsident des Landesamtes für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Inhalt

1	Der Rhein in NRW.....	7
1.1	Gliederungssysteme für den Rheinstrom	8
1.2	Niederrhein als Fischlebensraum.....	13
1.2.1	Gewässermorphologie und Uferstrukturen	13
1.2.2	Fischhabitats.....	13
1.2.3	Gewässergüte und Wasserqualität.....	17
1.2.4	Ursprüngliche Fischfauna	17
2	Langzeitmonitoring im Niederrhein 1984 bis 2014	21
2.1	Fischartenspektrum im Niederrhein	26
2.2	Entwicklung der Artenzahlen	28
2.3	Entwicklung der Fischmenge	29
2.4	Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft	32
2.5	Bestandsdichten verschiedener ökologischer Gilden	37
2.6	Bewertung der Befunde des Langzeitmonitorings	41
3	Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie	45
3.1	Rechtliche und fachliche Hintergründe	45
3.2	fiBS-Bewertung der Fischfauna.....	47
3.3	Dominanzentwicklung der Leitarten	51
3.4	Räumliche Verteilung und Stetigkeiten ausgewählter Leitarten.....	53
3.5	Auswertungen anhand ökologischer Gilden	55
3.6	Fazit.....	60
4	Diadrome Wanderfische im Rhein.....	61
4.1	Lachs.....	63
4.2	Nordseeschnäpel	65
4.3	Maifisch.....	67
4.4	Aal	71
5	Weitergehende Erkenntnisse.....	75
6	Zusammenfassung der Entwicklungen von 1984 bis 2017	78
	Quellenverzeichnis.....	81
	Anhang	84
	Bildnachweis.....	95

1 Der Rhein in NRW

Der Rhein zählt mit einer Lauflänge von rund 1.233 Kilometern und einem Einzugsgebiet von 185.000 Quadratkilometern zu den größten Strömen Europas.

Der nordrhein-westfälische Rheinabschnitt besitzt eine Lauflänge von rund 220 Kilometern und umfasst den Abschnitt zwischen den Ortschaften Bad Honnef bei Rhein-km 642 und Emmerich bei Rhein-km 862.

Die wichtigsten Zuflüsse im Verlaufe des Niederrheins sind rechtsrheinisch die

- Sieg (bei Rhein-km 659,4),
- Wupper (bei Rhein-km 703,2),
- Ruhr (bei Rhein-km 780,2),
- Emscher (bei Rhein-km 797,7) und
- Lippe (bei Rhein-km 814,5).

Linksrheinisch mündet lediglich ein bedeutenderes Fließgewässer ein, nämlich die

- Erft (bei Rhein-km 735,6).

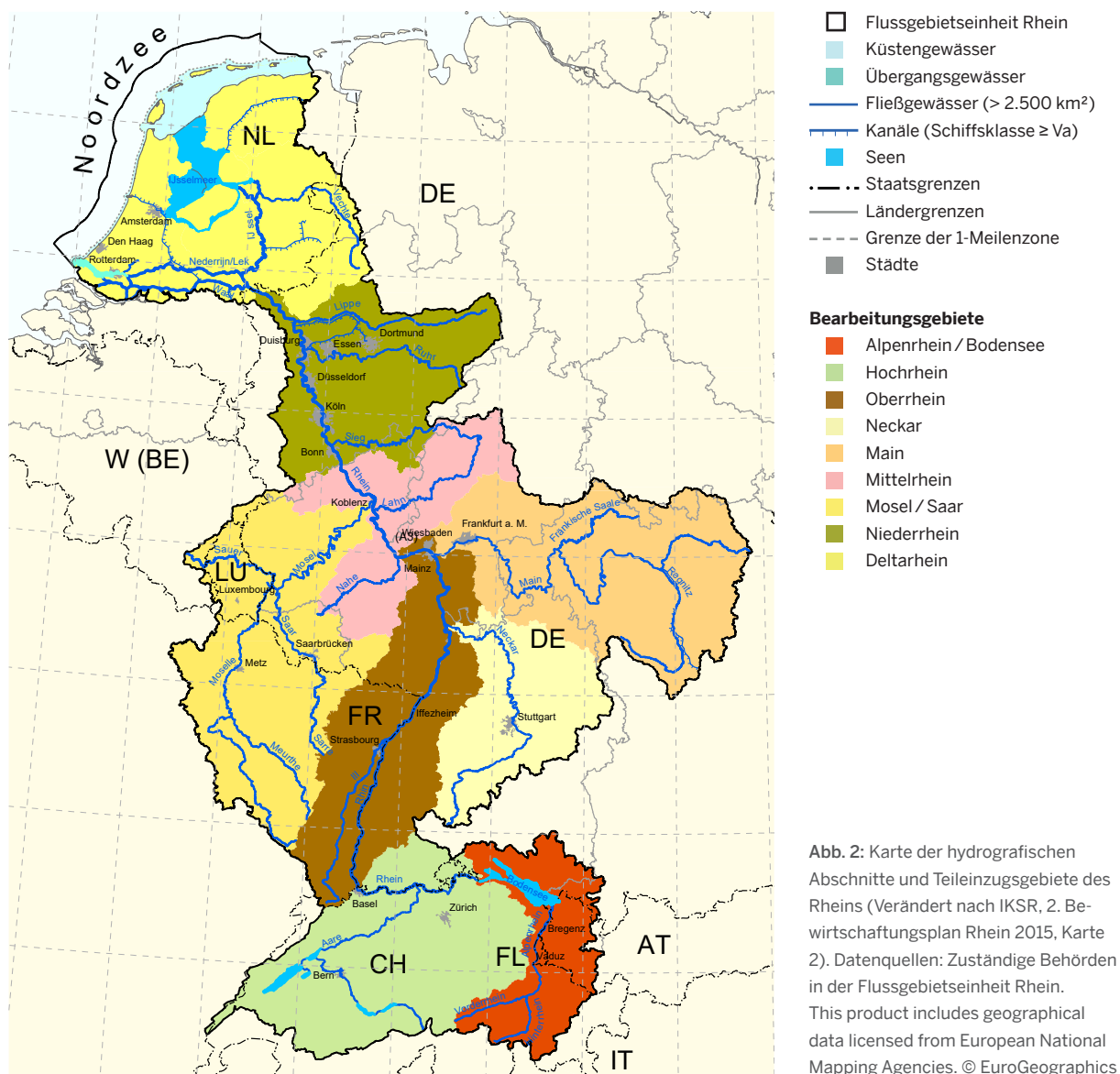
Sowohl alle rechtlichen Belange rund um die Fischerei als auch die praktische Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie mit Monitoring und Bewirtschaftungsfragen sind grundsätzlich auf Ebene der Bundesländer geregelt. Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) unterstützt die Rhein-Anlieger durch verschiedene Expertengruppen und schafft so die Grundlagen für eine kohärente und aufeinander abgestimmte Umsetzung europäischer Richtlinien und Verordnungen.

Im Jahr 1978 wurde als Konsequenz aus den Bestimmungen des damals neuen Landesfischereigesetzes die Rheinfischereigenossenschaft in NRW als Zusammenschluss aller Fischereirechtsinhaber am Rhein in den Grenzen von NRW gegründet. Sie ist seitdem sowohl für die Regelung der fischereilichen Nutzung als auch für die Umsetzung der aus dem Fischereigesetz resultierenden Hegepflicht zuständig. Die zuständige Fachbehörde für ökologische und fischereiliche Belange, die Umsetzung des Wanderfischprogramms NRW und die EG-Wasserrahmenrichtlinie (insbesondere biologisches und chemisches Monitoring) ist das heutige Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW.

Abb. 1: Der Rhein ist auf der gesamten Länge für die intensive Binnenschifffahrt und den Hochwasserschutz ausgebaut. Eindeichung und Bühnenausbau sind deshalb häufig vorzufinden.



1.1 Gliederungssysteme für den Rheinstrom



Am Rhein werden klassischerweise aufgrund der natürlichen Gefällelage und Talformen die **hydrografischen Abschnitte** Alpenrhein, Hochrhein, Oberrhein, Mittelrhein, Niederrhein und Deltarhein unterschieden.

Der nordrhein-westfälische Rheinabschnitt umfasst neben einem kurzen Abschnitt an der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz, der noch dem Mittelrhein zuzuordnen ist, im Wesentlichen den **hydrografischen Abschnitt des Niederrheins**. Er durchfließt

die beiden Großlandschaften Niederrheinische Bucht und Niederrheinisches Tiefland. In dieser Strecke weist der Rhein ein durchschnittliches Gefälle von 0,16 Promille auf. Die Fließgeschwindigkeiten (in der Strommitte) schwanken je nach Wasserführung zwischen 1,0 und 2,2 Meter pro Sekunde und sind anthropogen bedingt damit höher als im Oberrhein.

Nach der deutschen **Fließgewässertypologie** repräsentiert der Rhein hier bis zur Wupper-Mündung bei Rhein-km 701,5 den Typus des „kiesgeprägten

Tab. 1: Übersicht über die verschiedenen Typologien und Gliederungssysteme für den nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt und ihr Bezug zur EG-Wasserrahmenrichtlinie in NRW und dem Langzeitmonitoring der Fischfauna im Niederrhein

Gliederungssystem	Quelle							
BRD-Fließgewässertypologie	Pottgiesser et al. 2004	Typ 10 kiesgeprägter Strom	Typ 11 sandgeprägter Strom	Wupper-Mündung (km 701.5)				
IKSR-Typologie	IKSR 2004	Nr. 5.1 Mittelgebirgsgeprägter Typ des Niederrheins km 639 - 701 Bad Honnef bis Leverkusen	Nr. 5.2 Nebengerinnearmer Typ des Niederrheins km 701 - 775 Leverkusen - Ruhrmündung	Nr. 5.3 Nebengerinnereicher Typ des Niederrheins km 775 - 865 Ruhrmündung - Waal/Nederrijn				
NRW-Rhein-Typologie "Leitbild"	LUA 2003	SAT I	SAT II	SAT III	SAT IV	SAT V		
Stromabschnittstypen	639	654 "vorherrschend unverzweigter, gestreckter, kiesgeprägter Strom des Tieflandes"	701.5 "vorherrschend unverzweigter, schwachgewundener, kiesgeprägter Strom des Tieflandes"	775 "überwiegend unverzweigter, teilweise mit einzelnen Nebengerinnen, mäandrierender, kiesgeprägter Strom des Tieflandes"	813 "teilweise verzweigter, nebengerinnereicher, mäandrierender, kiesgeprägter Strom des Tieflandes mit bergbaulich bedingter Seenlandschaft"	865,5 "häufig verzweigter, nebengerinnereicher, mäandrierender, kiesgeprägter Strom des Tieflandes"		
Biozotische Abschnitte	LUA 2005 (Merkblatt 49)	BA 1		BA 2		BA 3		
Biozotisch relevante Abschnitte (Referenz-relevante Einteilung)		Mittelgebirgsgeprägter Typ des Niederrheins		Nebengerinnearmer Typ des Niederrheins		Nebengerinnereicher Typ des Niederrheins		
Problemhomogene Abschnitte des Ökologischen Potenzials (HÖP-relevante Einteilung)		AÖP 1	AÖP 2	AÖP 3	AÖP 4	AÖP 5	AÖP 6	
		639 - 701,5	701,5 - 732 - 749	749 - 764	764 - 775	775 - 799	799 - 813	813 - 865,5
Fischgewässertyp NRW	MKULNV 2007	Sondertyp Rhein mittelgebirgsgeprägt (30a)		Sondertyp Rhein nebengerinnearm (30b)		Sondertyp Rhein nebengerinnereicher (30c)		
Oberflächenwasserkörper		(OFWK 1) DE_NRW_2_639268		(OFWK 2) DE_NRW_2_701494		(OFWK 3) DE_NRW_2_775008 (OFWK 4) DE_NRW_2_813012		
Anzahl LANUV-Monitoringstrecken		9		6		2		1
								3
								2
								6 (7)

Stroms“ (Typ 10) und unterhalb den Typus des „sandgeprägten Stroms“ (Typ 20) (POTTGIESSER et al. 2004). Vor dem Hintergrund der modernen Umweltgesetzgebung und insbesondere der EG-Wasserrahmenrichtlinie (siehe Kap. 3), welche die Definition von Leitbildern und Referenzen für potenziell natürliche Zustände ohne anthropogene Einflüsse als Bewertungsmaßstab für ökologische Zustandsbewertungen erfordern, wurden weitergehende, differenziertere Gliederungssysteme entwickelt (siehe Tab. 1, Seite 9).

Ein speziell für den Niederrhein entwickeltes morphologisches Leitbild (LUA 2003) unterscheidet in Abhängigkeit von der Talbodenform fünf sogenannte Stromabschnittstypen (SAT) und liefert hierfür detaillierte hydromorphologische Charakterisierungen (Tab. 1). Die von der IKSР für den gesamten Rhein entwickelte Abschnittstypologie für den natürlichen Rheinstrom (IKSR 2004) unterscheidet im Niederrhein Nordrhein-Westfalens die drei Abschnitte

- mittelgebirgsgeprägter Typ des Niederrheins (Rhein-km 639-701),
- nebengerinnearmer Typ des Niederrheins (Rhein-km 701-755) und
- nebengerinnereicher Typ des Niederrheins (Rhein-km 775-865)

und charakterisiert diese im Hinblick auf ihren potenziell natürlichen, anthropogen unbeeinträchtigten Zustand, wobei beide Gliederungssysteme weitestgehend korrespondieren. Demnach können im Verlauf des Niederrheins aus hydrografischer und gewässermorphologischer Sicht und im Hinblick auf den potenziell natürlichen Zustand drei Abschnitte unterschieden werden.

NR 5.1: Mittelgebirgsgeprägter Typ des Niederrheins (Rhein-km 639-701)

Der Rheinabschnitt von Bad Honnef bis zur Wupper-Mündung bei Leverkusen im Austrittsbereich des Rheinischen Schiefergebirges ist naturräumlich zwar schon der Ökoregion „Zentrales Flachland“ zuzuordnen, ist aber noch deutlich durch den Einfluss des Mittelgebirges geprägt. Es herrschen gestreckte bis schwach gewundene Einbettgerinne mit vorherrschend schnell fließender Strömung vor. Das Querprofil ist flach und breit mit unregelmäßigen, buchtenreichen Ufern. Die Stromsohle wird von Kies (Mittel- bis Grobkies) dominiert; daneben kommt noch ein erhöhter Schotteranteil vor. Sand- und Schlammablagerungen sind auf die strömungsberuhigten Uferbuchten beschränkt. Auengewässer sind nur gering ausgebildet. Prägende Strukturen sind Stromspaltungen und Kolke. Nach LUA (2003)



Abb. 3: Der Niederrhein bei Leverkusen gehört zum mittelgebirgsgeprägten Typ; deutlich erkennbar ist hier das kiesgeprägte Substrat



Abb. 4: Zwischen Leverkusen und Duisburg ist der nebengerinnearme Typ des Niederrheins zu finden; hier ist ein unverbautes Kiesufer in einem Mäanderbogen bei Düsseldorf zu sehen

wird innerhalb dieses Abschnitts in Abhängigkeit vom Windungsgrad des Stromverlaufs weiter in die Stromabschnittstypen „vorherrschend unverzweigter, gestreckter, kiesgeprägter Strom des Tieflandes (SAT I)“ und ab Rhein-km 654 „vorherrschend unverzweigter, schwach gewundener kiesgeprägter Strom des Tieflandes (SAT II)“ unterschieden.

NR 5.2: Nebengerinnearmer Typ des Niederrheins (Rhein-km 701-755)

Der Rheinabschnitt von Leverkusen bis Duisburg (von der Wupper-Mündung bis zur Ruhr-Mündung) stellt den Übergang von einem mittelgebirgsgeprägten Strom zu einem Strom des Tieflands dar. Er ist durch einen gewundenen bis mäandrierenden, überwiegend unverzweigten Verlauf gekennzeichnet. Nebengerinne werden nur vereinzelt ausgebildet. Die Strömung ist überwiegend schnell fließend; langsam fließende Gewässerbereiche finden sich in Flachwasserbereichen des Ufers, in Gleithangbereichen sowie in den Nebengerinnen. In der aufgeweiteten Aue finden sich einige Auengewässer unterschiedlicher Ver-

landungsstadien. Die Stromsohle wird von Kies und Sand (Mittel- bis Grobkies) dominiert, Feinsand- und Schlammablagerungen sind auf die strömungsberuhigten Uferbereiche und Nebengerinne beschränkt. Prägend sind zahlreiche Kiesbänke in Form von Ufer- oder Mittenbänken. In LUA (2003) wird dieser Abschnitt als „überwiegend unverzweigter, teilweise mit einzelnen Nebengerinnen mäandrierender, kiesgeprägter Strom des Tieflandes (SAT III)“ definiert.

NR 5.3: Nebengerinnereicher Typ des Niederrheins (Rhein-km 775-865)

Dieser Abschnitt von Duisburg bis Kleve-Bimmen (von der Ruhr-Mündung bis zur Stromspaltung in Waal und Nederrijn) entspricht dem Bild eines typischen Tieflandstroms. In einer sehr breiten Aue mäandriert der Rhein in weiten Bögen unter Ausbildung von zahlreichen Nebengewässern. Das Gefälle ist gering, langsam fließende Abschnitte herrschen vor. In der Aue sind zahlreiche Auengewässer verschiedener Verlandungsstadien ausgebildet. Die Stromsohle wird durch Sand und Kies dominiert, ausgedehnte Sand-



Abb. 5: Der nebengerinnereiche Typ des Niederrheins bei Rees wird, wie hier bei extremem Niedrigwasser deutlich erkennbar, von sandgeprägtem Substrat und ausgedehnten Bühnenfeldern gekennzeichnet

bänke finden sich an den Ufern und auf der Stromsohle. Als wichtigstes organisches Substrat kommt Totholz vor. Auf Grund des hohen Verlagerungspotenzials sind Mäanderdurchbrüche und Abschnürungen von Altarmen prägend für diesen Rheinabschnitt. In LUA (2003) wird dieser Abschnitt als „häufig verzweigter, nebengerinnereicher, mäandrierender kiesgeprägter Strom des Tieflandes (SAT V)“ definiert. Im Ruhrgebiet und seinem Umfeld wird dabei noch der Besonderheit der bergbaubedingten Absenkungen Rechnung getragen, indem von Rhein-km 775-813 ein Stromabschnittstyp mit der Ergänzung „...mit bergbaubedingter Seenlandschaft (SAT IV)“ definiert wird.

Die detaillierte hydromorphologische Charakterisierung des potenziell natürlichen Zustands der verschiedenen Stromabschnitte ist gleichzeitig eine detaillierte Beschreibung der Habitatbedingungen für die Fischfauna und ermöglicht damit auch Rückschlüsse auf die ursprüngliche, natürliche Zusammensetzung der Fischfauna. Sowohl die Abschnittstypologie für den Rhein (IKSR 2004) als auch das LUA-Merkblatt 49 (LUA 2005) enthalten eine allgemeine Charakterisierung der ursprünglichen Fischfauna hinsichtlich der vorkommenden Arten und ihrer mengenmäßigen Bedeutung in den unterschiedlichen Stromabschnitten.

Die beschriebene ursprüngliche, natürliche Zonierung des Rheins ist durch die Jahrhunderte währenden anthropogenen Eingriffe jedoch heute weitgehend verloren gegangen. Obwohl das Hauptgerinne heute infolge der verschiedenen wasserbaulichen Eingriffe weitgehend uniforme Strukturbedingungen aufweist, spiegelt die allgemeine Laufentwicklung mit zahlreichen Mäanderbögen (vor allem im oberen Abschnitt des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts) noch annähernd die ursprüngliche Zonierung des Niederrheins wider, obwohl auch hier massive Eingriffe durch künstliche Durchstiche und Begradigungen erfolgten.

Aufgrund des Ausbaus für die Binnenschifffahrt und den Hochwasserschutz wurde der gesamte Rheinstrom im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie als sogenannter „erheblich veränderter Wasserkörper“ (HMWB – heavily modified waterbody) ausgewiesen. Dies hat weitreichende Konsequenzen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, da für so eingestufte Gewässer abweichende Bewertungsverfahren (mit modifizierten Fischreferenzen) anzuwenden sind (siehe Kap. 3).

1.2 Niederrhein als Fischlebensraum

1.2.1 Gewässermorphologie und Uferstrukturen

Der Rhein hat in Wechselwirkung mit seinem Umland rheintypische Flusslandschaften geschaffen. Hierzu gehören Engtalstrecken im Rheinischen Schiefergebirge, Terrassenlandschaften und breite Flachlandauen. Die aktuelle Laufentwicklung zeichnet sich am Niederrhein durch eine gestreckte bis mäandrierende Linienführung und eine vollständig unterbundene laterale Verlagerung aus. Letztere wird am gesamten Fluss durch Uferbefestigungen mittels Steinschüttungen, Bühnenausbau, massive Ufermauern sowie Eindeichungen verhindert. Lediglich Laufabschnitte am oberen Niederrhein zwischen Rolandseck und Leverkusen weisen eine vergleichsweise leitbildkonforme Laufform bei gleichzeitiger Befestigung auf. Der Untere Niederrhein wurde dagegen durch zahlreiche Laufverkürzungen hinsichtlich des Windungsgrades stark überprägt. Querbänke existieren im Gegensatz zum Leitbildzustand nicht mehr. Die Diversität von Strömungsverhältnissen und die Tiefe des Gewässerbettes sind generell gering.

Anthropogene Wanderhindernisse durch Querverbauungen wie Wehre und Schleusen sind am Rhein in NRW jedoch nicht vorhanden. Die Längsdurchgängigkeit für Fische ist damit gegeben.

Die Substratzusammensetzung der Sohle ist gegenüber dem potenziell natürlichen Zustand insgesamt nur wenig verändert. Sie entspricht auch heute dem eines kiesgeprägten Tieflandstroms, allerdings hat eine Vergröberung des Sohlenmaterials durch Transportsortierung stattgefunden (Austragen der feineren Komponenten durch Sohlenerosion, fehlender Eintrag feinerer Komponenten durch Verbau der Ufer und Nebengewässer). Sohlenverbau tritt lokal häufig in Form von Grundschwellen, Kolkverbau und Stromsohlenaufhöhungen auf. Für den gesamten Rheinlauf stellt die ständige Unterhaltung der Schifffahrtsrinne aus ökologischer und morphologischer

Sicht eine starke Belastung dar. Ebenso ist der massive Bühnenausbau ein die Sohle schädigender Faktor, da die Konzentration des Abflusses zu einem vergleichsweise uniformen Längs- und Querprofil führt. Beim Querprofil ist auf der gesamten Stromstrecke eine erhebliche Eintiefung zu verzeichnen, sodass die Profilleistungsfähigkeit leicht erhöht und die Ausuferungshäufigkeit reduziert ist. Die Breitenentwicklung wird durch Verbau und Eindeichung unterbunden. Besonders häufig finden sich Profile mit Bühnenausbau sowie regelprofilierter Ufer am Rhein. Nur in Laufbögen mit ausgedehnten Gleitufeln finden sich kleinräumig etwas naturnähere Querprofile. Der Uferverbau ist sehr unterschiedlich in seiner Ausprägung. Die Spanne reicht von massiven Betonmauern und Spundwänden bis hin zu lockeren Steinschüttungen. Besondere Uferstrukturen gibt es nur in Form von kleinräumig begrenzten Uferabbrüchen und naturnahen Gleitufeln, die auf kurzen Laufstrecken nicht verbaut worden sind.

Bei der Aggregation der Bewertungsparameter der Bereiche Sohle, Ufer und Umland zu einer Gesamtstrukturgüteklasse bewegt sich die Strukturgüte des Rheins in Nordrhein-Westfalen innerhalb der Klassen 5 bis 7 (stark bis vollständig verändert), bei Vorherrschen der Klasse 6 (sehr stark verändert) (Quelle: ELWAS).

1.2.2 Fischhabitate

Im Hinblick auf die Strukturbedingungen für die Fischfauna, für die insbesondere die Uferstrukturen relevant sind, lassen sich im Hauptstrom des Niederrheins heute drei Habitattypen unterscheiden und bezüglich ihrer Bedeutung für die Fischfauna und insbesondere für das Jungfischaufkommen bewerten.

Steinschüttungsstrecken

Die geradlinigen und monotonen Blocksteinschüttungen befinden sich in der Regel an stark strömenden Stromabschnitten und in Prallhängen. Sie bestehen aus einer Abdeckung aus größeren Wasserbausteinen, die meist mehrere Meter sehr steil abfallen. Die ausgewiesene Schifffahrtsrinne verläuft in der Regel in unmittelbarer Nähe zu den Blocksteinschüttungen, sodass hier starker, schifffahrtsbedingter Wellenschlag auftritt. Aufgrund des umfangreichen Lückensystems in den Schüttungen grober Wasserbausteine stellen so befestigte Uferabschnitte insbesondere an strömungsexponierten Standorten das bevorzugte Habitat von Aalen dar, die hier besonders hohe Bestandsdichten aufweisen. Auch viele andere Arten nutzen die Steinschüttungen und deren Lückensystem als Rückzugsraum oder Deckungsstruktur. Die festen, lagestabilen Oberflächen der Wasserbausteine stellen auch Besiedlungsflächen für verschiedene Arten des Makrozoobenthos dar, was für viele Fischarten eine wichtige Nahrungsgrundlage ist.

Die naturferne Uferbefestigung im Rhein ist auch das bevorzugte Habitat vieler Neozoen-Arten (gebietsfremde, eingeschleppte oder eingewanderte Arten), wie zum Beispiel von Grundeln aus dem pontokaspischen Naturraum. Der Ausbau von Flüssen und

Kanälen als Schifffahrtsweg fördert die Bestandsentwicklung und Ausbreitung dieser Arten (siehe Kap. 2).

Als Laichhabitat für heimische Fischarten sind Blocksteinschüttungen in der Regel ungeeignet (Ausnahme Groppe). Auch wenn eingewanderte Jungfischschwärme vorkommen, sind die Besiedlungsdichten hier meist geringer als an natürlichen Uferstrukturen.

Buhnenfelder

Buhnenfelder, also Bereiche zwischen mehr oder weniger ufersenkrechteten Buhnenleitwerken, weisen unbefestigte, sandige oder kiesige, mehr oder weniger flach auslaufende Ufer auf. Die Buhnenleitwerke bestehen in der Regel aus einer Schüttung von Wasserbausteinen und ragen mehr oder weniger rechtwinklig in den Strom hinein. Sie werden am stromseitigen Ende relativ stark umströmt, sodass sich häufig tiefere Auskolkungen hinter den Buhnenköpfen ausbilden, die bevorzugte Standplätze für adulte Individuen zahlreicher Fischarten darstellen. Größere Buhnenfelder können sich nur zwischen längeren Leitwerken (>50 m) in größerem Abstand (>100 m Uferlinie) ausbilden. Die Buhnenfelder sind kaum durchströmt, Schiffsbewegungen verursachen jedoch eine Brandung, die eine Strömung in ufersenkrechteter Richtung mit einem ständigen Richtungswechsel bedingt.



Abb. 6: Blocksteinschüttungen sind häufig an Abschnitten mit starker Strömung und an Prallhängen anzutreffen

In Bühnenfeldern kommt es über längere Zeiträume häufig zu Auflandungen von Schlamm, Sand oder Kies, sodass sich in Abhängigkeit vom Wasserstand in bestimmten Bühnenfeldern reich gegliederte Flachwasserzonen ausbilden, oft auch mit einer Entwicklung von Helophyten-Beständen auf Inseln und Uferbänken. Bei höheren Wasserständen werden teilweise auch vegetationsbestandene Uferbänke und Deichvorländer überschwemmt. Wasserstandsabhängig können in großen Bühnenfeldern entsprechend der gegebenen Substratbedingungen wertvolle Laich-, Larven- und Jungfischhabitats für eine Vielzahl von Fischarten entstehen.

In kleineren Bühnenfeldern zwischen kurzen Bühnenleitwerken können strömungsberuhigte Flachwasserzonen kaum entstehen. Häufig sind auch die Ufer der kleineren Bühnenfelder mit Blocksteinschüttungen befestigt. Kleine Bühnenfelder sind als Laichhabitat indifferenter Arten von untergeordneter Bedeutung und es kommen meist nur artenarme Jungfischgemeinschaften mit geringen Individuendichten vor. Die Übergänge zwischen kleinen und großen Bühnenfeldern sind jedoch fließend, die Bedeutung als Laich- und Jungfischhabitat nimmt mit der Größe der Bühnenfelder zu.



Abb. 7: Für den unteren Niederrhein typisch sind Bühnenfelder mit Flachufer und sandig-kiesigem Substrat



Abb. 8: Kleine Bühnenfelder mit steilem Ufer und Steinschüttung bieten kaum Raum für die Ausbildung von Uferstrukturen



Abb. 9: In einem großen Bühnenfeld am unteren Niederrhein können sich wasserstandsabhängig Buchten und durchströmte Rinnen als besondere Strukturen ausbilden

Unverbaute Kiesufer

Unbefestigte, naturnahe Uferbereiche, die durch das Vorherrschen von Kies- oder Grobkiessedimenten gekennzeichnet sind, befinden sich fast ausschließlich in den Gleithängen erhalten gebliebener Mäanderbögen des Stromes. Hier existieren noch sehr breite Uferbänke mit extrem flacher Hangneigung, an denen sich ein breiter Gradient von nur schwach überströmten Kiesflächen im Flachwasser des Uferbereichs hin zu zunehmend tieferen und stärker überströmten Kiesstrecken mit größerer Uferdistanz ausbildet. Die Uferlinie ist häufig stark gegliedert, sodass auch strömungsberuhigte Buchten entstehen. Im Bereich der Gleithänge verläuft die Schiffahrtsrinne in der Regel am gegenüberliegenden Prallhang, sodass sich schiffahrtsbedingter Wellenschlag nur abgeschwächt auswirkt.

Derartige Kiesstrecken weisen einen breiten Gradienten von Habitatbedingungen auf, so dass ausschließlich hier nebeneinander Laichplätze, Larven-,

Jungfisch- und Adultfischhabitate von rheophilen, kieslaichenden Arten zu finden sind. Die Kiesgründe an unverbaut gebliebenen Mäanderbögen wurden im Rahmen einer systematischen Kartierung im Rahmen des Wiedereinbürgerungsprogramms als potenzielle Laichhabitate für den Maifisch identifiziert (LIFE06/D/00005). Im Rahmen spezieller Untersuchungen zum Jungfischauftreten wurden an derartigen Kiesufern meist sehr arten- und individuenreiche Jungfischgemeinschaften festgestellt.

Kiesstrecken und andere unbefestigte Uferabschnitte außerhalb von Gleithängen sind in der Regel sehr kurz und durch einen steileren Böschungswinkel charakterisiert. Die Uferbänke sind hier sehr schmal und es existieren kaum Flachwasserbereiche, sodass schon in unmittelbarer Ufernähe eine stärkere Strömung angreift. An derartigen Kiesstrecken kommen meist nur arten- und individuenarme Jungfischgemeinschaften vor.



Abb. 10: Unverbaute Kiesufer kommen fast nur an Gleithängen vor, wie hier in einem Mäanderbogen bei Neuss

1.2.3 Gewässergüte und Wasserqualität

Seit den 1960er-Jahren wurde in NRW die Gewässergüteüberwachung (entspricht der saprobiellen Belastung) regelmäßig in Berichten veröffentlicht. Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie wurden umfangreichere Kriterien zur Gewässerbeurteilung herangezogen. Der Niederrhein weist heute durchgängig eine gute Saprobie auf. Der Sauerstoffgehalt, einer der chemisch-physikalischen Parameter, ist ebenfalls in einem guten Bereich und stellt heute keinen limitierenden Faktor für die Fischfauna dar; selbst anspruchsvolle Arten finden eine ausreichende Wasserqualität vor. Detaillierte Informationen zur chemischen Gewässergüte finden sich in MKULNV (2015a) sowie auf <http://lv.elwas.nrw.de/>.

Frühere Probleme, wie zum Beispiel organische Abwässer oder eine außerordentlich hohe Schwermetallbelastung, existieren heute kaum noch beziehungsweise wurden von anderen Stoffen, wie beispielsweise Arznei- oder Pflanzenschutzmittel, abgelöst. Erstere können aber in Form von Altlasten nachwirken, beispielsweise in abgelagerten Flusssedimenten. Dies stellt heute insofern ein Problem dar, als kontaminierte Böden Renaturierungs- und Gestaltungsmaßnahmen erheblich erschweren und behindern. Müssen größere Erdmassen in der Aue bewegt werden, besteht die Gefahr einer Mobilisierung hochkontaminierten Materials. Punktuelle Altlasten oder eine diffuse Hintergrundbelastung haben heute noch zur Folge, dass Fische erhöhte Rückstände an Umweltchemikalien aufweisen können. So sind im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt insbesondere Aale mit Dioxinen, PCB und HCB oberhalb der zulässigen Grenzwerte belastet, sodass sie für den menschlichen Verzehr nicht geeignet sind. Es gilt daher eine Verzehrempfehlung des LANUV (2012). Darüber hinaus dürften sich diese Belastungen nachteilig auf den allgemeinen Gesundheitszustand und die Qualität der Laichfische des Aals auswirken. Der Erfolg der Laichwanderung der Aale in die Sargassosee kann somit in Frage gestellt sein.

1.2.4 Ursprüngliche Fischfauna

Datengrundlagen

Historische Informationen über die Fischfauna des Rheins beziehungsweise speziell des Niederrheins beruhen auf allgemeinen naturkundlichen Berichten und Beobachtungen, später auch auf Dokumentationen zur gewerblichen Fischerei. Die historischen Quellen liefern in aller Regel lediglich Listen und Beschreibungen der vorkommenden Arten, wobei jedoch oft nur die größeren und auffälligeren oder für die Fischerei bedeutsamen Arten behandelt werden, wogegen die für die Fischerei unbedeutenden Kleinfischarten häufig keine Beachtung fanden. Verlässliche Informationen zur mengenmäßigen Zusammensetzung der Fischfauna oder zu Bestandsstärken liefern diese Quellen daher meist nicht.

Erst die ab etwa dem 19. Jahrhundert vorliegenden Schilderungen zur Fischerei, im Idealfall mit Aufzeichnungen von Anlandemengen oder Ertragsstatistiken, liefern bruchstückhafte Informationen zur Zusammensetzung und Größe der früheren Fischbestände. Auch diese Informationsquellen beschränken sich jedoch naturgemäß auf die wirtschaftlich bedeutsamen Arten, sodass sich auch hiermit kein vollständiges Bild der gesamten Fischfauna zeichnen lässt. Für wirtschaftlich besonders bedeutsame Arten wie die Wanderfische Stör, Lachs oder Maifisch existieren jedoch so umfangreiche, weit zurückreichende und genaue Aufzeichnungen zu Fischereierträgen und Handelsmengen, dass diese Daten heute für ins 16. Jahrhundert zurückreichende Rekonstruktionen der Bestandsentwicklung dieser Arten herangezogen werden können (LENDERS 2016).



Abb. 11: Meerforelle aus dem Rhein. Der Fang von Großsalmoniden und anadromen Wanderfischen ist ein eher seltener Zufall bei den Elektrofischungen. Diese Arten treten im Rhein überwiegend in Zeitfenstern außerhalb des Befischungszeitraumes auf und halten sich meist in Bereichen auf, die für die Elektrofischerei nicht zugänglich sind.

Genauere Beschreibungen der Zusammensetzung der Fischfauna, die nahezu alle vorkommenden Arten berücksichtigen, wurden erst verfügbar, nachdem fischereibiologische Methoden der Fischbestandserfassungen wie die Elektrofischerei entwickelt wurden und Anwendung fanden. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass auch diese Datenquellen kein absolut vollständiges Bild der Zusammensetzung der Fischfauna liefern können, da jegliche Untersuchungsmethode an großen Strömen wie dem Rhein gewissen Einschränkungen unterliegt, da zum Beispiel die tiefen und stark strömenden Bereiche in der Strommitte mit keiner Untersuchungsmethode adäquat beprobt werden können (siehe Exkurs Bootsgestützte Elektrofischerei). Dennoch werden die Ergebnisse elektrofischereilicher Bestandserhebungen heute in nahezu allen Betrachtungen dazu herangezogen, die Zusammensetzung von Fischartengemeinschaften zu charakterisieren.

Die erste aufwändigere Fischbestandsuntersuchung mittels Elektrofischerei im Niederrhein wurde von der zuständigen Fachbehörde des Landes Nordrhein-Westfalen (heute LANUV Fachbereich Fischereiökologie) im Jahr 1984 durchgeführt, womit auch der Grundstein für ein langjähriges Fischmonitoring gelegt wurde (siehe Kap. 2).

Eine weitere, sich über den gesamten Rheinverlauf erstreckende standardisierte Fischbestandsaufnahme mittels Elektrofischerei wurde im Auftrag des Bundesumweltministeriums in den Jahren 1987-88 durchgeführt, um die Folgen der Sandoz-Katastrophe im Jahr 1986 zu dokumentieren (LELEK & KÖHLER 1989). Aus dem gleichen Grund wurde speziell im Niederrhein in Nordrhein-Westfalen eine weitere aufwändige Fischbestandsuntersuchung mittels Elektrofischerei durchgeführt (MICHLING 1988). Die Ergebnisse der genannten Untersuchungen beschreiben einen Zustand der Fischfauna des Niederrheins zu einem Zeitpunkt, als die Zeit der schlimmsten Wasserverschmutzung vorüber war und sich erste Anzeichen einer ökologischen Rehabilitation des Rheins zeigten. Es gibt jedoch keine älteren, vergleichbaren Untersuchungen, zum Beispiel aus den Vorkriegsjahren oder der Zeit der stärksten Verschmutzung in den 1960er-Jahren, sodass damit keine Veränderungen oder Entwicklungen dokumentiert werden können. In der Nachfolge der genannten Untersuchungen wurden jedoch zahlreiche Einzeluntersuchungen oder Monitoring-Programme durchgeführt, sodass sich für den vergleichsweise kurzen Zeitraum seit Mitte beziehungsweise Ende der 1980er-Jahre verschiedene Entwicklungen in der Fischfauna fundiert aufzeigen lassen.

Zusammensetzung der ursprünglichen Fischfauna

Die Fischfauna des Niederrheins unterlag in den letzten 200 Jahren gravierenden Veränderungen, die zunächst durch die massiven Eingriffe in die Gewässerstruktur und den weitgehenden Verlust der natürlichen Flussaue (bedingt durch Schiffbarmachung, Hochwasserschutz und Landnutzung) und später, nach dem 2. Weltkrieg, durch ebenso massive Beeinträchtigungen der Wasserqualität ausgelöst wurden.

Die historischen Aufzeichnungen dokumentieren 43 ursprünglich im Niederrhein vorkommende Fisch- und Rundmaularten und einen großen Fischreichtum, der die Grundlage für eine florierende Rheinfischerei bildete. Schon im Zeitraum 1880 bis 1950, also nach dem Abschluss aller wesentlichen Flussregulierungsmaßnahmen und mit Einsetzen der starken Verschmutzung durch industrielle Abwässer, wurden hiervon nur noch 30 Arten registriert. Bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts florierte am Niederrhein eine wirtschaftlich bedeutsame Fischerei, die vor allem auf die anadromen Wanderfischarten Lachs, Meerforelle, Maifisch und Nordseeschnäpel ausgerichtet war. Das Verschwinden dieser Arten in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist durch Fangstatistiken eindrucksvoll dokumentiert.

In der Folge wurde der Aal der wichtigste Wirtschaftsfisch der Rheinfischerei und mit der aus den Niederlanden stammenden Schokkerfischerei (siehe Exkurs Kap. 4.4) wurde eine effektive, auf den Fang abwandernder Blankaale ausgerichtete Fischereimethode am deutschen Rhein eingeführt, die hohe Erträge lieferte. Mit der zunehmenden Wasserverschmutzung, die die Rheinfische ungenießbar machte, kam die Berufsfischerei jedoch Mitte der 1960er-Jahre praktisch zum Erliegen. Im Zeitraum 1950-1975, als die Verschmutzung des Rheins ihren Höhepunkt erreicht hatte, waren nur noch 28 Arten nachweisbar. Mit der Reduktion der Artenzahl gingen auch allgemeine Bestandsrückgänge einher; viele der ehemals häufigen Arten waren selten geworden und ihr Vorkommen oft nur durch Einzelnachweise belegt. Der dramatische Rückgang der Bestände „stationärer“ Fischarten, die wirtschaftlich relativ unbedeutend waren, ist im Gegensatz zu den Wanderfischen nur unvollständig durch Ertragsstatistiken der gewerblichen Fischerei dokumentiert. Eine differenzierte Betrachtung der Bestandsentwicklungen einzelner Arten ist somit kaum möglich. Ein Beispiel für den dramatischen Rückgang der Fischbestände im Rhein, vorwiegend aufgrund der zunehmenden Belastung mit industriellen und kommunalen Abwässern in den Nach-

Abb. 12: Rotauge aus dem Rhein. Diese frühere „Massenfischart“ ist aufgrund des verringerten Nährstoffeintrages und mit dem damit einhergehenden Rückgang der Primärproduktion stark zurück gegangen.



kriegsjahren, liefert die Arbeit von DENZER (1966). Im Jahr 1949 wurden an neun Fangplätzen gewerblicher Fischer im Niederrhein insgesamt noch 33,9 Tonnen Fisch und zusätzlich 11,9 Tonnen Aal gefangen, eine Hochrechnung auf alle 48 verpachteten Fangplätze ergab einen Gesamtertrag von 192,1 Tonnen Fisch und 60,8 Tonnen Aal. Bis zum Jahr 1963 gingen die Erträge dann auf 3,6 Tonnen Fisch und 1,07 Tonnen Aal zurück, was einem dramatischen Rückgang um 90-95 Prozent entspricht.

Als eine der ältesten Arbeiten, die auch Informationen zur mengenmäßigen Zusammensetzung der Fischfauna im Niederrhein liefert, kann die Arbeit von BÜRGER (1926) herangezogen werden, die zwar aus einer Zeit stammt, in der die Fischfauna bereits von Flussregulierung und Wasserverschmutzung beeinflusst war, die jedoch noch vor der katastrophalen Verschlechterung der Wasserqualität im Zuge der Industrialisierung in den Nachkriegsjahren erschienen ist.

Der Autor beschrieb die mengenmäßige Zusammensetzung der Fischfauna und unterschied dabei innerhalb des Niederrheins verschiedene Abschnitte. Bis zur Siegmündung war der Fischbestand demnach zu 25 Prozent aus Nasen, 20 Prozent Barben, 10 Prozent Döbel und 45 Prozent „übrige Standfische“ zusammengesetzt. Die Arten Brassens, Rotaugen, Rotfeder und Aland wurden als „von ziemlicher Bedeutung“ beschrieben, während Karpfen, Schleie und Karausche unbedeutend waren und nur vereinzelt auftraten. Als „Fischunkraut“ und teilweise massenhaft vorkommend wurden die Kleinfischarten Ukelei, Hasel, Gründling, Kaulbarsch und Schmerle (!) erwähnt. Der Biomasseanteil der Raubfische wurde mit 10 bis 20 Prozent als gering bezeichnet und war

zu 75 Prozent aus Hecht, 20 Prozent Barsch und 5 Prozent Zander zusammengesetzt. Zu dieser Zeit war der Zander kurz nach seiner Einführung in den Rhein noch nicht fest etabliert und pflanzte sich kaum erfolgreich fort. Ab den Bezirken Köln und Düsseldorf beschreibt der Autor den Niederrhein als typische Brassensregion, für die jedoch nur weniger detaillierte Informationen über die Zusammensetzung des Fischbestands vorlagen. Die Arten Rotaugen, Rotfeder, Brassens und Güster wurden für diesen Abschnitt als dominierend bezeichnet, die Arten Barbe, Nase und Döbel kamen jedoch auch in diesem Abschnitt noch häufig vor. Daneben wurden die Arten Aland, Ukelei, Gründling, Kaulbarsch, Quappe (!), Schneider (!), Schmerle, Hasel, Bitterling, Stichling und Flussneunauge ausdrücklich erwähnt. Auch im unteren Niederrhein soll das Vorkommen der Arten Karpfen, Schleie und Karausche fast ausschließlich auf die Altarme und Auengewässer beschränkt gewesen sein. Der Raubfischbestand soll im unteren Niederrhein geringer gewesen sein als im oberen Niederrhein. Bemerkenswerterweise werden in dieser Arbeit die Arten Wels und Rapfen nicht erwähnt; sie kamen zu dieser Zeit im Niederrhein offensichtlich noch nicht vor. Interessant sind auch die Hinweise auf die Vorkommen der rhithralen Arten Schmerle, Schneider und Quappe, die in neueren Arbeiten kaum mehr auftauchen. Die Arbeit von BÜRGER behandelt zwar ausführlich die Aalfischerei auf abwandernde Blankaale (die an Fangplätzen im Niederrhein dem gesamten oberhalb liegenden Rheineinzugsgebiet entstammen), liefert jedoch keine Informationen über die Höhe der Gelbaalbestände im Niederrhein.

2 Langzeitmonitoring im Niederrhein 1984 bis 2014

Die Fischfauna des Rheins wurde von der zuständigen Fachbehörde des Landes NRW (heute LANUV Fachbereich Fischereiökologie) erstmalig im Jahr 1984 mit der Technik bootsgestützter Elektrobefischungen (siehe Exkurs Kap. 4.4) entlang der Uferzonen untersucht. Die Technik der Elektrobefischung hatte sich zu diesem Zeitpunkt bereits zur Standardmethode repräsentativer Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern etabliert. Für diese Untersuchung wurden insgesamt 31 beziehungsweise seit 2006 32 Befischungsstrecken von je 500 Meter Länge am rechten Ufer verteilt über die nordrhein-westfälische Fließstrecke des Rheins festgelegt (siehe Abb. 13). Die Befischungsstrecken wurden so gewählt, dass verschiedene Einflüsse auf die Zusammensetzung der Fischfauna abgebildet werden konnten, wie unterschiedliche hydrografische Rheinabschnitte, unterschiedliche Ausbauzustände und Uferstrukturen oder die Lage von wichtigen Zuflüssen und einmündenden Seitengewässern oder von Einleitungen. Damit wurde der Grundstein für ein langfristiges Monitoring der Rheinfischfauna gelegt. Ein zweiter Untersuchungsdurchgang wurde dann erst nach einer längeren Pause neun Jahre später im Jahr 1993 durchgeführt. Danach wurden die Untersuchungen dann als regelmäßiges Monitoring in kürzeren Zeitabständen von zwei bis vier Jahren immer mit vergleichbarer Methodik und immer an den gleichen Befischungsstrecken durchgeführt.

Das Monitoringprogramm am Rhein wurde ursprünglich aufgelegt, um mittel- und langfristig Entwicklungen und Veränderungen im Fischbestand des

Rheins zu dokumentieren, wobei in der Anfangszeit der sich ändernde Haupteinfluss die Verbesserung der Wasserqualität infolge des Aktionsprogramms Rhein der Rheinanliegerstaaten war. Mit dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 und der Umsetzung in nationales Recht im Jahr 2003 erwuchs die Verpflichtung, Daten zum Zustand der Fischfauna in Fließgewässern zu erheben und auf deren Grundlage den ökologischen Zustand der Gewässer zu bewerten. Das laufende Monitoring war daher gut geeignet, die Daten für eine EG-Wasserrahmenrichtlinien-konforme Bewertung der Qualitätskomponente Fischfauna zu liefern. Inzwischen werden die Daten standardmäßig für eine Bewertung der Qualitätskomponente Fischfauna im Rhein herangezogen und entsprechend analysiert (siehe Kap. 3).

In diesem Kapitel wird ein Überblick über die wesentlichen Ergebnisse des Langzeitmonitorings im Untersuchungszeitraum 1984 bis 2014 gegeben, welche die Grundlage für den Bericht zur Wasserrahmenrichtlinie-Bewertung (LANUV 2016) darstellen. Darüber hinaus werden jedoch zusätzlich auch die Ergebnisse aus den Untersuchungsjahren 2015 und 2017 mit dargestellt, welche die weitere Entwicklung der Fischfauna beschreiben.

Dabei werden zunächst die zeitliche Entwicklung des Fischartenspektrums und die Entwicklung der qualitativen Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft sowie die Entwicklung der Fischmengen beschrieben.

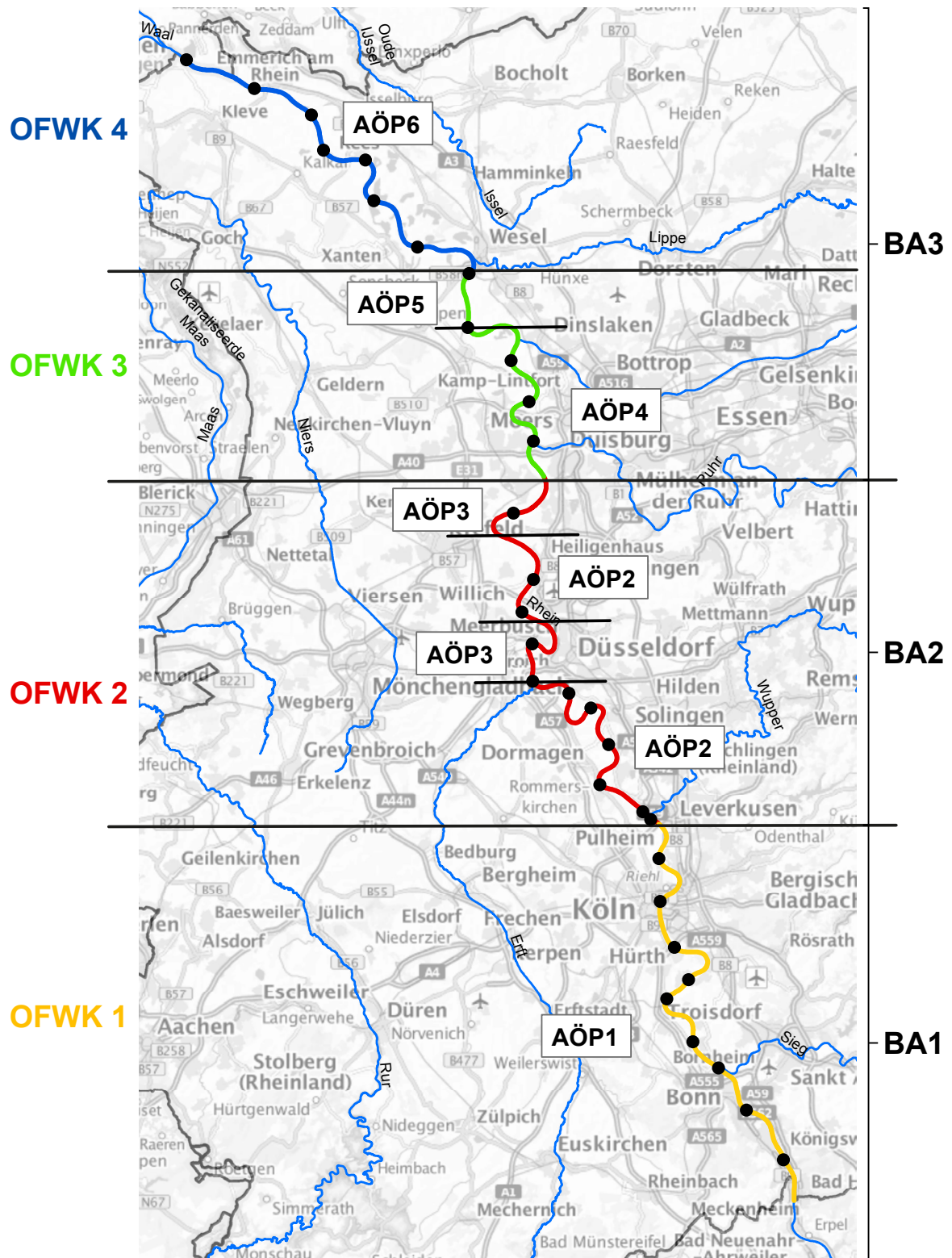


Abb. 13: Kartenübersicht über die Einteilungen des Rheins nach Oberflächenwasserkörpern (OFWK), Biozönotischen Abschnitten (BA) und problemhomogenen Abschnitten des ökologischen Potenzials (AÖP); schwarze Punkte = Probestrecken des Langzeitmonitorings (nach LANUV 2016; Kartengrundlage: Land NRW (2019); Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0))

Exkurs

Bootsgestützte Elektrofischung

Elektrofischungen sind eine moderne Methode für den schonenden Fang von Fischen, die vornehmlich in den Nachkriegsjahrzehnten entwickelt wurde und die heute in unterschiedlicher Form als Standardmethodik für Fischbestandserfassungen und wissenschaftliche Untersuchungen etabliert ist.

Methodik

Spezielle Elektrofischereigeräte, die ihre Energie aus Batterien oder motorgetriebenen Stromgeneratoren beziehen, werden dazu verwendet, durch Gleichstrom oder Impulsstrom im Wasser ein elektrisches Feld zu erzeugen. Dieses Feld wird zwischen einer Kathode, bei bootsgestützten Elektrofischungen meist eine Seilkathode, die vom Boot an einem Ausleger befestigt über den Grund geschleppt wird, und einer Streifenanode, bei der der Strom über eine Reihe von Metallstreifen an einem seitlich am Bug des

Bootes befestigten Ausleger auf der Wasseroberfläche abgegeben wird, erzeugt. Als Anode kann auch der elektrifizierte Fangkescher dienen. Die Stromabgabe ins Wasser wird vom Elektrofischer durch einen Fußschalter aktiviert.

Fische im Wirkradius des elektrischen Feldes zeigen eine sogenannte galvanotaktische Reaktion, das heißt sie bewegen sich aufgrund einer physiologischen Muskelreaktion zwangsweise auf die Anode zu und können dann an der Wasseroberfläche ins Boot gekeschert werden. Bei Bestandsaufnahmen werden die abgekescherten Fische in belüftete Wannen überführt, wo sie sich schnell erholen und am Ende einer Befischungsstrecke bestimmt, vermessen und wieder freigelassen werden. Bei sachgemäßer Handhabung ist die Elektrofischung eine schonende Methode zur Erfassung von Fischbeständen.



Abb. 14: Befischungsteam des LANUV Fachbereich Fischereiökologie im Einsatz bei der bootsgestützten Elektrofischung am Rhein 2018

Einflussfaktoren

Stärke und Ausdehnung des elektrischen Feldes hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab, zum einen von der Leistungsfähigkeit des Elektrofischereigerätetyps sowie von Form und Anordnung von Anode und Kathode, zum anderen von physikalischen Faktoren wie elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur des Wassers. Auch mit den leistungsstärksten Geräten kann im Wasser nur ein begrenztes elektrisches Feld erzeugt werden, dessen Fangwirkung auf wenige Meter um das Boot herum und auch in der Tiefenwirkung auf maximal circa 1,5 bis zwei Meter beschränkt bleibt.

Bei diesem Langzeitmonitoring wurden Elektrofischereigeräte vom Typ EFKO-8000 und später EFKO-13000 eingesetzt. Bei den Auswertungen der Fangdaten des Monitorings wird davon ausgegangen, dass der effektiv befischte Korridor eine Breite von drei Metern hat. Bei einer Streckenlänge von 500 Meter ergibt sich damit eine befischte Fläche von 1.500 Quadratmeter als Bezugsgröße.

Auch Größe, Körperform und Verhaltensweisen der Fischarten beeinflussen die Fängigkeit. Je größer ein Fisch und je langgestreckter seine Körperform ist, umso besser reagiert er im elektrischen Feld. Die Elektrokarkose kleiner Fische erfordert somit wesentlich höhere Stromstärken als die großer Fische. Außerdem werden Fische, die sich in Deckungsstrukturen aufhalten, wesentlich besser gefangen als Fische, die im Freiwasser schwimmen und große Fluchtdistanzen besitzen. Diese Umstände führten dazu, dass bestimmte Fischarten im Ergebnis einer Bestandsaufnahme leicht überrepräsentiert werden (wie zum Beispiel Aale) und andere Fischarten meist unterrepräsentiert bleiben (zum Beispiel Rapfen oder Zander). Wanderfische (außer Aal) und Rundmäuler (zum

Beispiel Maifisch, Nordseeschnäpel, Meerneunauge), lassen sich generell über ufernahe Elektrobefischungen nicht repräsentativ abbilden, da sie im Rhein überwiegend in Zeitfenstern außerhalb des Befischungszeitraumes auftreten und sich meist in Bereichen aufhalten, die für die Elektrofischerei nicht zugänglich sind. Aufgrund der beschriebenen Umstände bleibt der sinnvolle Einsatz der Elektrofischerei in großen Strömen wie dem Rhein auf die flachen Uferbereiche beschränkt; in den uferfernen, tiefen und sehr stark strömenden Bereichen der Strommitte kann die Elektrofischerei keine verwertbaren Ergebnisse liefern. Eine Fischbestandsaufnahme mittels Elektrofischerei auf dem Rhein kann somit kein vollständiges Bild der Fischbesiedlung des Stromes liefern. Da die Uferhabitate jedoch von vielen Fischarten besiedelt werden und den bevorzugten Aufenthaltsbereich von Jungfischen und subadulten Individuen der meisten Fischarten darstellen, können elektrofischereiliche Bestandsaufnahmen durchaus ein aussagekräftiges und repräsentatives Bild der Fischbesiedlung liefern.



Abb. 15: Nur die Uferbereiche des Rheins können mit Elektrofischerei untersucht werden

Exkurs

Zeitliche Einordnung des Langzeitmonitorings

Zwischen dem ersten Untersuchungsdurchgang 1984 und dem zweiten 1993 liegt eine relativ lange Zeitspanne von neun Jahren. In dieser Zeit kam es zu einem besonderen Ereignis, das einen großen Einfluss auf die Entwicklung der Rheinfischfauna gehabt haben dürfte. Im Jahr 1986 ereignete sich der letzte große Chemieunfall am Rhein, bei dem in Folge eines Brandes im Chemiewerk Sandoz in Schweizerhalle bei Basel große Mengen toxischen Löschwassers in den Rhein gelangten und im Oberrhein ein massives Fischsterben auslösten, dessen Auswirkungen bis in den Niederrhein feststellbar waren. Gut dokumentiert sind vor allem die Unmengen toter Aale, die den Rhein hinabtrieben und sich entlang der Ufer sammelten. Schätzungen gehen davon aus, dass alleine im Oberrhein mindestens 150.000 Aale verendet sind.

Aufgrund der erheblichen Fischschäden wurden von der Firma Sandoz seinerzeit in großem Umfang Entschädigungsleistungen an die Fischereipächter und Fischer geleistet. Die Sandoz-Katastrophe hatte jedoch auch zur Folge, dass erhebliche finanzielle Mittel in die wissenschaftliche Untersuchung des Rhein-Ökosystems investiert wurden und umfangreiche Maßnahmenprogramme wie das „Aktionsprogramm Rhein“ zur Verbesserung der Wasserqualität im Rhein aufgelegt wurden, aus dem letztlich auch das Programm „Lachs 2000“ mit dem Ziel der Wiedereinbürgerung des Lachses in den Rhein hervorgegangen ist.

Zur Untersuchung der Auswirkungen des Chemieunfalls auf die Fischfauna des Rheins wurde im Auftrag des damaligen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit auch eine erste großangelegte Untersuchung des Fischbestandes mit Hilfe elektrofischereilicher Bestandserhebungen im gesamten Rhein zwischen Basel und Emmerich durchgeführt (LELEK & KÖHLER 1989); die Befischungen hierzu erfolgten in den Jahren 1987, 1988 und 1989. Ungefähr zeitgleich wurde im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft NRW eine zweite intensive, jedoch auf den Niederrhein beschränkte Fischbestandsuntersuchung durchgeführt (MICHLING 1988) mit Befischungen in den Jahren 1986 und 1987. Diese beiden Studien dokumentieren damit den Zustand der Rheinfischfauna kurz nach dem Sandoz-Unfall. Die Ergebnisse deuteten darauf hin, dass die Auswirkungen der Sandoz-Katastrophe im Niederrhein deutlich weniger dramatisch waren als im Oberrhein.

Der erste Untersuchungsdurchgang des Langzeitmonitorings im Jahr 1984 dagegen dokumentiert noch den Zustand der Rheinfischfauna kurz vor dem Sandoz-Unfall, wogegen der zweite Untersuchungsdurchgang 1993 erst sieben Jahre danach erfolgte. Aufgrund dieser relativ langen Pause bleibt unklar, ob die feststellbaren Veränderungen als mehr oder weniger kontinuierliche Entwicklung oder relativ abrupt erfolgten und in welcher Weise sich hier am Niederrhein die Auswirkungen des Chemieunfalls niederschlugen.

2.1 Fischartenspektrum im Niederrhein

Im Hinblick auf das Fischartenspektrum ist zu berücksichtigen, dass mit bootsgestützten Elektrofischungen von 31 beziehungsweise 32 Befischungstrecken im Uferbereich nicht alle tatsächlich im Niederrhein vorkommenden Fischarten auch erfasst und nachgewiesen werden können (siehe Exkurs Seite 23). Die selteneren Arten oder Arten mit einer Lebensweise, die eine Erfassung in den flachen Uferbereichen unwahrscheinlich macht (zum Beispiel Maifisch, Nordseeschnäpel, Meerneunauge) werden mit dem Standarduntersuchungsprogramm nicht oder nur mit geringer Wahrscheinlichkeit erfasst. Das Langzeitmonitoring kann daher keine vollständige Liste aller jeweils im Untersuchungsjahr vorkommenden Fischarten liefern.

Nachfolgend wird eine aktuelle Liste der im Niederrhein vorkommenden Fischarten erläutert (Tab. 2). Die Liste umfasst zum einen alle Arten, die natürlicherweise im Niederrhein vorkommen sollten, weil sie Arten der definierten Fischreferenzen für die Niederrheinabschnitte sind (vgl. Kap. 3.2) oder weil ein Vorkommen historisch dokumentiert ist (ohne dass diese Arten Bestandteil der Referenzen geworden sind). Dies ist unabhängig davon, ob sie im Rahmen des Langzeitmonitorings tatsächlich nachgewiesen werden konnten oder ob rezente Nachweise aus

anderen Untersuchungen vorliegen. Daneben werden die referenzfremden Arten gelistet, die als gebietsfremde (eingeschleppte oder eingewanderte) Arten (Neozoen) oder eingebürgerte Arten (wie zum Beispiel Zander) faktischer Bestandteil der Rheinfischfauna geworden sind und die deshalb in den Artenlisten für die biozönotischen Leitbilder des Niederrheins (LUA 2005) aufgeführt werden.

Für den Teil der Arten, die im Rahmen des Langzeitmonitorings mittels Elektrofischerei im Niederrhein tatsächlich nachgewiesen wurden, werden Angaben zur Häufigkeit in einer vierstufigen Häufigkeitsskala gemacht. Eine Darstellung der Abundanz je Art und Jahr ist im Anhang Tab. A1 zu finden.

Die Fischartenliste für den Niederrhein umfasst damit insgesamt 55 Fischarten – inklusive Rundmäuler (Neunaugen), deren Vorkommen im Niederrhein entweder historisch dokumentiert ist oder die sich als referenzfremde Arten faktisch etabliert haben und Bestandteil des biozönotischen Leitbilds sind. Davon konnten im Rahmen des Monitorings 43 Arten rezent nachgewiesen werden, wobei es sich bei 30 Arten um Referenzarten handelt und bei 13 Arten um referenzfremde Arten.



Abb. 16: Das Fischartenspektrum wurde an mehr als 30 Befischungstrecken im Uferbereich bestimmt

Tab. 2: Fischartenliste des Niederrheins

Schwarze Schrift: Alle Arten, die Bestandteil der Fischreferenzen für den Rhein in NRW sind (vgl. Kap. 3.2), sowie historisch dokumentierte, zur ursprünglichen Fauna gehörende Arten, die nicht Bestandteil der Fischreferenzen wurden.

Blaue Schrift: Referenzfremde Arten, die als gebietsfremde Arten (eingewandert, eingeschleppt oder eingebürgert) faktisch Bestandteil der Rheinfischfauna sind und deshalb in LUA (2005) für die biozönotischen Leitbilder aufgeführt werden. Sie sind jedoch im Sinne der EG-WRRL (nach LANUV 2016) nicht bewertungsrelevant.

Im Langzeitmonitoring 1984 bis 2017 nachgewiesene Arten werden in einer vierstufigen Häufigkeitsskala dargestellt (konkrete Fangzahlen siehe Anhang Tab. A1).

Fischart	bewertungsrelevante Referenzart*	Status**	Untersuchungsjahr														
			1984	1993	1995	1998	2000	2004	2006	2010	2013	2014	2015	2017			
Referenzarten (mit Nachweisen)																	
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	häufig ¹	W	++	+++	++++	++++	++++	++++			++					
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	selten-häufig ²			++	++	++	++				++	++				
Asche	<i>Thymallus thymallus</i>	(selten) ¹										+					
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	häufig ¹	W					+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	mittel-selten ²		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	häufig-mittel ²		+	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	häufig ¹		++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	mittel-häufig ²										+					
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	mittel-häufig ²		+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Döbel, Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	häufig-mittel ¹		++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	mitte ¹															
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	selten-häufig ²	W	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	häufig ¹	W						+								
Groppe, Koppe	<i>Cottus spec.</i>	häufig-selten ²							+								
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	häufig ¹		+	++	+	+	+				+					
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	mittel-häufig ¹		+++	++	++	++	+	+								
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	häufig-mittel ¹		+++	++	++	+	+	++	+	+	++	++	++	++	++	+
Hecht	<i>Esox lucius</i>	mittel-häufig ¹		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	selten-häufig ²		+													
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	selten-häufig ²			++	+	+	++	+	+				+	+		
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	mittel-selten ²	W	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	häufig-mittel ²		+	+	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Quappe	<i>Lota lota</i>	mitte ¹						+									
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	häufig ¹		+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	selten-häufig ²										+					
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	mittel-häufig ²		+													
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	mittel-selten ²						+									+
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	selten-häufig ²												+			
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	häufig ¹		+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Referenzarten (ohne Nachweise)																	
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	(mittel) ¹															
Finle	<i>Alosa fallax</i>	(selten) ¹	W														
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	häufig ¹	W														
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	häufig ¹	W														
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineaatus</i>	selten-häufig ²															
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	selten-häufig ²															
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	selten ¹															
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	(mittel) ³															
Historisch dokumentierte Arten (nicht nachgewiesen & nicht Bestandteil der Referenz)																	
Europäischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	(K.A.)	W														
Nordseeschnäpel	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	(seltenhäufig)	W														
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>	(mittel) ³	W														
Referenzfremde Arten (mit Nachweis)																	
Blaubandbarbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	mittel	N										+				
Flussgrundel	<i>Neogobius fluviatilis</i>	(K.A.)	N										+	+			+
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	(selten-mittel)	u										+				+
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	(mitte/häufig)	u		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Kesslergrundel	<i>Ponticola kessleri</i>	(K.A.)	N										++	++	+	++	+
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	(selten)	N									+					
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	(häufig-mittel)	u		+	+	+	++	++	++	++	+	++	++	++	++	+
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(K.A.)	N				+					+					
Schwarzmaulgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	(K.A.)	N									++	+++	+++	+++	+++	+++
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	(selten/mittel)	N										+				+
Weis	<i>Silurus glanis</i>	(mitte)	u						+	+			+	+	++	++	+
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	(K.A.)	u														++
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	(häufig)	e		++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Referenzfremde Arten (ohne Nachweis)																	
Weißflossengründling	<i>Romanogobio belingi</i>	(mitte)	u														
Renke	<i>Coregonus spec.</i>	(selten)	u														
Artenzahl (gesamt):				55													
Arten mit Nachweis im Monitoring:				42	17	20	20	19	19	24	21	22	27	22	23	23	
Arten ohne Nachweis im Monitoring:				13													

Häufigkeitsklasse:

bis 10 Ind.	>10-100 Ind.	>100-500 Ind.	>500 Ind.
+	++	+++	++++

gelb unterlegte Artnamen: häufige oder wichtige Arten, für die Ergebnisse des Monitorings im Detail in den Abbildungen der Kap. 2.2 - 2.5 dargestellt werden

* Angaben zur Häufigkeit gemäß Fischgewässertypen des Rheins in NRW (LANUV 2016)

grün = Referenzart

¹ = Häufigkeitsangabe in allen drei Fischgewässertypen einheitlich

² = Häufigkeitsangabe für zwei Fischgewässertypen abweichend

in Klammern und hellgrün = Vorkommen und Häufigkeitsangabe nur in einem Fischgewässertypen

weiß = Arten mit ungeklärtem Status; sie werden im LUA-Merkblatt 49 aufgeführt, aber ohne technische Referenz in den Fischreferenztypen des Rheins und damit nicht bewertungsrelevant

** Status: Neozoen (N) = gebietsfremde, eingeschleppte oder eingewanderte Arten, diadrome Wanderfische (W), eingebürgerte Arten (e) und Arten mit ungeklärtem Status (u)

Systematische Anmerkungen:

¹ *Cottus spec.*: Die im Rhein vorkommenden Koppen wurden früher pauschal als *Cottus gobio* geführt. Eine spätere Revision der Gattung und genetische Untersuchungen ergaben, dass die im Rhein vorkommenden Koppen zur Art *C. perifretum* gehören bzw. einen Hybriden darstellen. Neuerdings ist die Art so selten, dass keine Überprüfungen mehr durchgeführt werden konnten.

² *Coregonus spec.*: Gemeint ist eine reproduzierende Art aus dem *C. lavaretus*-Formenkreis, deren Jugendstadien in Spezialuntersuchungen regelmäßig nachgewiesen werden und die genetisch vom Nordseeschnäpel *C. oxyrinchus* zu unterscheiden ist.

³ *C. oxyrinchus*, Nordseeschnäpel. Die genetischen Untersuchungen von DIERKING et al. (2014) machten deutlich, dass bei den Coregonen der Nord- und Ostsee von zwei unterschiedlichen Populationen gesprochen werden kann. Die für den Besatz im Rhein verwendeten Vidau-Schnäpel sind dabei auch dem Nordseeschnäpel *C. oxyrinchus* zuzuordnen.

⁴ *Romanogobio belingi*: Der Stromgründling im Rhein wurde ehemals als Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*) bezeichnet.

2.2 Entwicklung der Artenzahlen

Im Jahr 1984, zu Beginn des Langzeitmonitorings, wurden mit den Elektrobefischungen in den Uferzonen im Niederrhein insgesamt 17 Fischarten dokumentiert. Dies ist die geringste Artenzahl des bisherigen Untersuchungszeitraumes (vgl. Abb. 17). Beim letzten Durchgang des Monitorings im Jahr 2017 waren es hingegen 24 Fischarten. Die maximale Artenzahl eines Untersuchungsdurchgangs wurde 2013 mit insgesamt 27 Fischarten dokumentiert. Tendenziell lässt sich daher über den Untersuchungszeitraum eine Zunahme bei der Anzahl nachgewiesener Fischarten erkennen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum von 1984 bis 2017 wurden durch die Elektrobefischungen insgesamt 43 verschiedene Fischarten im Niederrhein nachgewiesen; dies entspricht einem Anteil von 78 Prozent des potenziell vorkommenden Artenspektrums von 55 Arten (vgl. Tab. 2).

Ähnlich wie die Fischdichten (vgl. Kap. 4.2) unterliegen auch die Artenzahlen in den insgesamt 31 beziehungsweise 32 Befischungsstrecken in jedem Untersuchungsjahr einer gewissen Schwankungsbreite und zeigen innerhalb eines Jahres im Rheinverlauf eine große räumliche Variabilität. Die mittlere Artenzahl pro Befischungsstrecke lag zu Beginn des Monitoringzeitraums über mehrere Untersuchungsjahre bei den ufernahen Elektrobefischungen konstant bei durchschnittlich sieben Arten (vgl. Abb. 18). Danach traten im Zeitraum 1998 bis 2010 gewisse Schwankungen um ein bis zwei Arten auf, bis im Jahr 2010 ein Minimum der mittleren Artenzahl von 5,5 Arten pro Befischungsstrecke dokumentiert wurde. In den Untersuchungsjahren 2013 und 2014 wurde dann ein deutlicher Anstieg der mittleren Artenzahl auf 9,1 (Maximum) beziehungsweise 7,8 Arten festgestellt. Die Zunahme der mittleren Artenzahl in den Jahren 2013 und 2014 gegenüber 2010 erwies sich im statistischen Test als signifikant (vgl. LANUV 2016).

Die Zunahme der Artenzahl in den letzten Dekaden beruht auf zwei unterschiedlichen Entwicklungen. Zum einen sind in Folge der Verbesserung der Wasserqualität im Rhein ehemals verschwundene Arten wieder aufgetaucht. Sie haben den Rhein auf natürliche Weise aus den Zuflüssen oder von verbliebenen Restvorkommen aus wiederbesiedelt. Dazu kommen die Erfolge der Wiederansiedlungsprogramme für die im Rhein ausgestorbenen Wanderfischarten Lachs, Nordseeschnäpel und Maifisch, die dazu geführt haben, dass diese Arten im Niederrhein wieder nachgewiesen werden können. Die so bedingte Zunahme der Artenzahl kann daher als echtes Anzeichen einer ökologischen Rehabilitation gewertet werden. Zum

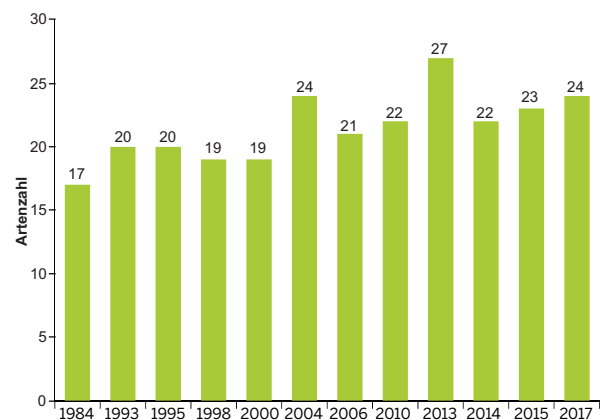


Abb. 17: Entwicklung der Gesamtartenzahl im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017. Die Anzahl der Probestrecken lag 1984-2004 bei 31. 2006-2017 bei 32

anderen hat sich jedoch auch eine Vielzahl von Neozoen im Rhein etabliert. Letztere wurden entweder durch die Fischereiwirtschaft oder den Zierfischhandel unabsichtlich verschleppt und verbreitet, konnten aus anderen Naturräumen wie der ponto-kaspischen Region und dem Donau-Raum über die künstliche Verbindung durch Kanäle zuwandern oder gelangten

durch eine Verschleppung mit der Berufsschifffahrt in den Rhein (zum Beispiel Marmorierte Grundel, Schwarzmaulgrundel und Kesslergrundel).

In der Konsequenz ist die alleinige Betrachtung der Artenzahlen für eine Bewertung des ökologischen Zustands wenig aussagekräftig.

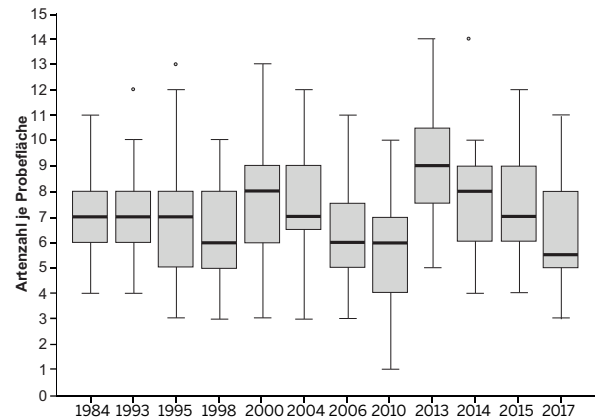
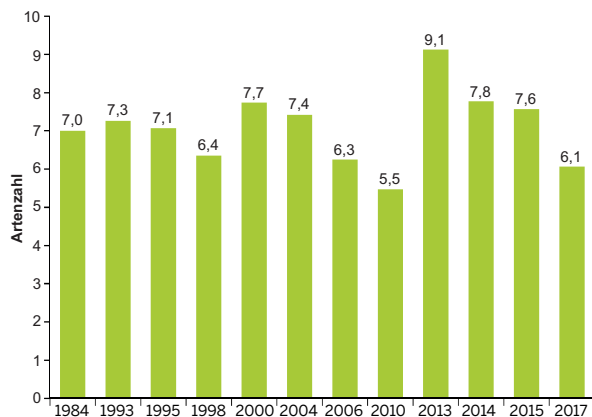


Abb. 18: Entwicklung der mittleren Artenzahl pro Befischungsstrecke im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017

Links: Mittlere Artenzahl pro Befischungsstrecke, rechts: Variabilität der mittleren Artenzahl in den einzelnen Befischungsstrecken

2.3 Entwicklung der Fischmenge

Fischdichte

Zur Beschreibung der Fischmenge im Rhein kann die Individuendichte, also die Anzahl Fischindividuen pro Flächeneinheit, genutzt werden. Als Einheit wurde hier die tatsächlich beprobte Fläche von 1.500 Quadratmeter je Befischungsstrecke herangezogen (es wurden 500 Meter lange Strecken mit einem angenommenen Wirkkorridor von drei Meter Breite befischt).

Die jährlich in den 32 Befischungsstrecken ermittelten Individuendichten zeigen innerhalb eines Jahres im Rheinverlauf eine große räumliche Variabilität (siehe Abb. 19). Die ausschlaggebende Kenngröße zur Beschreibung der Fischdichte ist daher die über die Gesamtzahl der Befischungsstrecken gemittelte Fischdichte (siehe Abb. 19). Im ersten Untersuchungsjahr 1984 wurden mit einer mittleren

Fischdichte von 330 Individuen/1.500 Quadratmeter die höchsten Fischdichten des gesamten Untersuchungszeitraums festgestellt. Ausgehend von diesen vergleichsweise hohen Werten erfolgte im weiteren Verlauf des Monitorings ein erheblicher Rückgang der Fischdichten. Zum zweiten Untersuchungsdurchgang 1993 war ein Rückgang der Fischmengen um nahezu 50 Prozent auf eine mittlere Fischdichte von 171 Individuen/1.500 Quadratmeter zu verzeichnen. In den folgenden zwei Untersuchungsdurchgängen bis zum Jahr 1998 nahm die mittlere Fischdichte weiter ab, um dann im Zeitraum von 1998 bis 2010 mit gewissen Schwankungen auf niedrigem Niveau zu verbleiben. Im Jahr 2010 wurde der bisherige Tiefstand mit einer mittleren Fischdichte von 23 Individuen/1.500 Quadratmeter erreicht. In den Untersuchungsjahren 2013 und 2014 erfolgte dann ein deutlicher Anstieg, so dass im Jahr 2014 wieder eine mittlere Fischdichte

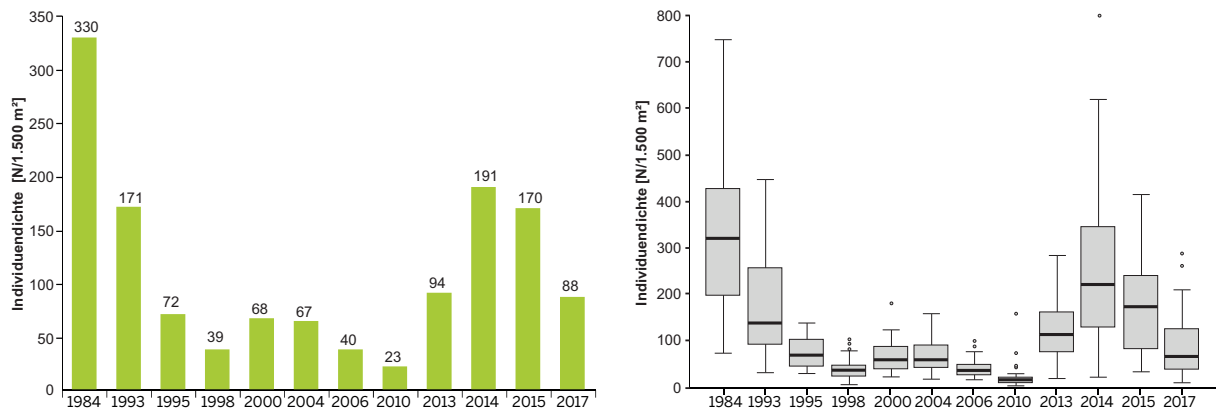


Abb. 19: Entwicklung der jährlichen mittleren Individuendichten (Mittelwert der Individuendichte aller Befischungsstrecken) im Monitoringzeitraum 1981 bis 2017 (Individuen-Bestände in Ind./1.500 m²). Die Anzahl der Probestrecken lag 1984-2004 bei 31, 2006-2017 bei 32. Links: Mittlere Individuendichte pro Befischungsstrecke, rechts: Variabilität der mittleren Individuendichte in den einzelnen Befischungsstrecken

von 191 Individuen/1.500 Quadratmeter verzeichnet werden konnten. Die Werte näherten sich damit der Ausgangssituation von 1984 beziehungsweise 1993 an. Im bisher letzten Durchgang des Monitorings im Jahr 2017 wurde jedoch wieder eine vergleichsweise geringe Fischdichte von 78 Individuen/1.500 Quadratmeter festgestellt.

Der massive Rückgang der Fischdichten gegenüber dem ersten Untersuchungsjahr 1984, der Tiefstand im Jahr 2010 und der Wiederanstieg in den Jahren 2013 und 2014 haben sich in statistischen Tests als signifikant erwiesen, wogegen die geringfügigen Schwankungen im Zeitraum von 1995 bis 2006 nicht signifikant sind (vgl. LANUV 2016). Bei den Fischdichten haben sich somit im Monitoringzeitraum bedeutende und statistisch signifikante Entwicklungen vollzogen.

Biomasse

Die Fischmenge kann neben der Individuendichte auch durch die Biomasse beschrieben werden, die dann analog zur Individuendichte als Biomasse in Kilogramm pro Flächeneinheit (hier 1.500 m²) ausgedrückt wird. Hierzu wurden die Stückgewichte der gefangenen Fische rückwirkend mit Hilfe von Längengewichtsregressionen aus den aufgenommenen Längendaten ermittelt.

Eine erste Auswertung der Monitoringdaten im Hinblick auf die Biomasseentwicklung wurde von BORCHERDING & GERTZEN (2016) bereits in einem gesonderten Projekt für die Jahre 1984 bis 2013 durchgeführt und publiziert. Für die vorliegende Veröffentlichung wurden die Daten bis einschließlich 2017 für die Bezugsgröße kg/1.500 m² Befischungsfläche anstelle von kg/ha und mit abweichenden Grundannahmen bezüglich der von der Auswertung auszuschließenden Sonderfälle ausgewertet.

Die Entwicklung der Biomasse im Rhein zeigte erwartungsgemäß zunächst einen deckungsgleichen Verlauf wie die der Individuendichten. Ausgehend von relativ hohen Werten 1984 in der Größenordnung von rund 49 kg/1.500 m² erfolgte zum dritten Untersuchungsdurchgang 1995, also über einen Zeitraum von neun Jahren, ein starker Rückgang der Fischbiomasse auf ein Niveau von rund 14 kg/1.500 m² (siehe Abb. 20). Danach erfolgte ein gewisser Anstieg der Fischbiomasse, die in den 2000er-Jahren zwischen Werten von rund 10 kg/1.500 m² und 25 kg/1.500 m² schwankten. In den Jahren 2013 und 2015 waren die bisher geringsten Werte von 10 kg/1.500 m² festzustellen. Im bisher letzten Untersuchungsjahr 2017 betrug die mittlere Biomasse 15 kg/1.500 m² und lag damit auf einem Niveau von rund 31 Prozent der Ausgangssituation im Jahr 1984.

Die Entwicklung der Fischmengen (Individuendichte und Biomasse) im Niederrhein war somit dadurch gekennzeichnet, dass ausgehend von vergleichsweise hohen Werten 1984 bis Ende der 1990er-Jahre ein deutlicher Rückgang sowohl bei den Individuendichten als auch bei der Biomasse erfolgte. Die mittlere Individuendichte sank dabei bis 1998 auf ein Niveau von rund zwölf Prozent des Ausgangswertes von 1984. In den 2000er-Jahren unterlagen beide Größen gewissen Schwankungen, blieben aber stets auf einem deutlich geringeren Niveau als im Ausgangsjahr. Ab dem Jahr 2013 war dann bei den Individuendichten ein deutlicher Wiederanstieg zu verzeichnen, ohne dass bei den Biomassen eine vergleichbare Entwicklung erkennbar war. Diese Entwicklung der Werte beschreibt das Aufkommen individuenreicher Kleinfischbestände (insbesondere Schwarzmaulgrundel), die sich aufgrund der geringen Individuengewichte jedoch kaum auf die Biomassenentwicklung auswirkten.

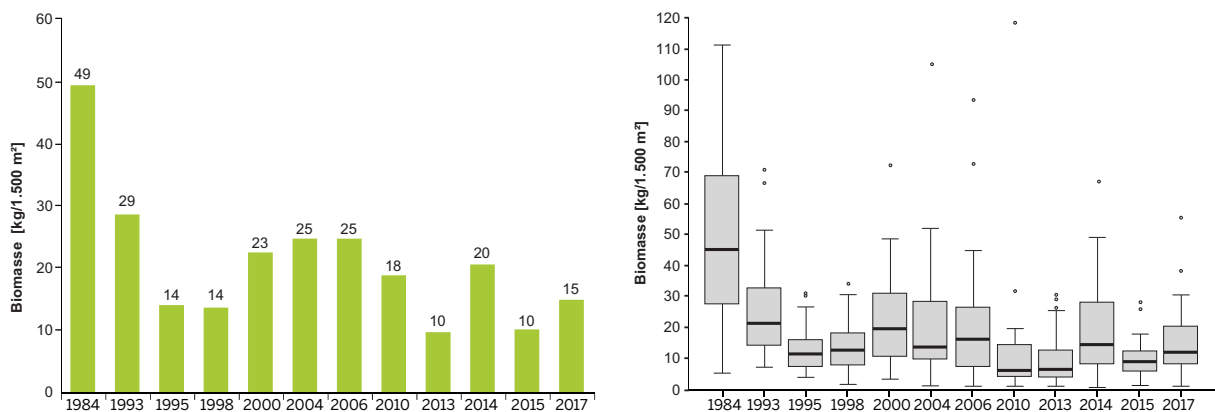


Abb. 20: Entwicklung der mittleren Fischbiomasse (Biomassen-Bestände in kg/1.500 m² Befischungsfläche) im Monitoringzeitraum 1981 bis 2017. Die Anzahl der Probestrecken lag 1984-2004 bei 31, 2006-2017 bei 32.

Links: Mittlere Fischbiomasse pro Befischungsstrecke, rechts: Variabilität der mittleren Fischbiomasse in den einzelnen Befischungsstrecken

2.4 Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft

Bei den nachfolgenden Abbildungen zur Dominanzstruktur der Fischartengemeinschaft werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die **14 wichtigsten Arten** behandelt (vgl. Tab. 2). Eine jährliche Darstellung dieser Ergebnisse als Balkendiagramme findet sich im Anhang in Abbildung A.1. Es werden die Arten betrachtet, die im Gesamtfang des Untersuchungszeitraums einen Anteil von mindestens fünf Prozent oder im Gesamtfang eines einzelnen Untersuchungsjahres mindestens einen Anteil von einem Prozent erreichten.

Die beschriebene Entwicklung der relativen Artenhäufigkeiten im Monitoringzeitraum von 1984 bis 2017 wird in Abbildung 24 für verschiedene Artengruppen, die auf Grundlage der Zugehörigkeit zu **ökologischen Gilden** (Gruppen von Fischarten mit ähnlichen Lebensraumsprüchen) und damit wesentlichen Gemeinsamkeiten ihrer ökologischen Ansprüche gebildet wurden, zusammengefasst.






Tabelle 3 zeigt, dass im Jahr 1984 zu Beginn des Langzeitmonitorings der Gesamtfang im Wesentlichen aus eurytopen Cypriniden mit vergleichsweise geringen Ansprüchen an den Lebensraum bestand: Die beiden Arten Rotauge und Ukelei dominierten mit hohen Anteilen von 49,1 Prozent und 35,9 Prozent den Gesamtfang, daneben kam als dominante Art noch der Brassen mit einem Anteil von 5,7 Prozent vor. Einzige rheophile Art, die mit größerer Häufigkeit vorkam, war der Hasel, der einen Anteil von 3,6 Prozent erreichte. Alle anderen rheophilen Arten waren mit relativen Häufigkeiten von weniger als 1 Prozent sehr selten.

Die beiden Arten Rapfen und Aland, die sich im weiteren Verlauf des Monitorings zu häufigen Arten entwickelten, konnten 1984 noch nicht nachgewiesen werden.

Tab. 3: Dominanzanteile (relative Individuen-Häufigkeit in Prozent) der 14 häufigsten Fischarten aus dem Langzeitmonitoring Rhein 1984-2017 in den einzelnen Untersuchungsjahren

Art	1984	1993	1995	1998	2000	2004	2006	2010	2013	2014	2015	2017
Ukelei	35,87	53,30	24,78	9,88	15,85	15,63	12,75	10,34	20,89	21,82	8,93	7,68
Aal	1,01	9,19	25,00	43,99	30,93	32,37	16,07	8,71	2,67	5,52	7,81	17,70
Rotauge	49,05	18,37	25,80	12,03	17,58	6,30	3,71	1,90	3,27	1,62	5,28	1,74
Schwarzmaulgrundel								12,52	50,66	61,41	66,49	49,66
Brassen	5,74	11,94	8,35	14,66	10,13	9,72	19,78	37,28	2,32	1,57	0,76	1,99
Barbe	0,06	1,65	4,60	6,75	6,24	10,34	15,15	5,17	1,47	2,19	0,62	1,64
Aland		0,74	1,70	1,73	2,11	7,84	13,83	10,07	2,00	2,50	2,49	3,80
Nase	0,03	0,15	0,49	1,48	5,52	7,17	9,35	3,27	8,95	1,27	1,91	1,17
Flussbarsch	0,79	0,78	1,43	3,38	2,69	3,94	2,24	2,59	3,40	0,58	1,09	1,03
Döbel	0,29	0,63	1,12	1,57	3,75	1,30	2,94	0,14	0,40	0,16	0,31	0,14
Zander	1,46	1,00	1,29	1,40	1,39	0,96	1,31	1,77	0,70	0,20	0,22	0,60
Hasel	3,60	0,53	1,16	0,41	0,48	0,96	0,31	1,09	0,55	0,30	0,74	0,07
Rapfen		0,02	0,22	0,33	1,54	1,20	1,16	1,09	0,50	0,57	0,45	0,14
Güster	1,96	0,95	2,50	0,41		0,43						

Häufigkeitsklasse Dominanzwerte [%]

eudominant	> 10 %	
dominant	> 5 - 10 %	
subdominant	> 2 - 5 %	
rezedent	> 1 - 2 %	
subrezedent	> 0 - 1 %	

Legende: Dominanzklassen nach SCHWERTFEGER 1978

Exkurs

Ökologische Gilden

Fischarten lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten wie zum Beispiel dem Fortpflanzungsverhalten einschließlich der Wahl des Laichsubstrates, der Ernährungsstrategie, dem Wanderverhalten oder verschiedenen Anpassungen, zum Beispiel an Temperaturverhältnisse, in Gruppen mit ähnlichen Ansprüchen oder Anpassungen einteilen, den sogenannten „ökologischen Gilden“. Dementsprechend spricht man von der Reproduktionsgilde, der Trophiegilde und der Wander- oder Mobilitätsgilde. Besonders wichtig ist dabei die Strömungs- oder Habitatgilde, die generelle Anpassungen an die Strömungsverhältnisse und damit an wesentliche Eigenschaften der verschiedenen Gewässertypen reflektiert. Hierbei werden auf Grundlage des Gilden-Konzeptes von SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) unterschieden:

- **rheophile Arten:** Diese Gilde repräsentiert die typischen Flussfischarten, also Arten, die ausschließlich oder bevorzugt in strömendem Wasser vorkommen, wobei die Fortpflanzung nur in strömendem Wasser erfolgt – meist mit einer Bindung an kiesiges Laichsubstrat. Es können zwei Gruppen rheophiler Arten unterschieden werden:
 - ◆ **rheophil-A:** Arten, die während ihres gesamten Lebens mit allen Entwicklungsstadien an die Verhältnisse in Fließgewässern angepasst sind. Typische Vertreter in der Rheinfischfauna sind zum Beispiel Barbe, Nase und Hasel.
 - ◆ **rheophil-B:** Arten, die zwar den Großteil ihres Lebens in Fließgewässern verbringen und sich meist auch nur in strömendem Wasser fortpflanzen, die aber in bestimmten Lebensphasen, zum Beispiel als nicht geschlechtsreife Jungfische, auch Stillgewässer wie zum Beispiel angebundene Auengewässer besiedeln. Typische Vertreter in der Rheinfischfauna sind zum Beispiel Döbel, Aland und Rapfen. Diese Arten

werden in einer anderen Terminologie auch als „semi-rheophil“ bezeichnet.

Gelegentlich wird bei den rheophilen (strömungsliebenden) Arten eine Unterscheidung von Arten mit Bindung an die Oberläufe von Fließgewässern (sehr stark strömend, kalt, sauerstoffreich) als „rheophil-rhithrale Arten“ und Arten mit Bindung an die Mittelläufe von Fließgewässern als „rheophil-potamale Arten“ vorgenommen.

- **Indifferente Arten** (auch als **eurytopye Arten** bezeichnet): Arten ohne besondere Anpassung an bestimmte Strömungsverhältnisse; sie besiedeln sowohl Fließ- als auch Stillgewässer. Typische Vertreter in der Rheinfischfauna sind zum Beispiel Brassen, Rotaugen, Ukelei, Barsch und Zander. Die meisten eurytopen Arten sind auch bei der Wahl der Laichsubstrate indifferent. Etliche Arten dieser Gruppe besiedeln als Adulte zwar auch Fließgewässer, weisen bei der Fortpflanzung aber eine starke Bindung an die Stillwasserverhältnisse in Auengewässern oder Überschwemmungsflächen verbunden mit einer starken Präferenz für pflanzliche Laichsubstrate auf. Typisches Beispiel in der Rheinfischfauna ist der Brassen. Diese Gruppe wird in einer anderen Terminologie auch als eurytop-mit Auenbindung bezeichnet (zum Beispiel Brassen, Güster).

Die grundsätzlich als „indifferent“ klassifizierten Arten, die aber eine deutliche Präferenz für strömendes Wasser aufweisen, werden in einer anderen Terminologie auch als „**semi-lotisch**“ bezeichnet. Typisches Beispiel in der Rheinfischfauna ist der Ukelei.

- **Stagnophile Arten** (auch als **limnophile Arten** bezeichnet): Arten mit einer starken Bindung an stehende Gewässer, die fast ausschließlich Stillgewässer besiedeln und Fließgewässer weitgehend meiden (meist verbunden mit einer Bindung an Wasserpflanzen als Laichsubstrat). Beispiele sind die Schleie oder die Rotfeder.

Wandergilden

- **Diadrome Arten:** Arten, die Langdistanzwanderungen zwischen den Teillebensräumen im Meer und im Süßwasser unternehmen. Dabei werden unterschieden:
 - ◆ **Katadrome Arten:** Arten, deren Hauptwachstum im Süßwasser erfolgt und die hier die meiste Zeit ihres Lebens verbringen, deren Fortpflanzung aber ausschließlich im Meer erfolgt und die deshalb Laichwanderungen vom Süßwasser ins Meer unternehmen. Einzige Arten in der Rheinfischfauna sind Aal und Flunder.
 - ◆ **Anadrome Arten:** Arten, deren Hauptwachstum im Meer erfolgt und die hier die meiste Zeit ihres Lebens verbringen, deren Fortpflanzung aber ausschließlich im Süßwasser erfolgt und die deshalb Laichwanderungen vom Meer ins Süßwasser unternehmen. Typische Beispiele in der Rheinfischfauna sind Lachs, Meerforelle, Maifisch und Nordseeschnäpel.



Abb. 21: Im Untersuchungsjahr 2010 konnten besonders viele Brassen nachgewiesen werden

Über die nächsten Durchgänge des Monitorings von 1993 bis 2006 nahm die Häufigkeit der eurytopen Cypriniden Rotaugen, Ukelei, Brassen und Güster mehr oder weniger kontinuierlich ab. Dieser Rückgang wird auch von der ökologischen Gilde abgebildet (siehe Abb. 24). Im Gegenzug stieg die Häufigkeit des Aals im Untersuchungsjahr 1995 sprunghaft an und im Zeitraum von 1995 bis 2006 trat der Aal als dominante Art mit Anteilen von jeweils deutlich mehr als zehn Prozent des Gesamtfangs auf. Den maximalen Dominanzanteil von 44,0 Prozent erreichte der Aal im Jahr 1998 (siehe Abb. 24). Daneben war ab 1995 auch eine deutliche Zunahme der Dominanzanteile von rheo-

philen Arten wie Barbe und Nase sowie von Aland und Rapfen zu verzeichnen. Maximale Dominanzanteile der rheophilen Arten wurden in den Jahren 2004 und 2006 dokumentiert (siehe Tab. 3 und Abb. 24).

Die Ergebnisse des Untersuchungsjahres 2010 stellen dann in mehrfacher Hinsicht Ausnahmeverhältnisse dar. Entgegen des langfristigen Trends wurde in diesem Jahr eine herausragend hohe Dominanz des Brassen mit einem Fanganteil von 37,3 Prozent dokumentiert. Über 50 Prozent der Brassen wurden im Bereich der Sonderstruktur des Parallelwerks Walsum nachgewiesen, welches einen besonderen Rück-

zugsraum bietet und damit nicht den Gesamtbestand des Rheins widerspiegelt. Das Ergebnis muss deshalb in diesem Kontext bewertet werden. Daneben wurde in diesem Untersuchungsjahr als Besonderheit erstmalig das neue Vorkommen der beiden aus der ponto-kaspischen Region stammenden Grundel-Arten Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) und Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) festgestellt (siehe Tab. 3 beziehungsweise Abb. 24). Diese beiden Neozoen wurden bei ihrem Erstnachweis im Rahmen des Monitorings gleich mit hohen Individuenzahlen nachgewiesen. Dagegen wurde die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*), die bereits wesentlich früher Ende der 1990er-Jahre in das Rheinsystem eingedrungen war, im Rahmen des gesamten bisherigen Monitorings lediglich mit einem Einzelindividuum im Jahr 2006 im Hauptstrom des Niederrheins festgestellt. Die Schwarzmaulgrundel dagegen erreichte schon bei ihrer ersten Erfassung im Monitoringdurchgang 2010 einen relativ hohen Dominanzanteil von 12,5 Prozent. Die beiden Arten Brassen und Schwarzmaulgrundel prägten somit die Dominanzstruktur des Gesamtfanges im Untersuchungsjahr 2010.

Ab dem Untersuchungsjahr 2013 war dann ein vollständig verändertes Bild in der Zusammensetzung der Fischfauna festzustellen. Die Gesamtfänge des Monitorings wurden von herausragend hohen Dominanzanteilen der Schwarzmaulgrundel geprägt. 2013 machte die Art 50,7 Prozent und in Jahr 2014 sogar 61,4 Prozent des Gesamtfanges aus. Die Schwarzmaulgrundel hatte sich somit innerhalb we-

niger Jahre nach ihrem Vordringen in das Rheinsystem im Niederrhein mit einem Massenvorkommen etabliert und damit das Besiedlungsbild nachhaltig geprägt (siehe Abb. 24). Die hohe Dominanz der Schwarzmaulgrundel führte zwangsläufig zu erheblichen Verschiebungen in der Dominanzstruktur der Gesamtfänge. Neben der Schwarzmaulgrundel trat nur noch der Ukelei mit höheren Dominanzanteilen von 20,9 Prozent (2013) und 21,8 Prozent (2014) in Erscheinung. Gleichzeitig gingen die Dominanzanteile von Aal sowie den rheophilen Arten (Barbe, Nase, und Hasel sowie Aland und Rapfen) deutlich zurück (siehe Abb. 24). Im bisher letzten Untersuchungsjahr 2017 wurde dann ein auffälliger Bestandsrückgang bei der Schwarzmaulgrundel festgestellt, sodass der Dominanzanteil der Grundeln wieder auf den immer noch sehr hohen Anteil von 49,7 Prozent absank.



Abb. 22: Adulte Schwarzmaulgrundel; die Art wird im Rhein selten größer als 15 Zentimeter



Abb. 23: Grundeln dominieren seit dem Massenaufkommen ab 2010 in hohem Maße alle Fänge im Rhein

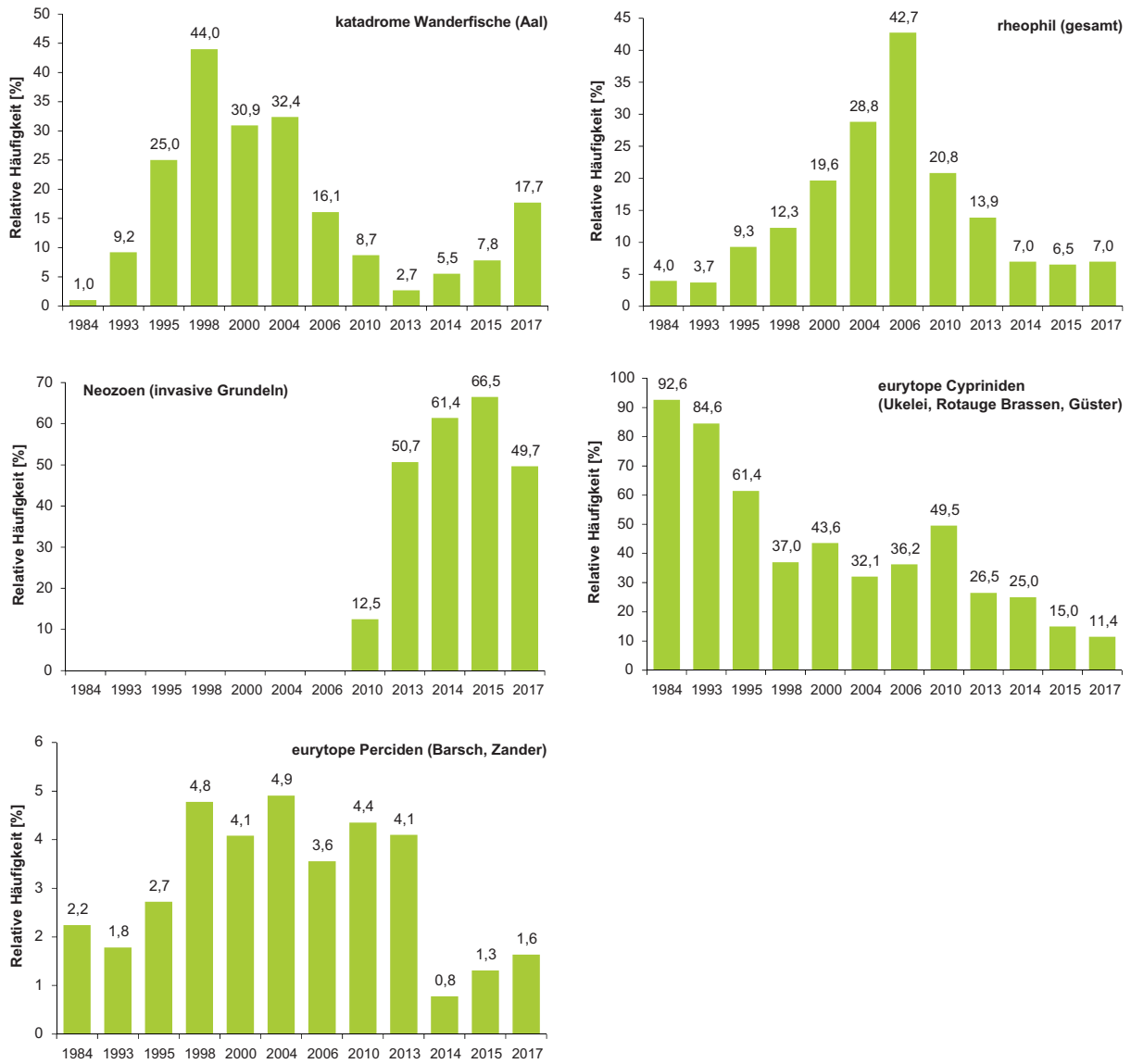


Abb. 24: Entwicklung relativer Artenhäufigkeiten im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017 für bestimmte Artengruppen (Achsenkalibrierung an Häufigkeit angepasst)

rheophil (gesamt) = rheophil-A (Barbe, Nase, Hasel) + rheophil-B (Döbel, Rapfen, Aland)

2.5 Bestandsdichten verschiedener ökologischer Gilden

Die Etablierung der Massenvorkommen pontokaspischer Grundel-Arten im Niederrhein hat nach 2010 zu sehr gravierenden Veränderungen in der Dominanzstruktur der Fischartengemeinschaft und dabei zwangsläufig zu einem erheblichen Rückgang der Dominanzen der heimischen Fischarten geführt (siehe Kap. 2.4 und 2.6). Dabei handelt es sich jedoch um Verschiebungen relativer Häufigkeiten, wobei der durch die extrem hohe Dominanz der invasiven Grundeln bedingte Rückgang der Dominanz bei anderen Arten nicht automatisch auch einen Rückgang der absoluten Individuendichten dieser Arten bedeuten muss.

Die Betrachtung der Entwicklung der Gesamt-Individuendichten (Summe der Individuen aller Arten) in Kapitel 2.3 (Abb. 19) hat gezeigt, dass es im Monitoring-Zeitraum von 1984 bis 1998, also bereits vor dem Auftauchen der invasiven Grundeln, zu einem signifikanten Rückgang der Fischdichte im Niederrhein gekommen ist. Parallel zu der Entwicklung der hohen Grundel-Dominanz in den Untersuchungsjahren 2013 und 2014 erfolgte eine Wiederrückkehr der Fischdichten im Rhein, die jetzt durch die hohen Grundel-Bestände bedingt war. Die Abbildung 25 zeigt die Entwicklung der Bestandsdichten in zusammenfassender Form für die verschiedenen ökologischen Gilden (entsprechend der Darstellung in Abbildung 24). Dabei ist von besonderem Interesse, ob die hohen Bestandsdichten der invasiven Grundeln (Abb. 25) nicht nur zu einer Verschiebung der relativen Häufigkeiten geführt haben, sondern ob sie auch eindeutige Rückgänge in den absoluten Bestandsdichten bei den heimischen Arten zur Folge hatten.

Die verschiedenen Artengruppen lassen unterschiedliche Trends erkennen. Beim Aal (**katadrome Gilde**) war ausgehend von relativ geringen Bestandsdichten 1984 ein starker Anstieg bis zum Untersuchungsjahr 2004 zu verzeichnen, in den Jahren 2006 und 2010 wurden dann erheblich reduzierte Bestandsdichten dokumentiert (Abb. 25). In den Jahren 2013 und 2014 erfolgte jedoch wieder eine Zunahme, die sich auch in den Jahren 2015 und 2017 fortsetzte. Die Bestandsentwicklung beim Aal wird jedoch wie bei keiner anderen Art von Besatzmaßnahmen

und anderen Einflüssen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung beeinflusst (siehe Kap. 4.4) und dürfte kaum in einem Zusammenhang mit der Entwicklung der Grundelbestände stehen.

Bei der **rheophilen Gilde** ist kein eindeutiger Trend zu erkennen (Abb. 25). Die maximalen Bestandsdichten wurden im Untersuchungsjahr 2004 festgestellt, in den Jahren nach der Grundel-Invasion 2013 ist jedoch kein auffälliger Bestandsrückgang zu verzeichnen.

In den beiden Gruppen der **eurytopen Cypriniden** (Abb. 25) und **eurytopen Perciden** (Abb. 25) sind ebenfalls keine eindeutigen Bestandsrückgänge für den Zeitraum seit Auftauchen der invasiven Grundeln (Untersuchungsjahr 2010 bis 2017) zu verzeichnen. Bei diesen Arten ist der kennzeichnende Aspekt der Entwicklung der massive Rückgang der Bestandsdichten ab 1993 zu Beginn des Monitoringzeitraumes ausgehend von hohen Dichten im ersten Untersuchungsjahr 1984.

Im Anhang ist zusätzlich die Entwicklung der Individuenbestände [Ind./1.500m²] der 14 häufigsten Fischarten und zusätzlich des Gründlings im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017 als Balkendiagramme dargestellt (Anhang Abb. A.2). Auch diese Darstellung lässt keinen eindeutigen Trend der dargestellten Arten durch die Grundelinvasion erkennen.

Die Befischungsergebnisse aus dem Langzeitmonitoring geben bisher keinen Hinweis darauf, dass die Etablierung der Massenvorkommen invasiver Grundeln eindeutige Bestandsrückgänge bei den heimischen Fischarten verursacht hat. Eine abschließende Bewertung der Auswirkungen der Grundelvorkommen auf die Bestände der heimischen Arten ist jedoch derzeit und alleine aufgrund der vorliegenden Monitoringergebnisse nicht möglich. Bei dieser Frage sind insbesondere die Ergebnisse gesonderter hierzu durchgeführter Forschungsprojekte zu berücksichtigen (siehe Exkurs „Invasion der Grundeln im Nordrhein-Westfälischen Rhein“ und Kap. 5).

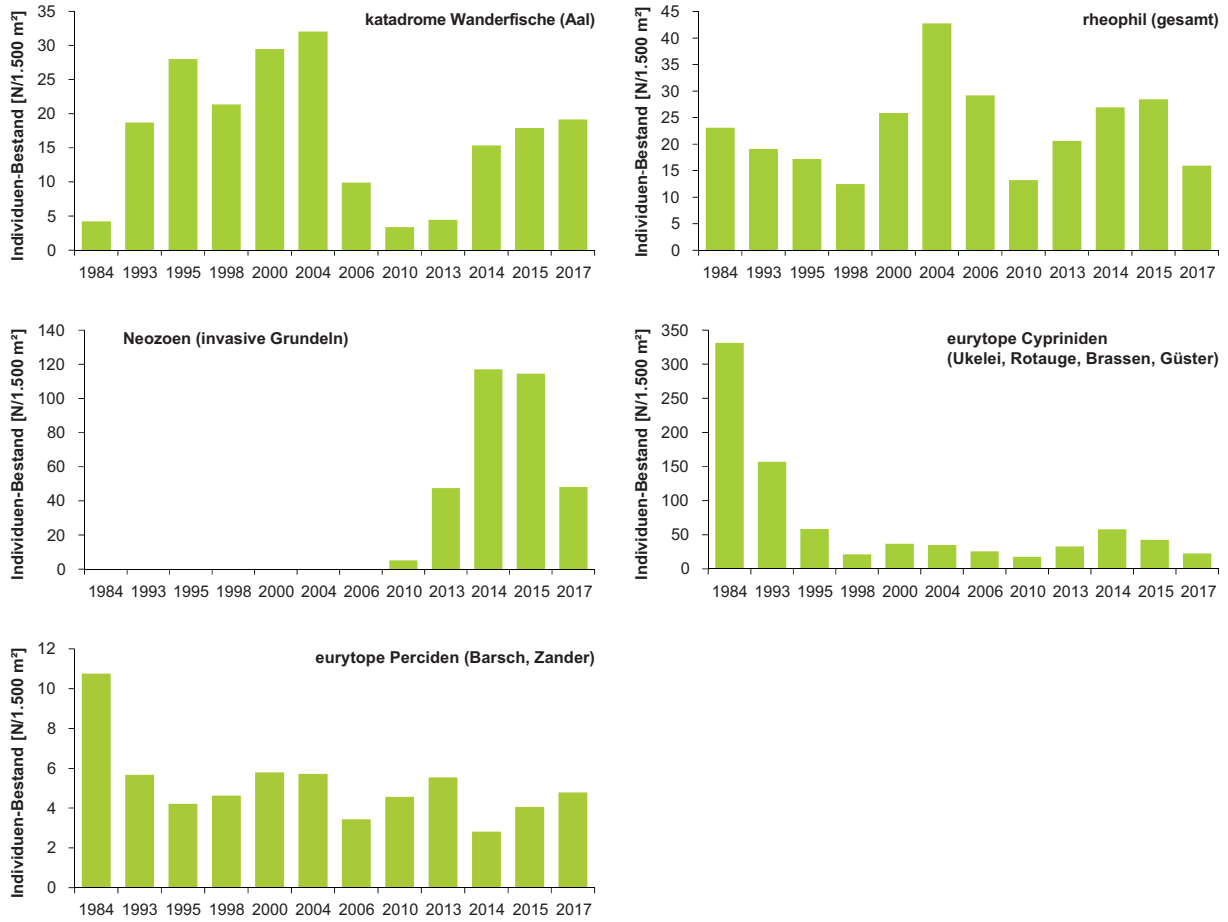


Abb. 25: Entwicklung der Individuenbestände [Ind./1.500 m²] im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017 für bestimmte Artengruppen (Achsen-skalierung an Individuen-Bestand angepasst):
 rheophil (gesamt) = rheophil-A (Barbe, Nase, Hasel) + rheophil-B (Döbel, Rapfen, Aland)

Exkurs

Invasion der Grundeln im nordrhein-westfälischen Rhein

Im Rahmen des Langzeitmonitorings wurde 2006 erstmalig die Marmorierte Grundel nachgewiesen (siehe Tab. 4), Schwarzmaulgrundel und Kesslergrundel kamen im Jahr 2010 dazu. Bemerkenswerterweise bleibt die Häufigkeit der Kesslergrundel deutlich hinter der der Schwarzmaulgrundel zurück, obwohl ihr Erstnachweis im Rhein (außerhalb des Langzeitmonitorings) zwei Jahre früher erfolgte und sie im Rahmen anderer Befischungen zunächst als dominierende Grundelart festgestellt wurde. Sie wurde jedoch schnell von der Schwarzmaulgrundel verdrängt und seit 2013 werden die Grundelvorkommen alleine von der Schwarzmaulgrundel in hohem Maße dominiert. Die Flussgrundel wird seit 2013, jedoch immer nur mit Einzelindividuen, nachgewiesen.

Die Ergebnisse des Monitorings werden durch die Grundelinvasion wesentlich beeinflusst (Zunahme Artenzahl und Fischdichte sowie Verschiebung der Dominanzstruktur der Fischartengemeinschaft).

Übersicht über die Grundelnachweise

Das Monitoring 1984 bis 2017 erlaubt einen Überblick über die Gesamtheit der jährlichen Grundelnachweise, wobei die Befischungsstrecke zwischen den Jahren geringfügig variierte.

Im bisher letzten Untersuchungsjahr 2017 wurde ein auffälliger Bestandsrückgang bei der Schwarzmaulgrundel festgestellt, gleichzeitig wurde bei einem relevanten Anteil der gefangenen Grundeln ein auffälliges Schadbild festgestellt: Die betroffenen Tiere zeigten, meist am Rücken, seitlich der Rückenflosse oder am Schwanzflossenansatz, zum Teil tiefe Hautabschürfungen.

Die Ausprägung reichte wenige Millimeter bis hin zu mehrere Zentimeter großen Veränderungen. Das Schadbild ähnelt abrasiven mechanischen Verletzungen oder Bissverletzungen. Hierzu wurden in den Jahren 2017 und 2018 durch den Fischgesundheitsdienst des LANUV umfangreiche Untersuchungen eingeleitet, in denen jedoch keine weiteren Anzeichen einer Erkrankung festgestellt werden konnten. Mikrobiologische Untersuchungen von Organmaterial lieferten keine Anzeichen einer Allgemeininfektion. Mikrobiologische Untersuchungen der Hautverletzungen zeigten eine Variation von meist ubiquitär in Gewässern und der Umwelt vorkommenden Keimen, was für Untersuchungen von Fischhaut zu erwarten ist. Zu bemerken ist allerdings, dass durch Stress oder ungünstige Umwelt- und Lebensbedingungen normalerweise harmlose Umweltkeime bei Fischen zu Problemen führen können – insbesondere dann, wenn Vorschädigungen beispielsweise der Haut bereits vorliegen. Der Auslöser liegt in diesen Fällen aber dennoch in einer anderen Ursache. Eine genaue Diagnose dieser plötzlich massenhaft auftretenden Veränderungen ist daher anhand dieser Daten noch nicht möglich. Die bisherigen Untersuchungsergebnisse deuten auf eine vermutlich nichtinfektiöse Ursache hin.

Ob das Untersuchungsjahr 2017 tatsächlich eine Trendwende bei der Bestandsentwicklung der invasiven Grundeln markiert, wird die Fortführung des Monitorings zeigen.

Tab. 4: Übersicht über die Gesamtheit der jährlichen Grundelnachweise im Monitoring 1984 bis 2017 (Befischungsstrecke variierte zwischen den Jahren geringfügig)

Grundelart	Befischungsjahr					
	2006	2010	2013	2014	2015	2017
Marmorierte Grundel	1,0	-	-	-	-	-
Kesslergrundel	-	12,0	36,0	0,8	15,0	4,0
Schwarzmaulgrundel	-	92,0	1.520,3	3.746,5	3.620,0	1.397,0
Flussgrundel	-	-	2,3	2,3	-	2,0



Abb. 26: Erstmals 2017 wurden im Langzeitmonitoring Grundeln mit Schadbild nachgewiesen. Die betroffenen Tiere zeigten meist am Rücken, seitlich der Rückenflosse oder am Schwanzflossenansatz zum Teil tiefe Hautabschürfungen.

Auswirkungen der Grundeln auf die Fischartengemeinschaft des Rheins

Es wurde befürchtet, dass die Grundeln als Prädatoren für Laich und Jungfische heimischer Arten wirken und deren Bestände nachhaltig beeinträchtigen könnten. Die Entwicklung der Grundelbestände und die ökologischen Effekte für die Fischartengemeinschaft im Rhein wurden daher in einem größeren Forschungsvorhaben untersucht (BORCHERDING & GERTZEN 2016). Die Ergebnisse der bisher durchgeführten experimentellen ökologischen Studien zeigen, dass der wesentliche ökologische Effekt der invasiven Grundeln darin zu bestehen scheint, dass

sie als äußerst konkurrenzstarke Arten einen Vorteil in der Konkurrenz um limitierte Nahrungsressourcen gegenüber Jungfischen heimischer Arten haben (BORCHERDING & GERTZEN 2016).

Letztere These wird durch Ergebnisse aus speziellen Jungfischuntersuchungen gestützt (siehe LIMNOPLAN 2015 und STAAS 2000), welche deutliche Bestandsrückgänge bei heimischen Arten (zum Beispiel Gründling, Döbel, Hasel, Barbe) aufzeigen und hier ebenfalls biologische Interaktionen mit den Grundeln als Ursache in Betracht ziehen (vgl. Kap. 5 und 6).

2.6 Bewertung der Befunde des Langzeitmonitorings

Der erste Untersuchungsdurchgang im Jahr 1984 erfolgte zu einem Zeitpunkt, als die massivste Wasserverschmutzung im Rhein schon längere Zeit zurück lag. Bis in die 1970er-Jahre hinein gehörte der Rhein zu den am stärksten verschmutzten Flüssen Europas. In der Mitte der 1980er-Jahre hatte sich die Wasserqualität jedoch bereits wieder spürbar verbessert. Insbesondere die Einleitung industrieller Abwässer mit toxischen Substanzen hatte sich verringert und die Sauerstoffgehalte waren deutlich angestiegen. Kritische Sauerstoffmangelsituationen traten kaum noch auf. Gleichwohl war die Belastung mit organisch abbaubaren Substanzen aus kommunalen Abwässern immer noch sehr hoch und die hohen Nährstofffrachten des Rheinwassers prägten die produktionsbiologischen Verhältnisse.

Diese Rahmenbedingungen begünstigten die Ausbildung hoher Fischbestände insbesondere durch das Massenaufkommen anspruchsloser Weißfischarten (eurytope Arten wie Rotaugen, Brasseln, Ukelei, Döbel u. a.). Gleichzeitig kamen aufgrund der verbesserten Sauerstoffverhältnisse auch wieder anspruchsvollere Arten (rheophile Arten wie Barbe, Nase u. a.) vor, sodass das nachweisbare Artenspektrum wieder höhere Artenzahlen umfasste und die Fischfauna insgesamt deutliche Anzeichen einer ökologischen Erholung erkennen ließ. Ein deutliches Anzeichen für diese Erholung der Rheinfischfauna war auch die Tatsache, dass vorübergehend ausgestorbene oder verschollene Wanderfische wie die Neunaugen-Arten Fluss- und Meerneunauge oder Meerforellen in den 1980er-Jahren ohne menschliches Zutun von alleine wieder im Rhein auftauchten. Im November 1986, zwei Jahre nach dem ersten Untersuchungsdurchgang des Langzeitmonitorings, ereignete sich die Sandoz-Katastrophe, die verheerende Auswirkungen insbesondere auf die Fischfauna im Oberrhein hatte, aber auch flussabwärts bis auf Höhe der Loreley am Mittelrhein ein Fischsterben auslöste.

Die Ergebnisse zweier umfangreicher Fischbestandsuntersuchungen, die im Zeitraum 1986 bis 1989 durchgeführt wurden (LELEK & KÖHLER 1989, MICHLING 1988), deuteten jedoch darauf hin, dass der Chemie-Unfall im Niederrhein keine gravierenden Auswirkungen gehabt hat.

Der wesentliche Befund des dritten Monitoringdurchgangs aus dem Jahr 1995, nämlich sowohl ein signifikanter Rückgang der Fischdichten (auf ein Niveau von rund 22 Prozent des Ausgangswertes von 1984) als auch der Biomasse (auf ein Niveau von rund 28 Prozent des Ausgangswertes von 1984) bei mehr oder weniger gleichbleibenden Artenzahlen ist Ausdruck eines verringerten fischereilichen Produktionspotenzials infolge der erheblichen Verbesserung der Wasserqualität durch verringerte Nährstoffbelastungen und einer entsprechenden Verringerung der Primärproduktion (Aufbau organischer Biomasse aus anorganischen Substanzen mit Hilfe von Licht oder chemischer Energie beispielsweise Pflanzen und Mikroorganismen). Spätestens seit Anfang der 1990er-Jahre dürften damit auch die saprobielle Wasserqualität und die Sauerstoffverhältnisse im Rhein keine limitierenden Faktoren für eine artenreiche Fischfauna mehr gewesen sein. Diese Entwicklung hatte einerseits eine Verringerung der Fischbestände (Dichte und Biomasse) zur Folge, andererseits setzten mit den verbesserten Entwicklungsmöglichkeiten für anspruchsvollere Fischarten auch gravierende Veränderungen in der Dominanzstruktur der Artengemeinschaft ein. Die Dominanzanteile der anspruchslosen Massenfischarten reduzierten sich in den folgenden Jahren zugunsten der Dominanzanteile anspruchsvollerer rheophiler Arten, was zu einer zunehmend diversen Fischartenzusammensetzung führte.



Abb. 27: Barbe aus dem Rhein



Abb. 28: Nase aus dem Rhein

Beide Arten sind Vertreter der rheophilen Kieslaicher mit höheren Ansprüchen an die Wasserqualität, deren Häufigkeit im Rhein in den 1990er- und 2000er-Jahren wieder stark zugenommen hatte

Zum Zeitpunkt des zweiten Monitoringdurchgangs 1993 war zudem bereits eine weitere wesentliche Veränderung am Rheinstrom eingetreten, die sich jedoch zunächst nicht auf die Ergebnisse des Monitorings auswirkte. Mit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals im Jahr 1992 waren die bisher getrennten Flusssysteme von Rhein und Donau künstlich verbunden worden. Das Donausystem und die damit verbundene ponto-kaspische Region beherbergen eine Reihe von endemischen Arten, darunter auch etliche Fischarten, die bisher auf natürlichem Weg das Rheinsystem nicht besiedeln konnten. Mit Schaffung einer künstlichen Verbindung durch Wasserstraßen wurde die Möglichkeit einer Ausbreitung dieser Arten in das Rheinsystem, entweder durch eine „semi-natürliche“ Migration über den Rhein-Main-Donau-Kanal und den Main oder durch eine Verschleppung durch die Frachtschiffe, geschaffen. Tatsächlich tauchte wenige Jahre nach der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals Ende der 1990er-Jahre mit der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus semilunaris*) die erste ponto-kaspische Neozoen-Fischart im Rhein auf und breitete sich ausgehend von der Main-Mündung flussab- und flussaufwärts im Rhein aus. Daneben tauchte als weitere Donau-Art der Zobel (*Ballerus sapa*) erstmals in den 1990er-Jahren im Rhein auf (BISCHOFF et al. 1998). Ebenso wurde die Zährte (*Vimba vimba*) erst seit den 1990er-Jahren regelmäßig im Niederrhein registriert, wobei Herkunft und Besiedlungswege für diese ursprünglich nicht im Rhein vorkommende

Art völlig ungeklärt sind. Bei weiteren Arten ist der genaue Status im Rheinsystem nicht zweifelsfrei geklärt, da historische Quellen widersprüchliche Angaben machen. Fakt ist jedoch, dass die Arten Rapfen (*Aspius aspius*) und Stromgründling (*Romanogobio belingi*) (ehemals Weißflossengründling *Gobio albipinnatus*) früher entweder gar nicht vorkamen oder extrem selten waren, sodass sie in den historischen Arbeiten keine Erwähnung finden, wogegen sie in den 1990er-Jahren plötzlich regelmäßig und mit großer Häufigkeit nachgewiesen wurden. Die Erstnachweise von Stromgründlingen erfolgten außer im Rhein zeitgleich auch in mehreren anderen Flusssystemen wie Elbe und Oder, wo die Art bis dahin unbekannt gewesen war (FREYHOF et al. 2000). Der Rapfen hat sich Ende der 1990er-Jahre in kürzester Zeit als eine der am häufigsten vorkommenden und häufigsten Fischarten im Rhein etabliert.

Die Besiedlung des Rheins mit Fischarten aus dem Donaunraum ist einer der wesentlichen Faktoren, die zu einem Anstieg der Fischartenzahl im Rhein in den 1990er-Jahren beigetragen haben. Erst das Hinzukommen etlicher ursprünglich nicht heimischer Arten hat den Anstieg der Artenzahlen über den Wert der ursprünglichen, natürlichen Rheinfischfauna hinaus ermöglicht.

Nach der Erweiterung des im Rhein vorkommenden Fischartenspektrums in den 1990er-Jahren war in den 2000er-Jahren eine zweite Einwanderungswelle von Arten aus der ponto-kaspischen Region zu verzeichnen. Das Vordringen weiterer Grundel-Arten in den Rhein war schon längere Zeit erwartet worden, nachdem sich diese in der Donau massiv ausgebreitet hatten und teilweise auch schon im Rhein-Main-Donau-Kanal festgestellt worden waren. Im Jahr 2006 wurden dann die Erstnachweise der Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*), im Jahr 2008 die Erstnachweise der Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) und im Jahr 2009 die Erstnachweise der Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*) jeweils im Niederrhein bei Elektrobefischungen erbracht (außerhalb des Langzeitmonitorings). Für die Schwarzmaulgrundel ist anders als bei den anderen Arten ein zusätzlicher Ausbreitungsweg über das östliche Wasserstraßennetz, die Ostsee und das Rheindelta den Rhein aufwärts anzunehmen. Im niederländischen Rheinsystem war die Art bereits im Jahr 2004 aufgetaucht. Innerhalb weniger Jahre haben sich die-

se Neozoenarten im Rhein massiv vermehrt und fast flächendeckend Massenvorkommen mit extrem hohen Bestandsdichten aufgebaut (siehe auch Anhang Abb. A.4). Die Etablierung der Massenbestände der invasiven Grundeln dürfte eine der dramatischsten Veränderungen in der Rheinfischfauna darstellen, die je dokumentiert worden ist. Die Grundeln haben erhebliche Fischereischäden verursacht, da in den ersten Jahren dieser Entwicklung eine sinnvolle Ausübung der Angelfischerei kaum mehr möglich gewesen ist. In welcher Weise die invasiven Grundelarten mit den heimischen Fischarten interagieren und welche mittelbaren und unmittelbaren Effekte sie auf die mittel- bis langfristige Entwicklung der Struktur der Artengemeinschaft haben werden, kann aus den Monitoringergebnissen bisher nicht abgeleitet werden. Erfahrungsgemäß wird es noch einige Zeit dauern, bis sich das Ökosystem „Rhein“ auf die Neuankömmlinge eingestellt hat und die Dynamik der Veränderungen in der Artenzusammensetzung nachläßt (siehe auch Exkurs zu Invasion der Grundeln im NRW-Rhein).



Abb. 29: Junger Wels, Jungfische und halbwüchsige Tiere werden in den letzten Jahren bei den Elektrobefischungen vermehrt nachgewiesen, ein deutliches Zeichen für einen hohen Fortpflanzungserfolg und eine Zunahme der Bestände



Abb. 30: Schuppenkarpfen aus dem Niederrhein

Beide Arten kommen vornehmlich im Abschnitt des unteren Niederrheins vor



Abb. 31: Flunder aus dem Niederrhein



Abb. 32: Adulter Rapfen aus dem Niederrhein

Beide aus der Gruppe der „rheophil B“-Arten, deren Bestände in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen haben, die Jungfische beider Arten finden sich häufig mit hohen Dichten in rheinangebundenen Stillgewässern



Abb. 33: Adulter Aland aus dem Niederrhein

3 Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie

3.1 Rechtliche und fachliche Hintergründe

Im Jahr 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie in Kraft, die geschaffen wurde, um einen europaweit einheitlichen Ordnungsrahmen für den Gewässerschutz und die Wasserpolitik zu schaffen. In der Folge wurde die EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland durch entsprechende Novellierungen des Wasserhaushaltsgesetzes und der Landeswassergesetze in den Bundesländern rechtlich umgesetzt, wodurch eine Vielzahl von bis dahin bestehenden Einzelrichtlinien zum Gewässerschutz ersetzt wurde.

Das Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist die Herstellung eines guten ökologischen Zustands natürlicher Oberflächengewässer beziehungsweise eines guten ökologischen Potenzials bei erheblich veränderten und künstlichen Oberflächengewässern. Die Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, nach einem vorgegebenen Zeitplan geeignete Maßnahmen zu konzipieren und umzusetzen und damit die Gewässer bis zum Jahr 2027 in einen guten Zustand beziehungsweise ein gutes ökologisches Potenzial zu überführen.

Für die Bewertung des ökologischen Zustands in Fließgewässern sind die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna, Makrozoobenthos, aquatische Makrophyten und Phytobenthos relevant. Die abschließende Einstufung des ökologischen Zustands erfolgt anhand einer worst-case-Verschneidung der Bewertungen aller biologischen Qualitätskomponenten.

Einheiten für die Bewirtschaftung im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind sogenannte Wasserkörper. Als solche werden einheitliche Fließgewässerabschnitte definiert, die sich durch wesentliche Änderungen ihrer einheitlichen geografischen, hydro-morphologischen und physikalischen Eigenschaften klar abgrenzen lassen. Der Rhein in Nordrhein-Westfalen umfasst vier verschiedene Wasserkörper (vgl. Tab. 1); somit sind formal vier separate Rheinabschnitte im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu bewerten. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet zwischen den „natürlichen Oberflächengewässern“ (NWB = natural waterbodies), den „künstlichen Oberflächengewässern“, wie zum Beispiel Schifffahrtskanäle (AWB = artificial waterbodies) und sogenannten „erheblich veränderten Oberflächengewässern“ (HMWB = heavily modified waterbodies). Als solche werden Gewässer beziehungsweise Wasserkörper definiert, wenn sie durch menschliche Eingriffe so erheblich verändert wurden, dass die Veränderungen als irreversibel zu betrachten sind und wenn die ursächlichen menschlichen Nutzungen so bedeutend sind, dass ihre Einschränkung unverhältnismäßig wäre. Für die formal als HMWB ausgewiesenen Gewässer beziehungsweise Wasserkörper ist nicht mehr der „gute Zustand“, sondern das sogenannte „gute ökologische Potenzial“ das Ziel der Gewässerbewirtschaftung. Der Rhein in Nordrhein-Westfalen wurde auf gesamter Länge aufgrund der irreversiblen Veränderungen infolge des Ausbaus und der Nutzung als Bundeswasserstraße sowie der Maßnahmen zum Hochwasserschutz als HMWB ausgewiesen.

Die biologische Qualitätskomponente Fischfauna wird in Deutschland einheitlich mit dem fiBS-Verfahren („fischbasiertes Bewertungssystem“) bewertet. Das Grundprinzip des Verfahrens ist der Abgleich einer durch standardisierte Elektrofischungen erhobenen Fischartenzusammensetzung (Ist-Zustand) mit einer Referenzfischfauna (Soll-Zustand) für den untersuchten Wasserkörper. In Nordrhein-Westfalen wurden auf Grundlage umfangreicher statistischer Auswertungen Fischgewässertypen definiert und typspezifische Fischreferenzen (Referenzzönosen) definiert, die für die fiBS-Bewertungen maßgeblich sind (MUNLV 2007). Der Rhein blieb jedoch ausgeklammert und eine Referenzfauna wurde separat erarbeitet (veröffentlicht in LANUV 2007). Als Basis dafür diente neben den Informationen zur historischen Verbreitung der Arten auch das Projekt, in dem für den Rhein und die Weser (als Sonderfälle großer Ströme in NRW mit einer Ausweisung als „erheblich veränderte Wasserkörper“) biozönotische Leitbilder entwickelt und die „höchsten ökologischen Potenziale“ abgeleitet wurden (LUA 2005).

Im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie stellen das Monitoring und die Bewertung des Rheinstroms in NRW einen Sonderfall dar. Zunächst ist schon die repräsentative Untersuchung der Fischfauna in einem großen Strom (anders als in kleineren Fließgewässern) nicht einfach, da die Standardmethodik der Elektrofischungen nur in den flachen Uferzonen sinnvoll einsetzbar ist. Es liegen also keine Informationen über die Fischbesiedlung der tiefen und stark strömenden Bereiche des Stroms vor. Weite Bereiche des Gesamtlebensraumes Strom und deren Besiedlung bleiben somit bei der Bewertung ausgeklammert. Auch die Bewertung wird anders als in den übrigen Wasserkörpern durchgeführt. Am Rhein wird nicht nur die fiBS-Bewertung durchgeführt, sondern auch die Entwicklung der Arten über die Artenzahl, die Abundanz oder die Gildenbewertung der Langzeitdaten bei der Fischbewertung berücksichtigt (vgl. Kap. 2 und Kap. 3.2).

Im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde der nordrhein-westfälische Rheinstrom erstmalig im Jahr 2004 bewertet. In den Jahren 2007/2008 erfolgte die zweite Bewertung mit den dann zur Verfügung stehenden Wasserrahmenrichtlinie-konformen Grundlagen und Methoden (LANUV 2007). In einer entsprechenden Fortschreibung der Auswertungen werden die Monitoring-Daten für die dritte Bewertung bis einschließlich 2014 verwendet (LANUV 2016).

Bei der dritten Wasserrahmenrichtlinie-Bewertung der Fischfauna im Niederrhein (LANUV 2016), welche die Grundlage für die vorliegende Veröffentlichung darstellt, fanden die Daten des Langzeitmonitorings bis einschließlich des Untersuchungsjahres 2014 Berücksichtigung (vgl. Kap. 2). Weitere wesentliche Kernstücke der Rheinbewertung sind die fiBS-Bewertungen sowie die Bewertung der ökologischen Gilden, welche nachfolgend dargestellt werden. Für die Wasserrahmenrichtlinie-spezifischen Auswertungen mit fiBS und den ökologischen Gilden waren die Bewertungen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht abgeschlossen, weshalb hier, anders als im Kapitel 2, keine Daten aus 2015 und 2017 dargestellt werden. Die Auswertungen zur Dominanzentwicklung der Leitarten und der räumlichen Verteilung und Stetigkeiten der Leitarten (3.2.2 und 3.2.3) werden bereits bis einschließlich 2017 dargestellt.

Im nachfolgenden Kapitel werden die wesentlichen Ergebnisse der Bewertung der Fischfauna des Rheins in übersichtlicher Form dargestellt. Alle wasserwirtschaftlich relevanten Daten zum Fließgewässernetz NRWs einschließlich der Typologie, Klassifizierung und Monitoring-Ergebnisse sind im Landesdatenbanksystem ELWAS veröffentlicht und können dort abgerufen werden.

3.2 fiBS-Bewertung der Fischfauna

Um das fiBS-Verfahren anwenden zu können, wurden in einem ersten Schritt technische Referenzen für die drei im Niederrhein zu unterscheidenden biozönotischen Abschnitte (Gliederung vgl. Abb. 13 in Kap. 2)

unter Berücksichtigung aller verfügbaren Informationsquellen abgeleitet. Das Ergebnis ist in Tabelle 5 dargestellt.

Tab. 5: Fischreferenz für die drei biozönotischen Rheinabschnitte in NRW (LANUV 2007)

	Sondertyp Rhein mittelgebirgsgeprägt	Sondertyp Rhein nabengerinnearm	Sondertyp Rhein nabengerinnereich
	FiGt 30a	FiGt 30b	FiGt 30c
Aal	0,1	0,1	0,1
Aland, Nerfling	0,9	3	5,3
Äsche	0,1		
Atlantischer Lachs	0,1	0,1	0,1
Bachforelle	1,5	0,1	0,1
Barbe	13	8	3
Barsch, Flussbarsch	4	4	4
Bitterling	0,9	3	4,9
Brachse, Blei	7	9	12
Döbel, Aitel	8,5	4,9	3
Dreist. Stichling	0,1	0,1	0,1
Elritze	1		
Finte	0,1	0,1	0,1
Flunder	0,1	1,5	4
Flussneunauge	0,1	0,1	0,1
Groppe, Mühlkoppe	2	0,5	0,1
Gründling	6,5	4,9	4
Güster	4	6	6
Hasel	7	5	4,9
Hecht	0,9	3	4
Karusche	0,1	0,9	2,5
Kaulbarsch	0,1	0,9	2
Maifisch	0,1	0,1	0,1
Meerforelle	0,1	0,1	0,1
Meerneunauge	0,1	0,1	0,1
Moderlieschen	0,1	1,2	2
Nase	8,5	7	3
Quappe, Rutte	0,9	0,9	0,9
Rotauge, Plötze	14,1	14	10
Rotfeder	0,1	3,5	4,9
Schlammpeitzger		0,1	0,2
Schleie	0,9	2,5	3,5
Schmerle	1	0,1	0,1
Schneider		0,1	
Steinbeißer		0,1	0,9
Ukelei, Laube	16	15	13
Zwergstichling			0,9

Je Referenzabschnitt liegt eine unterschiedliche Anzahl von Befischungsergebnissen vor (vgl. Tab. 1 und Tab. 6). Für die fiBS-Bewertung wurden die jährlichen Fangergebnisse aus den einzelnen Befischungstrecken innerhalb eines biozönotischen Abschnitts gepoolt. Dies ist sinnvoll, weil erst die großräumige Integration über mehrere Befischungstrecken ein repräsentatives Abbild der tatsächlichen Fischbesiedlung ergibt und zudem damit die Gesamtindividuenzahl für die Bewertung höher ist. Die fiBS-Ergebnisse der drei biozönotischen Abschnitte werden anschließend den vier Wasserkörpern zugeordnet (in Abschnitt 3 liegen zwei Wasserkörper, vgl. Tab. 1).

Die Ergebnisse der durchgeführten Bewertungen (Gesamtbewertung und Qualitätsmerkmale) sind in Tabelle 6 dargestellt.

Die Ergebnisse reflektieren zum einen eine zeitliche Variabilität über den Untersuchungszeitraum von 1984 bis 2014 und zum anderen eine räumliche Variabilität über die drei biozönotischen Abschnitte im Rheinverlauf. Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Zielvorgabe der EG-Wasserrahmenrichtlinie, mindestens den guten Zustand beziehungsweise das gute ökologische Potenzial zu erreichen, weitestgehend verfehlt wird. Nur in Ausnahmefällen wurde das Ergebnis „gut“ erzielt. Dies war vornehmlich im biozönotischen Abschnitt 1 (also im oberen Niederrhein) der Fall, wo ein gutes Ergebnis immerhin in drei von sechs Untersuchungsjahren erzielt wurde. Im Gegensatz dazu wurde in den anderen biozönotischen Abschnitten nur in einem einzigen Ausnahmefall (Untersuchungsjahr 2004 im biozönotischen Abschnitt 2) ein gutes Ergebnis erzielt.

Insgesamt ist eine deutliche Tendenz zur Verschlechterung rheinabwärts zu erkennen. Dies gibt einen eindeutigen Hinweis darauf, dass die Beeinträchtigungen und strukturellen Defizite im mittleren und unteren Niederrhein (biozönotische Abschnitte 2 und 3) deutlich schwerer wiegen als im oberen Niederrhein (biozönotischer Abschnitt 1). **Allerdings zeigt die zeitliche Entwicklung der Bewertungsergebnisse gerade in Abschnitt 1 (dem obersten mittelebirsgeprägten Abschnitt) einen deutlichen Trend zur Verschlechterung** (der Gesamtindex sank von 2,69 „gut“ im besten Jahr 2010 auf 1,79 „unbefriedigend“ im Jahr 2014). In den anderen Abschnitten ist der zeitliche Trend einer Verschlechterung weniger deutlich oder gar nicht ausgeprägt: Während in Abschnitt 2 (Nebengerinnearmer Typ des Niederrhein) eine Verschlechterung eindeutig erkennbar ist (der Gesamtindex sank von 2,60 im besten Jahr 2004 auf 1,75 im Jahr 2014) ist in Abschnitt 3 (Nebengerinnereicher Typ des Niederrhein) keine Verschlechterung erkennbar (der Gesamtindex lag im ersten Untersuchungsjahr 1984 bei 2,44 und im letzten Untersuchungsjahr 2014 bei 2,43, wobei im Jahr 2010 ein vorübergehendes Minimum von 1,55 zu verzeichnen war). Im Gegensatz zu den Abschnitten 1 und 2 war im Abschnitt 3 zwischen Beginn und Ende des Monitoringzeitraumes keine Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse zu verzeichnen; hier erreicht der Gesamtindex nie ein „gut“ und lag somit insgesamt auf einem schlechteren Niveau.

Die Teilergebnisse der Bewertung für die sechs im fiBS-Verfahren verwendeten Qualitätsmerkmale geben Hinweise auf die Art der Defizite. Das Qualitätsmerkmal (1) „Arten- und Gildeninventar“ ist insgesamt defizitär, es fallen jedoch vier gute Werte auf. In allen Fällen kommen diese dadurch zustande, dass jeweils eine zusätzliche Gilde im Fang repräsentiert war. Im Abschnitt 1 im Jahr 2004 geht dies auf den Fang von zwei Koppen zurück (bedingen die zusätzliche Reproduktionsgilde „speleophil“), in 2006 auf den Fang einer Rotfeder (zusätzliche Habitatgilde „stagnophil“) und im Jahr 2013 in den Abschnitten 2 und 3 auf den Fang von ein beziehungsweise zwei Rotfedern.

Das Qualitätsmerkmal (2) „Artenabundanz und Gildenverteilung“ ist in allen Abschnitten gleichermaßen defizitär, lediglich in Abschnitt 3 war im Jahr 2014 ein gutes Ergebnis zu verzeichnen.

Das Qualitätsmerkmal (3) „Altersstruktur (Reproduktion)“ ist neben dem Merkmal (6) „Dominante Arten“ das am schlechtesten bewertete Merkmal und hat großen Einfluss auf die Gesamtbewertung. Es wird anhand des Anteils diesjähriger Jungfische bei den Leitarten (das heißt Arten, die in der Referenz einen Anteil größer fünf Prozent aufweisen) bemessen. Es ist zu berücksichtigen, dass Jungfische bei der im Monitoring angewendeten Methodik unterrepräsentiert bleiben und dass somit methodische Aspekte diese Teilbewertung tendenziell negativ beeinflussen. Dennoch sind deutliche Defizite beim Jungfischauftreten im Rhein festzustellen, die eindeutig auf den Mangel an geeigneten Jungfischhabitaten in naturnahen Flachwasserzonen und angebundenen Nebengewässern sowie auf die Beeinträchtigungen durch die intensive Schifffahrt (Wellenschlag, Hub und Sunk) zurückzuführen sind.

Die Qualitätsmerkmale (4) „Migrationsindex“ und (5) „Fischregionsindex“ ergeben im Gegensatz zu den anderen Merkmalen ganz überwiegend gute Bewertungen mit einem entsprechenden Einfluss auf die Gesamtbewertung. In den Migrationsindex gehen alle Fischarten mit ihren jeweiligen Wanderverhalten (klassifiziert als Kurz-, Mittel- und Langdistanzwanderung) ein. Er darf daher nicht mit einer Bewertung von Langdistanzdurchgängigkeit und diadromen Arten verwechselt werden. Einen starken Einfluss auf die Bewertung haben Mitteldistanzwanderfische, zu denen im Rhein die potenziell vorkommenden Arten Barbe, Nase, Rapfen und Quappe gehören. Zu den Langdistanzwanderfischen gehören die diadromen Arten Lachs, Meerforelle, Maifisch, Schnäpel, Flunder sowie Fluss- und Meerneunauge, die aber alle bei Elektrobefischungen kaum erfasst werden

(und im zugrunde liegenden Datensatz nicht beziehungsweise nur mit wenigen Individuen des Lachses vorhanden sind). Der Aal wird aufgrund der Besatzüberprägung der Vorkommen vom fiBS grundsätzlich nicht berücksichtigt. Die gute Bewertung ist daher in erster Linie auf gute Vorkommen der genannten Mitteldistanzwanderer zurückzuführen, abweichend schlechte Bewertungen hingegen auf hohe Dominanzen von Kurzdistanzwanderern wie dem häufig vorkommenden Ukelei.

Die Teilergebnisse für das Qualitätsmerkmal (5) „Fischregionsindex“ zeigen, dass die längszonale Zuordnung des Rheins und seiner Fischfauna weitestgehend den Referenzbedingungen entspricht.

Das Qualitätsmerkmal (6) „Dominante Arten“ ergibt überwiegend schlechte, in einzelnen Fällen aber auch gute oder mäßige Bewertungen. Der Dominanzindex ergibt schlechte Werte, wenn einzelne Arten besonders hohe Dominanzen erreichen. Dies ist in den Rheindaten eher die Regel, wobei nicht reflektiert wird, ob und inwieweit hierfür jeweils verschiedene Arten verantwortlich sind.

Bei den zugrundeliegenden Berechnungen werden die invasiven Grundeln bisher nicht berücksichtigt, da sie im fiBS noch nicht bewertet werden können. Würden die Schwarzmaulgrundeln Berücksichtigung finden, würden sie aufgrund ihres Massenvorkommens tendenziell zu einer Verschlechterung der Bewertungsergebnisse führen.

Tab. 6: Übersicht über die mit dem fischbasierten Bewertungssystem (fBS) berechneten Bewertungen des ökologischen Zustands anhand der Qualitätskomponente Fischfauna auf Grundlage der Befischungsdaten aus dem Langzeitmonitoring für den Zeitraum 2000-2014 (aus LANUV 2016)

Biozönotischer Abschnitt 1 - mittelgebirgsgeprägt						
	2000	2004	2006	2010	2013	2014
(1) Arten- und Gildeninventar	2,00	2,67	2,67	2,00	2,00	2,00
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	2,29	2,18	2,41	2,41	1,47	1,82
(3) Altersstruktur (Reproduktion)	1,00	1,75	1,25	1,67	1,75	1,00
(4) Migrationsindex	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	3,00
(5) Fischregionsindex	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	3,00
(6) Dominante Arten	3,00	2,00	2,00	4,00	1,00	1,00
Gesamtbewertung	2,41	2,65	2,58	2,69	2,22	1,79
Ökologischer Zustand	Mäßig	Gut	Gut	Gut	Mäßig	Unbefr.
befischte Gesamtstrecke	4500	4500	4500	4500	4500	4500
Anzahl Probestrecken	9	9	9	9	9	9
Individuen	585	553	316	137	829	945
Mindestindividuen	990	990	990	990	990	990
Biozönotischer Abschnitt 2 - nebengerinnarm						
	2000	2004	2006	2010	2013	2014
(1) Arten- und Gildeninventar	2,00	2,33	2,00	2,00	2,67	2,00
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	1,50	2,25	2,00	2,38	2,00	1,38
(3) Altersstruktur (Reproduktion)	1,00	2,14	1,80	1,00	1,57	1,29
(4) Migrationsindex	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	1,00
(5) Fischregionsindex	5,00	5,00	3,00	5,00	5,00	5,00
(6) Dominante Arten	1,00	1,00	1,00	3,00	1,00	1,00
Gesamtbewertung	2,04	2,60	2,37	2,43	2,48	1,75
Ökologischer Zustand	Mäßig	Gut	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Unbefr.
befischte Gesamtstrecke	5400	5500	5500	4500	4500	4500
Anzahl Probestrecken	11	11	11	11	11	11
Individuen	669	659	440	110	501	1395
Mindestindividuen	1020	1020	1020	1020	1020	1020
Biozönotischer Abschnitt 3 - nebengerinnereich						
	2000	2004	2006	2010	2013	2014
(1) Arten- und Gildeninventar	2,00	1,67	1,67	1,67	2,67	1,67
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	2,43	2,43	2,14	1,86	2,29	2,57
(3) Altersstruktur (Reproduktion)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,40	1,80
(4) Migrationsindex	5,00	5,00	5,00	1,00	5,00	5,00
(5) Fischregionsindex	5,00	5,00	5,00	3,00	3,00	5,00
(6) Dominante Arten	3,00	1,00	1,00	1,00	2,00	1,00
Gesamtbewertung	2,44	2,19	2,12	1,55	2,42	2,43
Ökologischer Zustand	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Unbefr.	Mäßig	Mäßig
befischte Gesamtstrecke	5500	5500	6000	6000	6000	6000
Anzahl Probestrecken	11	11	12	12	12	12
Individuen	828	867	537	395	593	795
Mindestindividuen	1020	1020	1020	1020	1020	1020
Gesamtbewertung (Indexklassen)	>3,75	>2,50-3,75	>2,00-2,50	>1,50-2,00	≤1,50	
ökologische Zustandsklasse	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	

3.3 Dominanzentwicklung der Leitarten

Die Ergebnisse der fiBS-Bewertung werden maßgeblich von den Leitarten der Referenzzönose bestimmt (das heißt von den Arten, die in der technischen Referenz einen Dominanzanteil größer fünf Prozent haben). Die drei biozönotischen Abschnitte des Rheins unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Leitarten und derer Dominanzanteile (Tab. 7).

Um die Veränderungen und Defizite innerhalb des Leitarten-Spektrums zu verdeutlichen zeigt die Abbildung 34 die zeitliche Entwicklung der Dominanzanteile der Leitarten nach den Ergebnissen des Langzeitmonitorings in den drei biozönotischen Abschnitten im Vergleich zu ihren Dominanzanteilen in der jeweils maßgeblichen Referenzfauna an. Bei dieser Betrachtung bleiben die invasiven Grundeln, genauso wie bei der fiBS-Bewertung, unberücksichtigt; die Verzerrung der Dominanzstruktur des tatsächlichen Gesamtfanges durch die Grundel-Massenentwicklung ab 2010 wird daher ausgeblendet

Im biozönotischen Abschnitt 1 fehlt die Leitart Gründling gänzlich, während die Leitart Ukelei deutlich überrepräsentiert ist. Die Gruppe der rheophilen Leitarten ist aktuell deutlich unterrepräsentiert, nachdem sie vorübergehend (ca. 2000-2013) mit hohen, weitgehend referenzkonformen Anteilen vorkam. Aktuell sind die Arten Hasel und Döbel weitgehend verschwunden, wogegen die Arten Barbe und Nase noch vergleichsweise hohe Dominanzanteile aufweisen.

Im biozönotischen Abschnitt 2 fehlt die Leitart Güster seit 1995 vollständig. Während der Ukelei ähnlich wie im biozönotischen Abschnitt 1 meist deutlich überrepräsentiert ist, bleiben die Dominanzanteile eurytoper Arten (Rotauge, Brassen) deutlich unter den Referenzanteilen. Das gleiche gilt auch für die Gruppe der rheophilen Arten, die hier zwar geringere Referenzanteile aufweisen als im biozönotischen Abschnitt 1, aber genau wie im biozönotischen Abschnitt 1 nach einer vorübergehenden Phase hoher Dominanzanteile im Zeitraum von circa 2004-2013 aktuell nur noch sehr geringe Dominanzanteile aufweisen. Auch hier sind es insbesondere die Arten Hasel und Döbel, die fehlen oder nur noch sehr geringe Dominanzen erreichen.

Im biozönotischen Abschnitt 3 enthält die Referenz keine potamal-rheophilen Leitarten, so dass sich die für die biozönotischen Abschnitte 1 und 2 beschriebenen negativen Entwicklungen hier nicht auswirken können. Dafür enthält die Referenzzönose jedoch den semi-rheophilen Aland. Diese Art fehlte lange Zeit und tauchte erst 2004 auf, kommt seitdem jedoch konstant mit annähernd referenzkonformen Dominanzanteilen vor. Die Leitart Güster fehlt jedoch seit 1995 vollständig und die Dominanzanteile des Brassen haben sich in den letzten Jahren stark rückläufig entwickelt, so dass sie aktuell deutlich geringer sind als in der Referenz.

Tab. 7: Übersicht über die definierten Referenzanteile der Fischarten mit „Leitart“-Status (das heißt der Dominanzanteil ist größer als fünf Prozent) in der Referenzfauna für die verschiedenen biozönotischen Abschnitte des Niederrheins (nach LANUV 2016)

Art	Biozönotischer Abschnitt 1	Biozönotischer Abschnitt 2	Biozönotischer Abschnitt 3
	mittelgebirgsgeprägt	nebengerinnearm	nebengerinnereich
Ukelei, Laube	16	15	13
Rotauge, Plötze	14,1	14	10
Barbe	13	8	3
Nase	8,5	7	3
Döbel, Aitel	8,5	4,9	3
Brachse, Blei	7	9	12
Hasel	7	5	4,9
Gründling	6,5	4,9	4
Güster	4	6	6
Aland, Nerfling	0,9	3	5,3

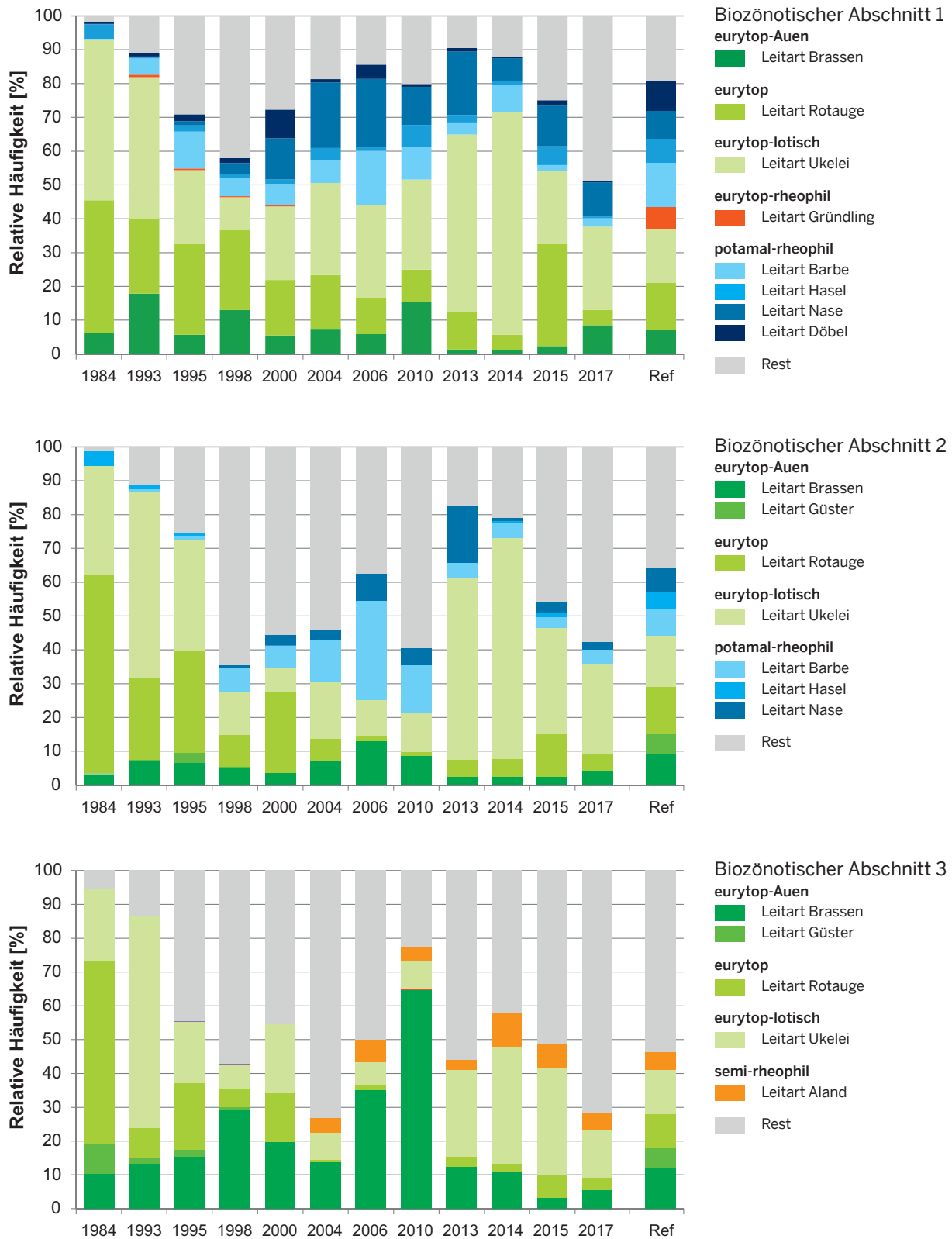


Abb. 34: Zeitliche Entwicklung der Dominanzanteile der Leitarten nach den Ergebnissen des Langzeitmonitorings 1984 bis 2017 in den drei biozönotischen Abschnitten des Niederrheins im Vergleich zur Dominanzstruktur der jeweils maßgeblichen Referenzfauna (es wurden nur Referenzarten (vgl. Tab. 7) berücksichtigt; alle nicht-Leitarten sind unter „Rest“ zusammengefasst)

3.4 Räumliche Verteilung und Stetigkeiten ausgewählter Leitarten

Die Abbildung 34 zeigen beispielhaft die räumliche Verteilung und Stetigkeit ausgewählter Leitarten im Monitoringverlauf von 1984 bis 2017. Dargestellt wird hierzu die errechnete Abundanzangabe (Ind./1.500 Quadratmeter Befischungsfläche übersetzt in eine Farbsignatur) in den einzelnen Befischungsstrecken im Verlauf der Monitoringdurchgänge von 1984 bis 2017 (Abbildungen zu weiteren Arten finden sich im Anhang Abb. A.3).

Das **Rotauge** (als Vertreter der eurytopen Gilde) hat Leitartstatus in allen drei biozönotischen Abschnitten. Tatsächlich wird die Art im gesamten Rheinverlauf nachgewiesen. Zu erkennen ist jedoch, dass das Rotauge tendenziell im oberen und mittleren biozönotischen Abschnitt mit höheren Abundanzen vorkommt. Im Monitoringverlauf haben die Stetigkeit und die Abundanzen deutlich abgenommen. Insbesondere im biozönotischen Abschnitt am unteren Niederrhein (biozönotischer Abschnitt 3) fehlt die Art mittlerweile über weite Bereiche, so dass die Wasserrahmenrichtlinie-Bewertung hier erhebliche Defizite ausweist.

Die **Barbe** (als Vertreter der potamal-rheophilen Gilde) hat nur in den beiden oberen biozönotischen Abschnitten Leitartstatus. Die tatsächlichen Nachweise entsprechen dem weitgehend, in der unteren Hälfte des biozönotischen Abschnitts 3 wurde die Art – wie es auch der Referenz entspricht – kaum nachgewiesen. Während hohe Abundanzen in den ersten Monitoringdurchgängen (bis 1995) ausschließlich im oberen Niederrhein (biozönotischen Abschnitt 1 in Nähe der Sieg-Mündung) nachweisbar waren, traten sie später (bis 2006) ausschließlich im mittleren und unteren Niederrhein (biozönotischer Abschnitt 2 und 3) auf. Im ersten Monitoringdurchgang 1984 war die Barbe noch nur vereinzelt an sehr wenigen Stellen im biozönotischen Abschnitt 1 nachweisbar, Stetigkeit und Abundanzen der Art hatten damit zum zweiten Durchgang 1993 bereits erheblich zugenommen. Aktuell hat sich der Zustand der Barbe wieder verschlechtert. In den letzten beiden Monitoringdurchgängen (2015, 2017) kam die Art mit verringerter Stetigkeit und geringen Abundanz vor. Ein ähnliches Muster zeigt sich bei der ebenfalls zur potamal-rheo-

philen Gilde gehörenden Leitart Nase. Der Hasel, der in allen drei biozönotischen Abschnitten eine Leitart ist, zeigt schon seit längerem deutliche Defizite, die 2017 den bislang schlechtesten Zustand darstellen (siehe Anhang Abb. A.3).

Der **Aland** (als Vertreter der semi-rheophilen Gilde) hat nur im biozönotischen Abschnitt 3 am unteren Niederrhein Leitartstatus. Die Art zeigt gegenüber den bisher behandelten Arten ein deutlich abweichendes Muster. Im ersten Monitoringdurchgang 1984 fehlte der Aland noch vollständig. Ab dem Jahr 1993 war die Art dann im gesamten biozönotischen Abschnitt 3 mit zunächst noch geringen Abundanzen vorhanden; außerhalb des biozönotischen Abschnitts 3 war die Art nur vereinzelt nachzuweisen. Im Laufe des weiteren Monitoringzeitraums breitete sich die Art stromaufwärts aus und kam auch in den biozönotischen Abschnitten 2 und 1 mit zunehmender Stetigkeit vor. Gleichzeitig wurde die Art auch in zunehmend höheren Abundanzen nachgewiesen. Die Aland-Bestände haben sich damit gemäß einer Leitbild-konformen Ausprägung entwickelt.

Der **Brassen** (als Vertreter der eurytopen Gilde) hat Leitartenstatus in allen drei biozönotischen Abschnitten. Zu Beginn des Monitorings konnten in allen drei Bereichen zumindest an einigen Probestellen hohe Abundanzen des Brassen nachgewiesen werden. Bis im Jahr 2013 kam es insgesamt zu einer Abnahme, zumindest im biozönotischen Abschnitt 3 wurden aber noch mehrfach höhere Abundanzen festgestellt (Extremwert bei Kilometer 795 in 2010, siehe auch Erklärung bei 2.4). In den letzten Jahren sind sowohl die Abundanzen als auch die Stetigkeit noch weiter gesunken und weichen damit deutlich von einer Leitbild-konformen Ausprägung ab. Beim Güster, der ebenfalls zu dieser ökologischen Gilde gehört, sieht der Zustand besonders dramatisch aus. Seit 2006 konnte die Art gar nicht mehr nachgewiesen (siehe Anhang Abb. A.3). Diese Befunde machen die erheblichen Defizite bei der Verfügbarkeit und Anbindung der Auenhabitats deutlich.

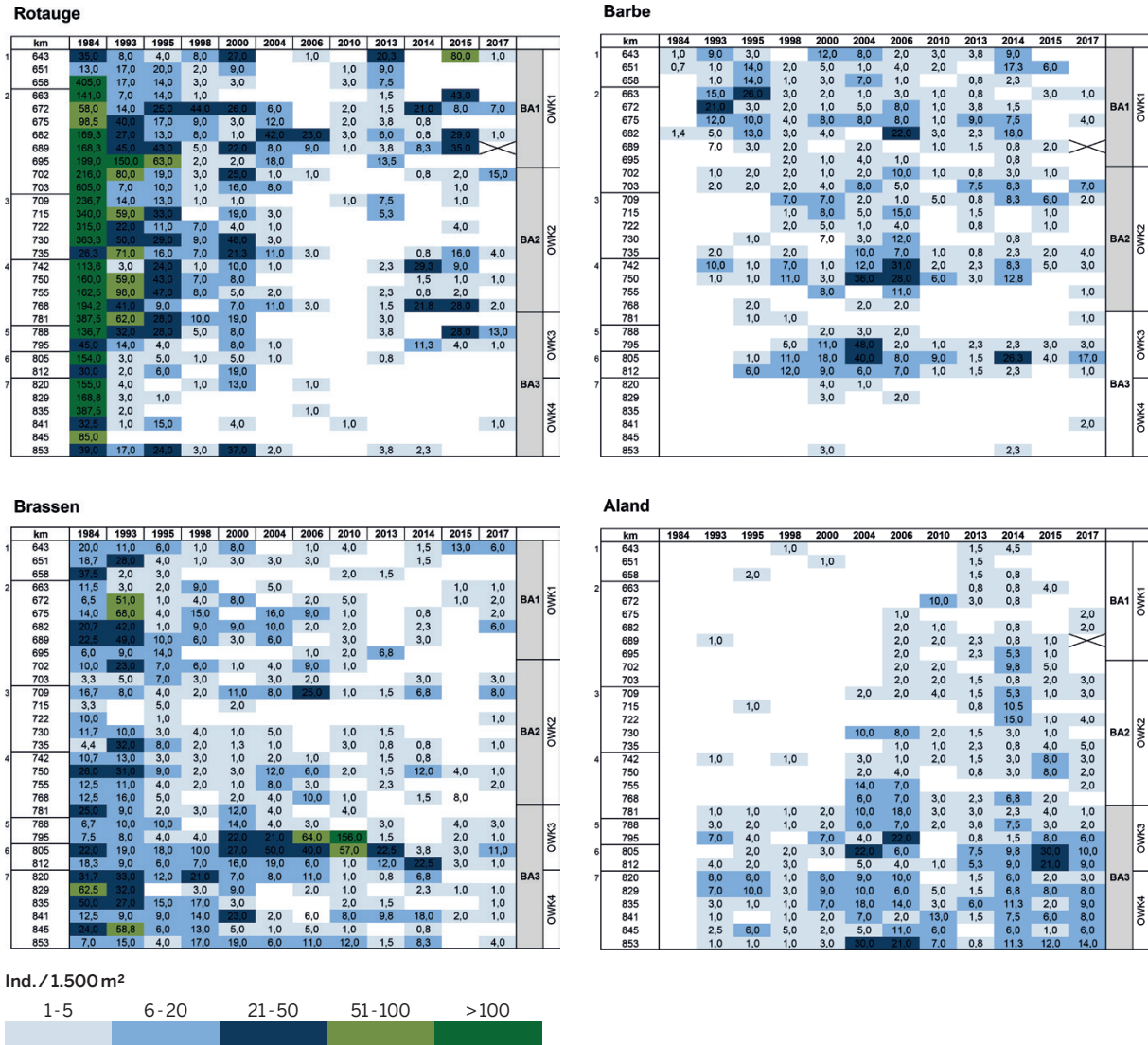


Abb. 35: Entwicklung der Individuenbestände [Ind./1.500m²] und Stetigkeiten der beispielhaft ausgewählten Leitarten Rotauge, Barbe, Aland und Brassen in der Rheinefischfauna im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017 (weitere Beispiele im Anhang Abb. A.3) Die beiden rechten Spalten zeigen die Unterteilung in biozönologische Abschnitte (BA) und Oberflächenwasserkörper (OWK) an; biozönologische Abschnitte, in denen die Art als Leitart gilt, sind grau unterlegt; Zahlenwerte = Ind./1.500 m² Befischungsfäche; die Ziffern links geben die Bereiche an, die wichtige Zuflüsse einschließen: 1) ohne, 2) uh Sieg, 3) uh Wupper, 4) uh Erft, 5) uh Ruhr, 6) uh Emscher, 7) uh Lippe); X = Strecke nicht befischt

3.5 Auswertungen anhand ökologischer Gilden

Da der Rhein in NRW als „erheblich veränderter Wasserkörper“ (HMWB) eingestuft wurde, ist die maßgebliche Referenz für eine Bewertung im Sinn der EG-Wasserrahmenrichtlinie das „höchste ökologische Potenzial“ (HÖP). Dieses wurde bereits im Jahr 2005 im LUA-Merkblatt 49 erarbeitet, also noch bevor das fiBS als Standardbewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Fischfauna in Deutschland entwickelt und etabliert war. Das höchste ökologische Potenzial für den Rhein in NRW wurde jedoch nicht anhand der Referenzanteile einzelner Arten (wie die späteren Referenzen für das fiBS), sondern anhand der prozentualen Anteile der ökologischen Gilden de-

finiert. Grundlage für die Bewertung ist hierbei die Gildenstruktur der Fischartengemeinschaft, das heißt die relative Häufigkeit von Fischartengruppen mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen. Die Zuordnung der einzelnen Fischarten zu den hier verwendeten Artengruppen oder ökologischen Gilden erläutert Tabelle 8. Diese Zuordnung lehnt sich an die klassische Gildendefinition nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) oder der Fischartencharakterisierung nach Gildenzugehörigkeit im fiBS an, definiert aber auch abweichende Gruppierungen (Gilden) (vgl. Exkurs Kap. 2.4 „Ökologische Gilden“).

Tab. 8: Definition und Charakterisierung der ökologischen Gilden mit Zuordnung der Fischarten für die Zustandsbewertung anhand des höchsten ökologischen Potenzials (LUA 2005, verändert)

Gilden-Bezeichnung	Beschreibung / Charakterisierung	zugehörige Fischarten
anadrom-A	anadrome Arten, deren Jugendstadien sich längere Zeit im Süßwasser aufhalten	Lachs, Meerforelle, Fluss- und Meerneunauge
anadrom-B	anadrome Arten, die den größten Teil ihres Lebens im Delta oder im marinen Bereich verbringen	Maifisch, Nordseeschnäpel
katadrom	katadrome Arten	Aal, Flunder
rheophil - potamal	strömungsliebende Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Potamal	Barbe, Nase, Hasel, Döbel
rheophil - rhithral	strömungsliebende Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Rhithral, stark strukturgebunden und eher in Nebengerinnen (Achtung: Die im Rhein gefangenen Bachforellen entstammen zum allergrößten Teil Besatzmaßnahmen in den Zuflüssen. Sofern der Gildenanteil auf Bachforellen beruht, ist dies kritisch zu bewerten.)	Bachforelle, Schneider, Elritze, Koppe, Quappe, Äsche, Schmerle
semi-rheophil	Arten mit Jungfischhabitaten in angebundenen Auengewässern	Gründling, Stromgründling (ehemals Weißflossengründling), Rapfen, Aland, Steinbeißer
eurytop	generell anpassungsfähige Arten	Rotaugen, Flussbarsch, Kaulbarsch, Wels, Marmorierter, Fluss-, Kessler- und Schwarzmaulgrundel
euytop - lotisch	anpassungsfähige Arten, die eher lotische Bereiche bevorzugen	Ukelei
eurytop - Auen	anpassungsfähige Arten, die aber zur Fortpflanzung auf (wasserpflanzenreiche) Stillgewässer in der Aue angewiesen sind	Brassen, Güster, Zander, Hecht, Karpfen, Giebel, Blaubandbärling, Sonnenbarsch
stagnophil	Arten, die während des gesamten Lebenszyklus auf Auenhabitats (wasserpflanzenreiche Stillgewässer) angewiesen sind	Schleie, Rotfeder, Bitterling, Karausche, Schlammpeitzger, Moderlieschen, Zwergstichling

Im LUA Merkblatt 49 wurde der nordrhein-westfälische Rheinabschnitt auf Basis der vorliegenden Nutzungsrestriktionen (in erster Linie die Berufsschiffahrt und der Hochwasserschutz) in sechs sogenannte „problemhomogene Abschnitte“ des höchsten ökologischen Potenzials eingeteilt (AÖP). Bei der Zuordnung des höchsten ökologischen Potenzials können diese jedoch zu vier unterschiedlichen Abschnitten zusammengefasst werden, da für AÖP 1 und AÖP 3 sowie für AÖP 5 und AÖP 6 jeweils identische Referenzen definiert wurden. Die Habitatbedingungen und Restriktionen für die AÖP werden in Tabelle A3 im Anhang detailliert beschrieben. Außerdem wurde hier für die problemhomogenen Abschnitte AÖP 1 bis AÖP 6 jeweils abschnittsspezifisch das höchste ökologische Potenzial anhand von Wertebereichen (Spannbreiten) für die relative Häufigkeit der ökologischen Gilden definiert. Um diese Vorgaben mit den konkreten Werten der Monitoring-Ergebnisse vergleichen zu können, mussten die Wertebereiche in konkrete Einzelwerte überführt werden (LANUV 2016). Tabelle A4 im Anhang erläutert die Herleitung der verwendeten HÖP-Gilden, das Ergebnis als technische Referenz ist in Tabelle 9 dargestellt. Die für die verschiedenen Abschnitte im Niederrhein festgelegten HÖP spiegeln die unterschiedliche Zusammensetzung der Fischfauna in Abhängigkeit von den unterschiedlichen hydromorphologischen Gegebenheiten und den unterschiedlichen Nutzungsrestriktionen wider.

Durch den Vergleich der so definierten Referenzzustände für die verschiedenen Niederrheinabschnitte mit den Ergebnissen des Langzeitmonitorings lässt sich feststellen, inwieweit die aktuelle Ausprägung der Fischfauna unter den gegebenen Restriktionen den Referenzzuständen entspricht oder von diesen

abweicht und welche ökologischen Gilden aktuell Defizite aufweisen. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Datensätze des Monitorings im Hinblick auf **drei Gilden** wenig aussagekräftig sind, sodass diese bei den nachfolgenden Betrachtungen ausgeklammert werden müssen:

Die **anadromen Wanderfische** (Gilde **anadrom-A und anadrom-B**) lassen sich über ufernahe Elektrofischungen nicht repräsentativ abbilden, da sie im Rhein überwiegend in Zeitfenstern außerhalb des Befischungszeitraumes auftreten und sich meist in Strombereichen aufhalten, die für die Elektrofischerei nicht zugänglich sind.

Die Gilde der **katadromen Arten** besteht im Rhein aus Aal und Flunder, wobei der Aal sehr stark dominiert und die Flunder in diesem Zusammenhang vernachlässigbar ist. Der Aal findet im Vergleich zu den natürlichen Referenzbedingungen in den Steinschüttungen der Uferbefestigungen einen sehr geeigneten Sekundärlebensraum vor, der hohe Besiedlungsdichten ermöglicht. Aufgrund seiner Körperform spricht der Aal auf Elektrofischungen besonders gut an. Aus diesen Gründen wird der Aal bei ufernahen Elektrofischungen überproportional häufig gefangen, sodass die Befischungsergebnisse hinsichtlich der katadromen Gilde sehr stark verzerrt sind. So bedingte höhere Anteile der katadromen Gilde führen natürlich zu Verzerrungen bei den übrigen Gilden.

Ebenso ist die Gilde der **eurytop-lotischen Arten** kritisch zu betrachten, da sie in den vorliegenden Rheindaten nur eine einzige Art, den Ukelei, umfasst. Der Sinn der Gildenanalyse besteht jedoch gerade darin, Gruppen von Arten mit ähnlichen ökologischen

Tab. 9: Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ (HÖP) für die im Niederrhein unterschiedenen problemhomogenen Abschnitte (AÖP) als technische Referenz für eine Gilden-Bewertung

Ökologische Gilde	AÖP 1 + AÖP 3	AÖP 2	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
anadrom-A	2	4	3	4
anadrom-B	0,5	1	1	5
katadrom	6	7	7	8
rheophil - potamal	33	2	20	9
rheophil - rhithral	2	5	1	1
semi-rheophil	10	14	10	15
eurytop	19	14	18	14
eurytop - lotisch	8	9	9	5
eurytop - Auen	18,5	24	28	29
stagnophil	1	2	3	10

Ansprüchen zu betrachten, sodass sich zufallsbedingte Schwankungen bei einzelnen Arten nicht zu stark auswirken. Bei dem Ukelei handelt es sich zudem um eine Art, die in großen Schwärmen vorkommt, deren zufälliger Fang sofort hohe Gildenanteile bedingt. Die eurytop-lotische Gilde könnte daher zukünftig auch zusammen mit der eurytopen Gilde betrachtet werden.

Da die Betrachtung einer prozentualen Verteilung allein sehr leicht in die Irre führen und positive

oder negative Entwicklungen suggerieren kann, obwohl die absoluten Individuenhäufigkeiten eine andere Entwicklung zeigen, wird die Datengrundlage dieser Auswertung in Tabelle A5 im Anhang dargestellt. Es zeigt sich, dass in bestimmten AÖP (zum Beispiel AÖP 3 und AÖP 4) und bestimmten Jahren (zum Beispiel 1998, 2006 und besonders 2010) besonders geringe Individuenzahlen vorlagen, sodass bereits die Nachweise weniger Fische einer Gilde Einfluss auf die prozentuale Verteilung nahmen.



Abb. 36: Vergleich der Gildenzusammensetzung der Befischungsergebnisse je „problemhomogenem Abschnitt“ (AÖP) für den Zeitraum 1984 bis 2014 mit der Gildenzusammensetzung im „höchsten ökologischen Potenzial“ (HÖP)

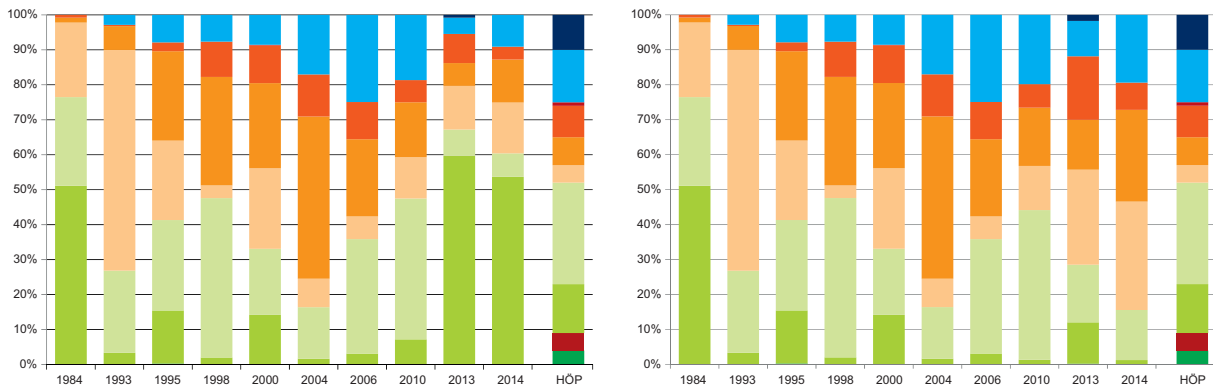


Abb. 37: Vergleich der Gildenzusammensetzung der Befischungsergebnisse im „problemhomogenen Abschnitt“ (AÖP) 5+6 im Vergleich zum „höchsten ökologischen Potenzial“ (HÖP), ermittelt inklusive invasive Grundeln (links) und exklusive invasive Grundeln (rechts). Die Berücksichtigung der Grundeln führt zu einem massiven Anstieg des Dominanzanteils der eurytopen Gilde ab 2010 mit einer entsprechenden Verzerrung des Anteils der übrigen Gilden.

In Abbildung 36 wird die zeitliche Entwicklung der Gildenstruktur im Verlauf des Langzeitmonitorings in den verschiedenen AÖP mit dem Referenzzustand des jeweiligen HÖP verglichen. Die AÖP 5 und 6 werden in der Auswertung zusammengefasst, da sie das gleiche HÖP besitzen und im AÖP 5 aufgrund der kurzen Ausdehnung (vgl. Abb. 13 und Tab. 1) zu wenige Probestrecken befischt wurden. Hierzu wurden die Ergebnisse jeweils aller innerhalb eines AÖP liegenden Befischungsstrecken zusammengefasst. Dabei sind die besonderen Auswirkungen des Massenaufkommens der invasiven Grundeln auf die Datensätze ab dem Jahr 2010 zu berücksichtigen.

Die Gildenstruktur der Gesamtfänge in den unterschiedlichen AÖP unterlag im zeitlichen Verlauf des Monitorings einer großen Variabilität, die durch die unterschiedlichen Trends der Bestandsentwicklung bei einzelnen Fischarten bedingt wird (vgl. Kap. 2). In allen AÖP kann ab dem Jahr 2013 eine starke Zunahme der eurytopen Gilde verzeichnet werden. Diese Entwicklung ist eindeutig auf das Massenaufkommen der invasiven Schwarzmaulgrundel zurückzuführen,

die erstmalig in 2010 auftauchte und seitdem den Hauptteil der Individuen in der eurytopen Gilde stellen. Der Wiederanstieg des Anteils der eurytopen Gilde suggeriert zunächst eine Rückkehr zu ähnlichen Verhältnissen wie zu Beginn des Monitorings, stellt jedoch eine vollständig neue, durch invasive Arten bedingte Entwicklung dar und wird nicht wie zuvor durch die heimischen Arten (insbesondere Rotaugen) gebildet. Die Auswirkungen dieser Besonderheiten auf die Darstellung der Gildenverteilung und die hieraus abgeleitete Bewertung wird anhand eines beispielhaften Vergleichs eines Datensatzes mit und ohne Grundeln veranschaulicht (Abb. 37). Die Berücksichtigung der Grundeln führt zu einem massiven Anstieg des Dominanzanteils der eurytopen Gilde ab 2010 verbunden mit einer entsprechenden Verzerrung des Anteils der übrigen Gilden. Werden die Grundeln von der Analyse ausgeschlossen, wird die Gildenverteilung insgesamt dem Referenzzustand des HÖP deutlich ähnlicher, wodurch auch die abzuleitende Bewertung deutlich besser ausfällt als bei Berücksichtigung der Grundeln.

Tab. 10: Schematische Darstellung des Ausmaßes des Defizits in den verschiedenen Gilden im Vergleich zum höchsten ökologischen Potenzial (HÖP) für den Zeitraum 1984 bis einschließlich 2006, sowie die Jahre 2010, 2013 und 2014; x = möglicherweise Defizit, xx = erkennbares Defizit, xxx = deutliches Defizit, xxxx = sehr deutliches Defizit (nach LANUV 2016)

A) Bewertung 1984 bis 2006

Ökologische Gilde	AÖP 1	AÖP 2	AÖP 3	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
stagnophil		xx		xxx	xxxx
semi-rheophil	xx		x		
rhithral - rheophil	x	xx	x	x	x
potamal-rheophil				x	
eurytop-lotisch					
eurytop-Auen	xx		xx		
eurytop					

B) Bewertung 2010

Ökologische Gilde	AÖP 1	AÖP 2	AÖP 3	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
stagnophil		xx		xxx	xxxx
semi-rheophil	x		x	xx	
rhithral - rheophil	x	xx	x	x	x
potamal-rheophil			xxx	xxx	
eurytop-lotisch		xx		xx	
eurytop-Auen	xx	x	xx		
eurytop		x		xx	

C) Bewertung 2013

Ökologische Gilde	AÖP 1	AÖP 2	AÖP 3	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
stagnophil		x		xxx	xxxx
semi-rheophil	x	x	x	x	
rhithral - rheophil	xxx	xx	x	x	x
potamal-rheophil	x	x	x	x	
eurytop-lotisch					
eurytop-Auen	x	xx	xx	xxx	x
eurytop					

D) Bewertung 2014

Ökologische Gilde	AÖP 1	AÖP 2	AÖP 3	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
stagnophil		x		xxx	xxxx
semi-rheophil	x	x	x	x	
rhithral - rheophil	xxx	xx	x	x	x
potamal-rheophil	x	x	x	x	
eurytop-lotisch					
eurytop-Auen	xx	xx	xx	xxx	
eurytop					

mögliches Defizit	erkennbares Defizit	deutliches Defizit	sehr deutliches Defizit
x	xx	xxx	xxxx

Neben den Detailbetrachtungen je AÖP und Jahr ist in Tabelle 10 eine schematische Übersicht über das Ausmaß des Defizits je ökologischer Gilde für den Zeitraum 1984 bis 2006 sowie die Einzeljahre 2010, 2013 und 2014 dargestellt.

Als wesentliches Ergebnis der Gildenanalyse nach LANUV (2016) zeigt sich, dass die aktuelle Gildestruktur zum Ende des Monitoringzeitraumes in allen AÖP erheblich von der Gildestruktur des „höchsten ökologischen Potenzials“ abweicht, nachdem zwischenzeitlich eine deutlich größere Ähnlichkeit der Gildestruktur zum HÖP beobachtet werden konnte. Mit Ausnahme von AÖP 3 wird die **aktuelle Fischfauna des Niederrheins in allen AÖP in sehr hohem Maße von der eurytopen Gilde (das heißt von der Schwarzmaulgrundel) dominiert**, was erheblichen Einfluss auf die Dominanzanteile der übrigen Gilden hat.

3.6 Fazit

Die fibs-Bewertungen über die Zeit und in den drei biozönotischen Abschnitten zeigen den aktuell bestehenden Maßnahmenbedarf am Niederrhein. Die dazu gehörigen detaillierteren Auswertungen zu den Leitarten (Dominanzanteile und Entwicklung der Individuenbestände und Stetigkeiten) sowie die Auswertungen zur zeitlichen Entwicklung der ökologischen Gilden verdeutlichen und konkretisieren die größten Defizite.

Insgesamt lässt sich sagen, dass im mittelgebirgsgeprägten Bereich des Niederrheins (BA 1) und auch im nebengerinnearmen Bereich des Niederrheins (BA 2) verstärkte Defizite der **potamal-rheophilen** (Nase, Barbe, Döbel, Hasel) und **semi-rheophilen** Gilde (Gründling) erkennbar sind und sich auf die Bewertung niederschlagen. Bei zwei Arten ist die Situation besonders hervorzuheben. Der Hasel kommt im gesamten Niederrhein kaum noch vor, der Gründling ist sogar vollständig im Rhein verschwunden. In BA 2 kommen dazu bereits verstärkt Defizite bei den **eurytopen-Auenarten** (Brassen, Güster).

Weitere wesentliche Defizite sind die gegenüber der Referenz des HÖP **erheblich zu niedrige Anteile der potamal-rheophilen Gilde (mit den charakteristischen Leitarten Barbe, Nase, Döbel, Hasel) und die zu niedrigen Anteile der semi-rheophilen Gilde (Gründling, Rapfen). Die erheblich zu geringen Anteile der eurytop-Auen- und der stagnophilen Gilde weisen dagegen auf erhebliche Defizite bezüglich der Verfügbarkeit von Auenhabitaten und der Vernetzung von Strom und Aue hin.** Diese Defizite kommen besonders am unteren Niederrhein in AÖP 4 und AÖP 5+6 zum Tragen, wo die Aue natürlicherweise von größerer Bedeutung ist.

Dieser Zustand deutet vor allem auf strukturelle Defizite der Hauptstromhabitats hin beziehungsweise den negativen Einfluss der Schifffahrt (Wellenschlag, Hub und Sunk). Daneben ist auch in Betracht zu ziehen, dass biologische Interaktionen zwischen den heimischen Arten und den invasiven Grundeln Einfluss auf die Artenhäufigkeiten und die Gildestruktur nehmen (siehe dazu Exkurs „Die Auswirkungen der Grundeln in der Fischartengemeinschaft des Rheins“ und Kap. 6).

Im weiteren Rheinverlauf sind die Defizite insbesondere bei den Gilden der **eurytopen-Auenarten** (Hecht, Brassen, Güster) und den **stagnophilen** Arten (Schleie, Bitterling, Karausche, Rotfeder) erkennbar, da hier die Aue natürlicherweise von größerer Bedeutung ist. Der Brassen zeigt deutliche Defizite, der Güster ist seit 2006 ebenfalls vollständig aus dem Niederrhein verschwunden. Diese Befunde machen die erheblichen Defizite bei der Verfügbarkeit und Anbindung der Auenhabitats deutlich.

4 Diadrome Wanderfische im Rhein

Die natürlicherweise artenreiche Fischfauna des Rheins umfasst auch etliche diadrome Wanderfischarten, das heißt Langdistanzwanderfische, die in verschiedenen Phasen ihres Lebens zwischen Lebensräumen im Meer und im Süßwasser wechseln. Zu den ursprünglich im Rhein vorkommenden diadromen Wanderfischen gehören die anadromen Arten (das heißt Arten mit Fortpflanzung im Süßwasser)

- Europäischer Stör (*Acipenser sturio*),
- Atlantischer Lachs (*Salmo salar*),
- Meerforelle (*Salmo trutta* f. *trutta*),
- Maifisch (*Alosa alosa*),
- Finte (*Alosa fallax*),
- Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und
- Stint (*Osmerus eperlanus*)

sowie die beiden (nicht zu den eigentlichen Fischen sondern zur Gruppe der Rundmäuler gehörenden) Neunaugen-Arten

- Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) und
- Meerneunauge (*Petromyzon marinus*).

Die Gruppe der katadromen Arten (das heißt Arten mit Fortpflanzung im Meer) ist mit zwei Arten weniger artenreich:

- Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*) und
- Flunder (*Platichthys flesus*).

Bei den anadromen Wanderfischen kann unterschieden werden zwischen Arten, für die der Rhein lediglich einen Wanderkorridor zu den Laichgründen in Zuflüssen bis in die Fließgewässerregion des Rhithrals in den Mittelgebirgsregionen NRWs darstellt, wie es zum Beispiel bei den Arten Lachs und Meerforelle der Fall ist, und Arten, bei denen auch die

wichtigsten Laichgründe im Hauptstrom des Rheins selbst lagen, wie es zum Beispiel bei Stör, Maifisch und Nordseeschnäpel der Fall ist.

Die meisten Wanderfische waren früher wertvolle Speisefische oder wegen ihres massenhaften Vorkommens von großer Bedeutung für eine florierende Berufsfischerei am Niederrhein. Die Bestände der meisten Wanderfischarten brachen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts auf dramatische Weise zusammen. Die Arten wurden im Rheinsystem als ausgestorben oder verschollen eingestuft. Die Arten überlebten jedoch in anderen, teilweise weit entfernten Flusssystemen in Europa. Wenn in der Folgezeit gelegentlich noch aufsehenerregende Nachweise einzelner Individuen von Wanderfischarten im Rhein verzeichnet werden konnten, dürfte es sich dabei immer um sogenannte Streuer aus den Populationen anderer Flusssysteme gehandelt haben. Der Zusammenbruch der Wanderfisch-Bestände ist durch Fangstatistiken der gewerblichen Fischerei gut dokumentiert. Die Ursache für das Verschwinden der Wanderfische war sicherlich ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren, bei dem neben der intensiven Fischerei vor allem die Unterbrechung der Wanderwege durch Wehre, die Vernichtung oder Beeinträchtigung der Laichgründe und die dramatische Verschlechterung der Wasserqualität im Rhein eine Rolle gespielt haben.

Durch die allmähliche Verbesserung der Wasserqualität in den 1980er-Jahren erfolgte eine Häufung der Nachweise vereinzelter Individuen von Wanderfischarten, die ohne menschliches Zutun wieder im Rhein auftauchten (insbesondere von Neunaugen und Meerforellen).

Als Folge der Sandoz-Katastrophe wurde von den Rheinanliegerstaaten das Aktionsprogramm Rhein aufgelegt, in dem unter anderem das Ziel formuliert wurde, den Rhein bis zum Jahr 2000 wieder in einen Zustand zu versetzen, der den Wiederaufbau sich selbst erhaltender Bestände von anspruchsvollen Langdistanzwanderfischarten wie dem Atlantischen Lachs ermöglicht. Das Aktionsprogramm Rhein wurde als Programm „Lachs 2000“ bekannt. Neben umfangreichen Maßnahmen in der Gewässersanierung (Verbesserung der Wasserqualität, Wiederherstellung natürlicher Strukturvielfalt) und Wiederherstellung der Durchgängigkeit durch den Bau von Fischwanderhilfen bedeutete dieses Ziel ein aktives Wiederansiedlungsprogramm für den Atlantischen Lachs. Bis heute erfolgt eine internationale Abstimmung und Koordination der andauernden Maßnahmen zur Wiederansiedlung und Bestandsstützung des Lachses im Rheinsystem auf der Ebene der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheines (IKSR).

Wanderfischprogramm NRW

Das Wanderfischprogramm wurde 1998 als Fortführung des Rheinaktionsplanes („Lachs 2000“) auf Landesebene ins Leben gerufen und ist ein Kooperationsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen und dem Fischereiverband Nordrhein-Westfalen (MKULNV 2015b). Die Maßnahmen stehen im Einklang mit den laufenden Aktionsplänen der IKSR sowie den Vorgaben der Weltnaturschutz-Union (IUCN). Sie sind abgestimmt mit den Maßnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (EU-FFH-RL). Das Wanderfischprogramm NRW hat inzwischen verschiedene mehrjährige Programmphasen durchlaufen, im Zuge derer zunächst umfangreiche Monitoring- und Begleituntersuchungen durchgeführt, wichtige wissenschaftliche Grundlagen erarbeitet und darauf basierend Maßnahmen zum Artenschutz sowie zur artenschutzrelevanten Gewässerentwicklung umgesetzt wurden (MKULNV 2015b).

In den ersten Jahren konzentrierte sich das Wanderfischprogramm fast ausschließlich auf den Lachs, dessen Wiederansiedlung als Leuchtturmprojekt eine herausragende Sonderstellung einnimmt. Später wurden die Aktivitäten auf den Nordseeschnäpel und den Maifisch und zuletzt auch auf den Aal ausgeweitet. In den nachfolgenden Kapiteln werden die Projekte zu den einzelnen Arten detaillierter erläutert.

Als Programmgewässer wurden solche Gewässer festgelegt, die im historischen Verbreitungsgebiet von Wanderfischarten liegen und die aufgrund ihrer guten Wasserqualität, der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit günstige ökologische Voraussetzungen für Wanderfische aufweisen oder die nötigen Rahmenbedingungen bereits weitestgehend erfüllen. Als prioritäre Programmgewässer für die Wiederansiedlung des Lachses (Zielartengewässer) wurden in NRW die Gewässer Rhein, Sieg mit Agger, Wupper mit Dhünn sowie Eifelrur festgelegt. Daneben gibt es jedoch weitere Gewässer, wie Niers, Schwalm, Erft, Lippe, Ruhr, Weser und Ems, die für das Wanderfischprogramm, unter anderem als Aalzielartengewässer, von großer Bedeutung sind. In diesen Gewässern ist es für die Verbesserung der Qualität der Lebensräume und insbesondere der Laichhabitate unbedingt erforderlich, dass die hydromorphologischen Maßnahmen in der EG-Wasserrahmenrichtlinie konsequent umgesetzt werden.



Abb. 38: Adulter Lachs aus dem Wiedereinbürgerungsprogramm in NRW

4.1 Lachs

Das Programm zur Wiedereinbürgerung des Lachses in NRW begann mit Besatzmaßnahmen von Lachsbrütlingen in hierfür geeignete Zuflüsse des Rheins. Das Gewässersystem der Sieg wurde als prioritäres Programmgewässer ausgewählt, weil es dort früher einen bedeutenden Lachsbestand gegeben hatte und weil das Gewässersystem weitgehend die Voraussetzungen bezüglich Gewässergüte und Strukturbedingungen erfüllte. Das Besatzmaterial wurde aus Eiern erbrütet und aufgezogen, die hierzu regelmäßig aus anderen europäischen Regionen (Irland, Skandinavien) importiert wurden. Heute wird ein Großteil der für den Besatz benötigten Lachseier in NRW gewonnen.

Die Maßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Lachses wurden von Beginn an durch wissenschaftliche Untersuchungen und Monitoringprogramme begleitet, um das Programm fortlaufend zu optimieren. Diese umfassten unter anderem die systematische Kartierung geeigneter Besatzhabitate, eine Effizienzkontrolle der getätigten Besatzmaßnahmen mit Bestimmung der Überlebens- und Dispersionsraten besetzter Brütlinge, Untersuchungen zur Abwanderung von Lachssmolts und den Betrieb einer Kontroll- und Fangstation an der Sieg (bei Buisdorf, Sieg-km 15,1) zur Ermittlung der Rückkehrerzahlen.

Seit circa Mitte der 2000er-Jahre konnte festgestellt werden, dass die in die Gewässer des Siegsystems aufsteigenden Lachse laichten und dass an verschiedenen Stellen eine erfolgreiche natürliche Reproduktion erfolgte. In der Agger als einem Modellgewässer mit hohen Rückkehrerzahlen und hohen Naturbrutaufräumen wird seit einigen Jahren auf jeglichen Besatz mit Lachsbrütlingen verzichtet, um den Aufbau einer selbst reproduzierenden Lachspopulation zu verfolgen.

Im Laufe des Programms wurde die Infrastruktur für die künstliche Vermehrung, Erbrütung von Eiern und die Aufzucht großer Mengen von Lachsbrütlingen sowie für die Hälterung von Elternfischen an zwei Standorten geschaffen und fortlaufend ausgebaut. Die beiden Standorte befinden sich im LANUV Fachbereich Fischereiökologie in Albaum sowie in dem neu errichteten Wildlachszenrum Rhein-Sieg bei Troisdorf, das von der Stiftung Wasserlauf betrieben wird. Durch die zunehmende künstliche Vermehrung von Lachsrückkehrern, die an der Kontroll-

und Fangstation in Buisdorf schonend entnommen werden, besteht heute nur noch ein geringer Bedarf an Eiimporten. Die kontinuierliche Vermehrung von Lachsrückkehrern aus der Sieg und die Verwendung hiervon abstammenden Besatzmaterials soll dazu beitragen, dass sich ein optimal angepasster, eigenständiger Rhein-Sieg-Lachsbestand entwickelt. Dieser Prozess wird durch entsprechende genetische Untersuchungen begleitet (MKULNV 2015b).

Die Abbildung 35 zeigt die zeitliche Entwicklung der Lachsrückkehrerzahlen in NRW und macht deutlich, welche herausragende Rolle das Sieg-System spielt. Mit durchschnittlich rund 300 nachgewiesenen Rückkehrern in den letzten zehn Jahren nimmt NRW eine Vorreiterrolle bei der Lachswiederansiedlung im Rheinsystem ein. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die tatsächliche Zahl aufsteigender Lachse mindestens doppelt so hoch sein dürfte, da zahlreiche Fische die Fangstationen unregistriert passieren können.

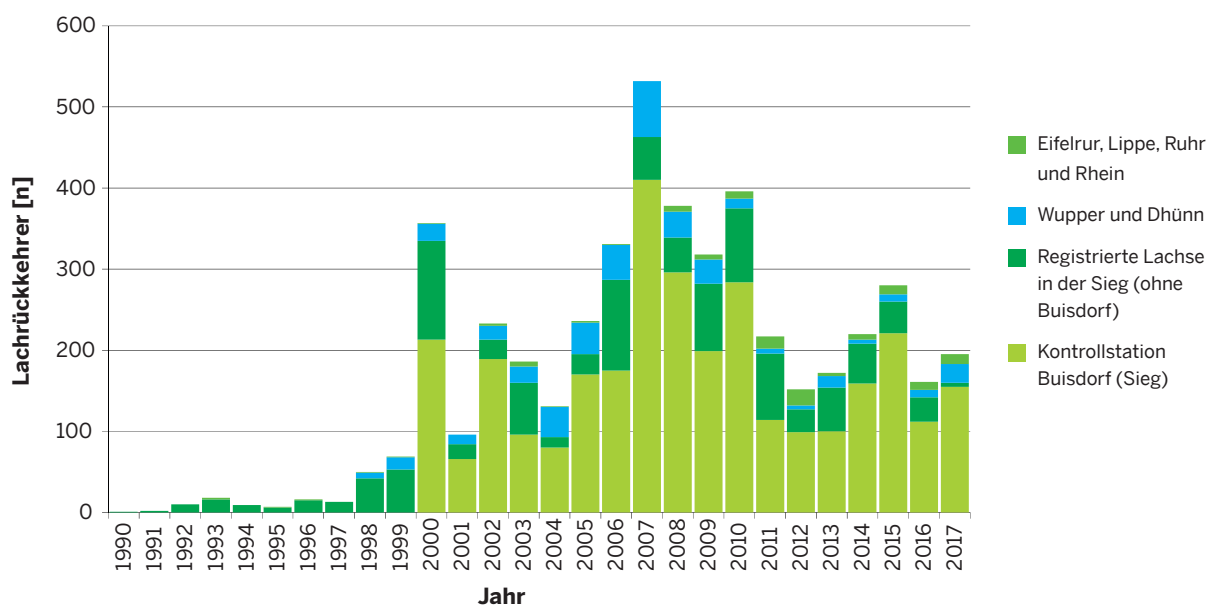


Abb. 39: Zeitliche Entwicklung der Lachs-Rückkehrerzahlen in NRW (Quelle: MKULNV)

Auch in den anderen Programmgewässern wie Wupper, Dhünn und Eifelrur sind erhebliche Fortschritte bei der Wiederansiedlung des Lachses zu verzeichnen. Trotz der Fortschritte im Programm wird jedoch die für den Aufbau einer stabilen Lachspopulation als erforderlich erachtete Rückkehrerquote von drei Prozent (Verhältnis von laichreifen Rückkehrern zu abgewanderten Smolts) derzeit noch nicht erreicht. Daher wird auch in den nächsten Jahren eine Stützung des Bestandes durch Besatzmaßnahmen erforderlich sein, bis die Optimierung der ökologischen Rahmenbedingungen und der laufende Prozess der genetischen Anpassung zu besseren Ergebnissen führen.

Der Rheinstrom fungiert für alle zum Rheineinzugsgebiet gehörenden ursprünglichen Lachsflüsse im Wesentlichen als Wanderkorridor, sodass auch alle zu den Heimatgewässern im Mittel-, Ober- und

Hochrheingebiet aufsteigenden Lachse den NRW-Rheinabschnitt passieren. Auch wenn der Rhein bis zum ersten Stauwehr in Iffezheim (bei Rhein-km 630) frei fließend ist und in diesem Abschnitt kein Wehr den Aufstieg von Wanderfischen behindert, haben die Abflussbedingungen des Rheins, die klimatischen Rahmenbedingungen sowie die fischereiliche Mortalität einen Einfluss auf den Lachsaufstieg in die Zuflüsse. Extrem warme Sommer und Niedrigwasserverhältnisse scheinen die Aufwanderung im Rhein zu behindern. Bei zu hohen Temperaturen und zu niedrigen Abflüssen in den Laichgewässern verbleiben die Fische ungewöhnlich lange abwartend im Rhein. In derartigen, ungünstigen Jahren erreichen die Fische die Laichgründe entsprechend spät und in schlechter Kondition oder gar nicht, sodass der Reproduktionserfolg insgesamt gering ausfällt.

4.2 Nordseeschnäpel

Der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) ist eine weniger bekannte Wanderfischart aus der Familie der Coregonen (Felchen, Maränen), die seit den 1940er-Jahren im Rhein als ausgestorben galt. Die Fische stiegen früher in den Herbst- und Wintermonaten in großen Stückzahlen aus küstennahen Bereichen der Nordsee in den Rhein hinauf, um sich in Laichgebieten im Hauptstrom und in den Unterläufen der größeren Zuflüsse fortzupflanzen. Der Laichaufstieg erfolgte schwerpunktmäßig bis in den Kölner Raum oder bis Speyer, jedoch ist auch ein vereinzelter Laichaufstieg bis in den französischen Rheinabschnitt belegt. Am unteren Niederrhein bei Wesel war die Art früher zu Zeiten des Laichaufstiegs so häufig, dass sie hier zu den „Brotfischen“, das heißt den Hauptertragsfischen für die Berufsfischerei, zählte. Die Laichzeit erstreckte sich meist über die Monate Oktober bis Dezember. Die Fische laichten in Schwärmen an ufernahen Sand- und Kiesbänken ab und die Brut wanderte sofort im ersten Lebensjahr wieder in Richtung Nordsee flussabwärts. Auch die erwachsenen Tiere wanderten nach dem Ablaichen wieder zurück ins Meer und stiegen im Laufe ihres Le-

bens mehrmals zum Laichen in die Flüsse auf. In den 1940er-Jahren starb der Nordseeschnäpel im Rhein vollständig aus.

In dem dänischen Grenzfluss Vidau hatte jedoch ein Nordseeschnäpel-Bestand überlebt, aus dem Tiere für Besatzmaßnahmen künstlich vermehrt werden konnten. Mit dem produzierten Besatzmaterial wurde zunächst in Schleswig-Holstein ein Wiedereinbürgerungsprogramm in der Treene und anderen Flüssen durchgeführt. Von Rückkehrern aus diesem Programm kann seitdem von einem Fischzuchtbetrieb in Schleswig-Holstein regelmäßig Besatzmaterial produziert werden. Im Jahr 1992 stand schließlich erstmalig eine kleine Charge für Besatzmaßnahmen außerhalb Schleswig-Holsteins zur Verfügung, das von der Rheinfischereigenossenschaft erworben und für einen ersten experimentellen Besatz im Niederrhein verwendet wurde. Aus diesen und weiteren Besatzaktionen entwickelte sich ein Wiedereinbürgerungsprogramm, in dessen Rahmen seit 1996 über mehrere Jahre bis 2006 junge Nordseeschnäpel in den Rhein und ab 2001 auch in der

unteren Lippe ausgesetzt wurden (BORCHERDING 2001-2007). Die genetischen Untersuchungen von DIERKING et al. (2014) machten deutlich, dass bei den Coregonen der Nord- und Ostsee von zwei unterschiedlichen Populationen gesprochen werden kann. Die für den Besatz im Rhein verwendeten Vidau-Schnäpel sind dabei auch dem Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* zuzuordnen.

Aufbauend auf den Erfahrungen anderer Wiederansiedlungsprogramme erfolgte der Besatz von Nordseeschnäpeln in Form von relativ kleinen Fischlarven. Als Besatzorte wurden verschiedene rheinangebundene Nebengewässer ausgewählt, die den besetzten Larven aufgrund des höheren Planktonaufkommens unter den Stillwasserbedingungen gute Adaptions- und Entwicklungsbedingungen bieten sollten. Im Rahmen der Begleituntersuchungen wurde nachgewiesen, dass die besetzten Larven tatsächlich schnell mit der Nahrungsaufnahme begannen und aktiv aus den Besatzgewässern in den Rheinhauptstrom wanderten (BORCHERDING et al. 2006). Erste Hinweise auf einen Erfolg der Besatzmaßnahmen ergaben sich, als in den Folgejahren von Berufsfischern im niederländischen Rheindelta und insbesondere im IJsselmeer mit zunehmender Häufigkeit Fänge von jungen und halbwüchsigen Nordseeschnäpeln gemeldet wurden, wobei diese Fänge entsprechend zeitversetzt mit den angestiegenen Besatzzahlen zunahm. Wenig später wurden dort auch regelmäßig und in großen Mengen adulte Nordseeschnäpel gefangen. Erst im Jahr

2005 konnte durch den Aufsehen erregenden Zufallsfang eines adulten Nordseeschnäpels (1,6 Kilogramm schwer und 55 Zentimeter groß) im Netz eines Nebenerwerbsfischers der Beleg erbracht werden, dass Nordseeschnäpel auch wieder in den deutschen Niederrhein aufsteigen. Eine genetische Untersuchung dieses Tieres zeigte, dass es mit großer Wahrscheinlichkeit dem für die Wiedereinbürgerung verwendeten Besatzmaterial entstammte. Es handelte sich damit um den ersten gesicherten Nachweis eines adulten Tieres dieser Fischart im deutschen Rhein seit über 60 Jahren. In den Folgejahren 2006 und 2007 wurden in der winterlichen Aufstiegssaison vereinzelt weitere geschlechtsreife Nordseeschnäpel von Nebenerwerbsfischern gefangen. Daneben konnte auch eine erfolgreiche natürliche Reproduktion nachgewiesen werden, da gehäuft unmarkierte Jungfische gefangen wurden. Gleichzeitig wurden adulte Nordseeschnäpel, die im niederländischen Rheindelta gefangen und dort mit Transpondern versehen worden waren, an den Antennenstationen im Rhein bei Xanten und in der unteren Lippe registriert. Die Tiere wanderten also in den deutschen Niederrhein und in die untere Lippe hinein stromaufwärts, um sich fortzupflanzen. Aufgrund dieser eindeutigen, richtungsweisenden Erfolge wurde das Besatzprogramm entsprechend der im Vorfeld verabredeten Strategie in 2007 eingestellt und ausschließlich die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen werden fortgeführt (BORCHERDING 2011, 2014, BORCHERDING et al. 2010).



Abb. 40: Adulter Nordseeschnäpel aus dem Niederrhein, eines der ersten mit der Angel gefangenen Exemplare nach erfolgreichem Abschluss des Wiederansiedlungsprogramm

Im Rahmen solcher Begleituntersuchungen konnte dann mittels Driftbeprobungen sowohl in der niederländischen IJssel als auch im Niederrhein bei Rees das Vorkommen weniger Tage alter Nordseeschnäpellarven nachgewiesen werden, womit auch auf diese Weise direkt eine natürliche Reproduktion nachgewiesen wurde (BORCHERDING 2015, BORCHERDING et al. 2014). Daneben wurden im Rahmen einer Begleituntersuchung auch Schuppen-Proben einer großen Zahl von adulten Nordseeschnäpeln analysiert, die im IJsselmeer gefangen worden waren. Das überraschende Ergebnis dieser Analysen war, dass sich nur für einen kleinen Teil der Population ein zeitweiser Aufenthalt im Meerwasser nachweisen ließ, während der größere Teil der Population eindeutig nie das Süßwasser verlassen hatte. Der wiedereingebürgerte Bestand von Nordseeschnäpeln zeigt damit ein flexibles Migrationsverhalten. Ein Aufenthalt im Meer

ist offensichtlich nicht mehr obligater Bestandteil des Lebenszyklus und Voraussetzung dafür, dass die Tiere die Geschlechtsreife erreichen. Möglicherweise hat der Umstand, dass ein vollständiger Lebenszyklus im Süßwasser möglich ist, wesentlich zum Erfolg der Wiedereinbürgerung beigetragen (BORCHERDING et al. 2008). Auch nach Einstellung der Besatzmaßnahmen wird alljährlich in den Wintermonaten eine geringe Anzahl von Nachweisen durch Fänge adulter Nordseeschnäpel durch die Nebenerwerbsfischer im Niederrhein erbracht. Daneben werden auch immer wieder Jungfische gefangen.

In den letzten Jahren wurden auch vereinzelt belegte Fänge durch Angelfischer verzeichnet (Abb. 40). Die Entwicklung der Art im Rheindelta wird im Rahmen verschiedener Monitoringprogramme weiterverfolgt.

4.3 Maifisch

Der Maifisch ist eine anadrome Wanderfischart aus der Familie der Clupeidae (Heringe), der ähnlich wie der Nordseeschnäpel früher in Massen in den Rhein aufgestiegen ist, um sich in Laichgebieten im Hauptstrom und in den Unterläufen der größeren Zuflüsse fortzupflanzen. Namensgebend für die Art war der Umstand, dass der Hauptzeitraum für den massenhaften Laichaufstieg im Frühjahr und damit die Hauptfangsaison in den Monat Mai fiel. Die Laichplätze der Maifische im Hauptstrom des Rheins lagen in kiesigen Abschnitten mit mäßiger Strömung, wie sie sich an überströmten Kiesbänken in den Gleithängen von Mäanderbögen oder an den Schüttkegeln von Flussmündungen und vor Inseln finden. Das eigentümliche Laichspiel der Maifische erfolgt nachts an der Wasseroberfläche, wobei Laichgruppen von Maifischen rasch im Kreis schwimmen und mit der Schwanzflosse auf die Wasseroberfläche schlagen, was ein lautes, weithin hörbares Platschen erzeugt. Die ins freie Wasser abgegebenen Eier sinken zu Boden und lagern sich im Lückensystem des Kiesgrundes ab. Ähnlich wie beim Lachs sterben die meisten Elternfische nach dem Laichen ab. Die schlüpfenden Larven verbleiben einige Wochen bis Monate im Fluss und wandern dabei bis zum ersten Spätherbst in das Ästuar ab.

Die Bestände des Maifischs im Rhein sind ähnlich wie bei den anderen anadromen Wanderfischarten Anfang des 20. Jahrhunderts innerhalb weniger Jahrzehnte erloschen. Auch in anderen Teilen des ursprünglichen Verbreitungsgebiets in Europa starb die Art innerhalb kurzer Zeit aus. Lediglich in einigen westfranzösischen, portugiesischen und marokkanischen Flusssystemen blieben vitale Bestände erhalten. Die größte und bedeutendste Maifischpopulation existierte bis ins Jahr 2007 im französischen Gironde-Garonne-Dordogne-System, das bei Bordeaux in den Atlantik mündet.

Aufgrund der Erfolge, die bis dahin mit den Wiedereinbürgerungsprogrammen für die Wanderfischarten Lachs und Nordseeschnäpel erreicht worden waren, wurde auch für die im Rhein ausgestorbene Wanderfischart Maifisch ein Wiedereinbürgerungsprogramm aufgelegt. Anfang der 2000er-Jahre wurde auf Initiative des Rheinischen Fischereiverbandes eine Machbarkeitsstudie für die Wiederansiedlung des Maifischs in das Rheinsystem durchgeführt (BEECK 2003).

Aufgrund der erfolgversprechenden Ergebnisse der Machbarkeitsstudie wurde ein entsprechender

EU-Förderantrag ausgearbeitet und im Jahr 2007 startete das EU-Life-Projekt zur „Wiederansiedlung des Maifischs im Rheinsystem“, dass ab dem Jahr 2011 als EU-Life+-Projekt mit erweiterter Zielsetzung „Schutz und Wiederherstellung der Bestände des Maifischs in den Einzugsgebieten der Gironde und des Rheins“ fortgeführt wurde (LANUV 2011, 2016). Das Artenschutzprojekt wurde mehrfach international ausgezeichnet. Nach Abschluss des EU-Life-Förderprogramms wurden weitere Projektpartner hinzugewonnen. Die wichtigen Besatzmaßnahmen und Begleituntersuchungen werden derzeit in einem „Länderübergreifenden Maifisch-Projekt am Rhein 2017-2021“ fortgeführt.

Als Spenderpopulation für die Produktion von Besatzmaterial dient bis heute die Maifischpopulation in Garonne und Dordogne. Die Anlage zur Maifischzucht wurde vom Projektpartner Association MIGADO vor Ort in der Region Aquitaine in Bruch konzipiert und errichtet. Die im Life-Projekt etablierten Zuchttechniken wurden soweit optimiert, dass unter günstigen saisonalen Bedingungen für die Produktion von zwei Millionen Maifischlarven nur etwa 80 Elternfische jährlich aus der Garonne und Dordogne entnommen werden müssen, was in etwa einem Prozent des dortigen Laicherbestandes entsprach. Diese Entnahme wird als so gering erachtet, dass sie keine Auswirkungen auf die Spenderpopulation hat. Die Elternfische werden auf ihrer Laichwanderung schonend in den Fischliften an den Staudämmen der Gironde entnommen, in besonderen Transportbehältern in die Zuchtanlage überführt und in Gruppen in größere Becken überführt, wo sie natürlich ablaichen. Die abgegebenen Eier werden aus dem Wasser her-



Abb. 41: Adulter Maifisch aus der Spenderpopulation für das Wiederansiedlungsprojekt im Rhein

ausgefiltert und auf klassische Weise in Brut-Gläsern erbrütet. Nach dem Schlupf werden die Larven in eine Lösung mit der fluoreszierenden Substanz Oxytetracyclin überführt, die in knöcherne Strukturen wie den Gehörsteinchen (Otolithen) eingebaut wird und eine später nachweisbare Markierung hinterlässt. Damit ist es möglich, die Fische später als aus der Zuchtanlage stammend zu identifizieren (als Teil des Besatzes).

Der Transport und Besatz erfolgte in Form von fünf bis 20 Tage alter Larven. Der Transport an die Besatzstellen am Rhein erfolgte über Nacht in sauerstoffgefüllten Transportsäcken. Die jährlich zur Verfügung stehende Besatzmenge wurde auf Besatzstellen am nordrhein-westfälischen und am hessischen Rhein aufgeteilt. In NRW erfolgte der Besatz von 2008 bis 2018 in den Unterläufen der Zuflüsse Sieg und Lippe sowie im Rheinseitenarm Rheidter Laach und im Mündungsbereich eines rheinangebundenen Abgrabungssees am unteren Niederrhein. Die Besatzstrategie wurde so angepasst, dass optimale Überlebenschancen der Larven zu erwarten waren. Nach dem Transport aus Frankreich wurden die Larven an der Besatzstelle bis zum Abend in Rundstrombecken gehalten, gefüttert und erst in der Dunkelheit besetzt. Damit wurde sichergestellt, dass sich die Larven nach dem Transport erholen und an die Gewässerbedingungen anpassen konnten. Zudem wurde das Prädationsrisiko für die Larven nach dem Aussatz minimiert (LANUV 2011, 2016).

Insgesamt wurden von 2008 bis einschließlich der Saison 2014 gut zehn Millionen Maifischlarven in den Rhein besetzt (Abb. 43).



Abb. 42: Zwei adulte Maifische aus Monitoringbefischungen mit Treibnetzen im Niederrhein im Jahr 2014 waren die ersten hier nachgewiesenen Maifische seit über 40 Jahren und ein besonderer Erfolg des Wiedereinbürgerungsprogramm

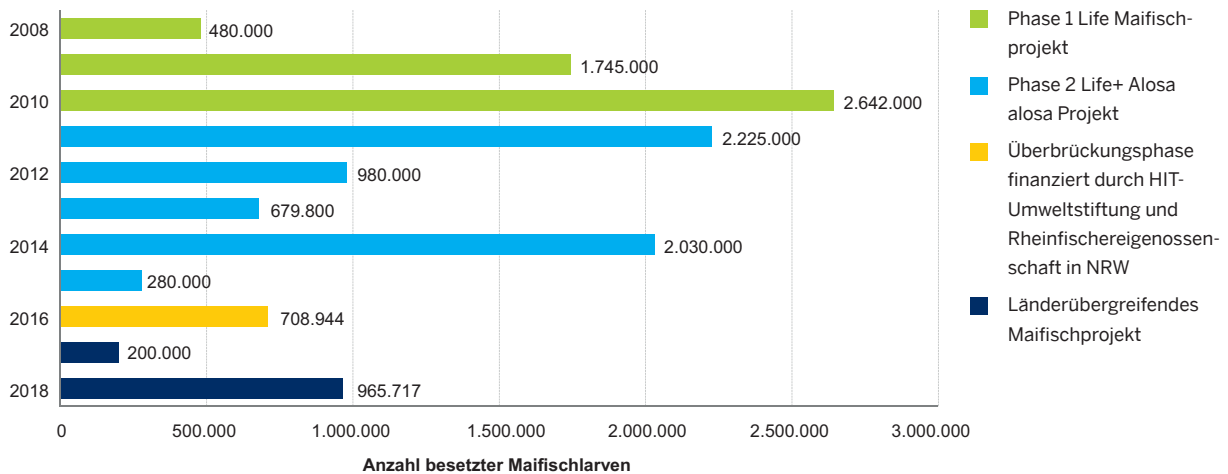


Abb. 43: Übersicht über die Mengen besetzter Maifischlarven im Rhein. Die verschiedenen Farben kennzeichnen dabei unterschiedliche Finanzierungs- und Projektphasen. (Quelle: Andreas Scharbert)



Abb. 44: Die ersten im Rhein abwandernden juvenilen Maifische seit den 1920er-Jahren – Nachweise aus dem Jahr 2010 in den Fängen eines Aalschokkers am Niederrhein, seinerzeit ein erster großer Erfolg des Wiederansiedlungsprojektes

Aufgrund der im ersten EU-Life-Projekt ab 2008 getätigten Besatzmaßnahmen war frühestens vom Jahr 2013 an mit ersten Rückkehrern im Rhein zu rechnen. Tatsächlich zeigten ab dem Jahr 2014 eine Reihe von Maifischnachweisen die Erfolge des Programms am Rhein an. Während die Zahl der in den Fischpässen von Iffezheim und Gamsheim am Oberrhein registrierten adulten Maifische im Zeitraum von 2000 bis 2013 jährlich zwischen ein und maximal neun Indivi-

den schwankte (durch sogenannte Streuer), wurden dort im Jahr 2014 insgesamt 318 Maifische und im Jahr 2015 insgesamt 178 Maifische registriert. Hinzu kamen weitere Nachweise aus den Rheinzufüssen Mosel, Main und Neckar, wo seit Jahrzehnten keine Maifische mehr registriert worden waren, unter anderem auch durch Totfunde abgelaideter Maifische (Abb. 45).

Neben diesem signifikanten Anstieg der Aufsteiger- oder Rückkehrerzahlen ist besonders der Nachweis einer erfolgreichen natürlichen Reproduktion der Rückkehrer am Oberrhein ein spektakulärer Erfolg. Im Fischanfall der Kühlwasserentnahmestelle des Kraftwerks Philippsburg, das weit oberhalb der Besatzstellen liegt, konnten erstmals juvenile Maifische entdeckt werden. Damit war zweifelsfrei belegt, dass Maifische bis in den Oberrhein aufgestiegen waren, oberhalb der Besatzstellen abgelaicht hatten und dass ein erfolgreiches natürliches Jungfischauftreten zu verzeichnen war.

Während das Wiederansiedlungsprogramm am Rhein insgesamt sehr erfolgreich verlief, vollzog sich in der Projektlaufzeit in Frankreich, in dem Gebiet der Spenderpopulation, dagegen ein unerwarteter und dramatischer Bestandseinbruch. Die Zahlen der im Gironde-Gebiet aufsteigenden Maifische gingen ebenso wie die Anzahl der abgewanderten Jungfische

dramatisch zurück. Im Jahr 2008 wurde deshalb ein Fangmoratorium erlassen. In der zweiten Projektphase (EU-Life+-Projekt 2011-2015) war daher auch die Ursachenanalyse, der Schutz und die Wiederherstellung der Maifischbestände im Einzugsgebiet der Gironde ein wesentlicher Bestandteil des Projektes.

In der aktuellen Programmphase des „länderübergreifenden Maifischprojekts am Rhein“ werden die Besatzmaßnahmen fortgeführt und neue Begleituntersuchungen wie beispielsweise ein bioakustisches Monitoring an potenziellen Laichplätzen im Rhein durchgeführt. Mit diesen Untersuchungen soll das natürliche Abbläichen von Maifischen im Rhein erfasst, die tatsächlich genutzten Laichplätze ermittelt und der Umfang der natürlichen Reproduktion abgeschätzt werden. Gleich in der Testphase der ersten Saison 2017 konnten in der Nähe einer Kiesbank im Rhein bei Koblenz laichende Maifische entdeckt und ihr natürliches Laichverhalten aufgezeichnet werden.

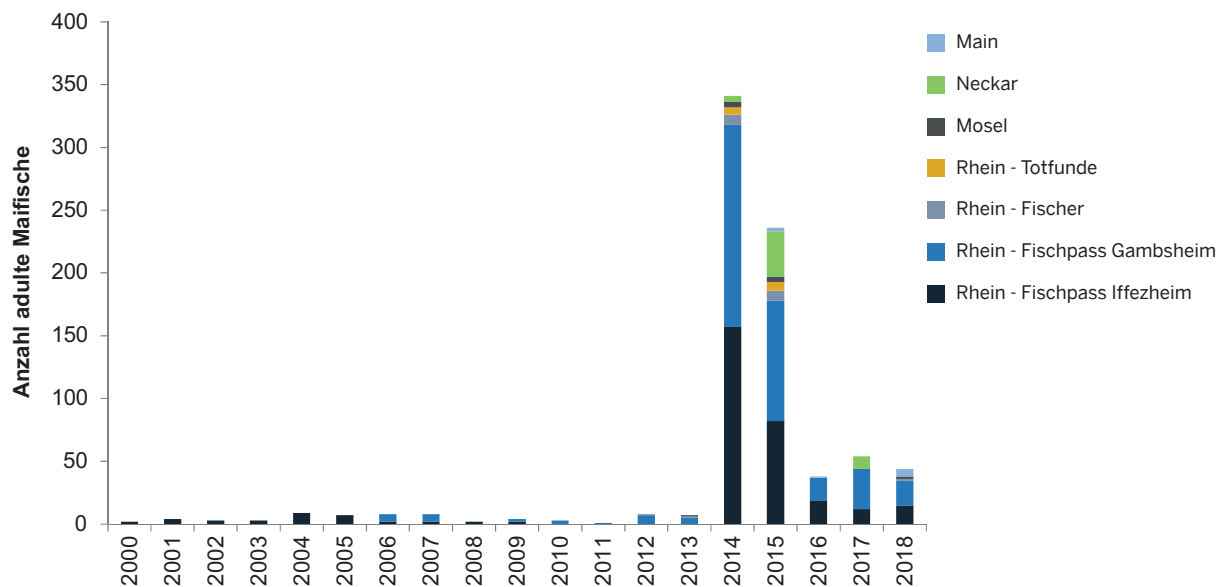


Abb. 45: Zeitliche Entwicklung der Maifisch-Rückkehrerzahlen im Rheinsystem (Quelle: Andreas Scharbert)

4.4 Aal

Der Aal war lange Zeit der Hauptertragsfisch für die Berufsfischerei am Rhein, insbesondere nachdem die Bestände der anderen Wanderfischarten wie Lachs, Maifisch und Nordseeschnäpel erloschen waren. Mit der Schokkerfischerei etablierte sich eine spezielle, aus den Niederlanden stammende, auf abwandernde Blankaale ausgerichtete Fischerei, die intensiv mit zahlreichen Fangschiffen betrieben wurde und hohe Erträge lieferte. Erst als die Wasserverschmutzung in den Nachkriegsjahren die Aale aus dem Rhein ungenießbar machte, kam auch die Aalfischerei zum Erliegen. Der mit seiner Uferbefestigung aus Steinschüttungen zum Schifffahrtskanal ausgebauten Rheinstrom bietet ideale Strukturbedingungen für Aale, die gerne das Lückensystem der Steinschüttungen als Versteck nutzen und mit sehr hohen Bestandsdichten besiedeln.

Der Niederrhein war immer schon gekennzeichnet durch hohe Aalbestände, die sich zunächst durch natürlichen Aufstieg der Aale ohne Besatzmaßnahmen rekrutierten. Bis zum Jahr 2005 ist im nordrhein-westfälischen Rhein kein Aalbesatz durchgeführt worden. Der Niederrhein hat dennoch von den regelmäßigen Aalbesatzmaßnahmen in Rheinzufüssen und benachbarten Rheinabschnitten profitiert, die zum Aufbau hoher Bestandsdichten im Niederrhein beitragen. Ein natürlicher Aufstieg von größeren Steigaalmengen konnte aber schon seit Jahrzehnten nicht mehr beobachtet werden. Die kritische Entwicklung im Aalbestand zeichnete sich bereits in den 1980er- und 1990er-Jahre dadurch ab, dass in den Längenverteilungen kleinere Aale vollständig fehlten und der gesamte Bestand nur aus älteren Aalen in der Größenklasse ab 50 Zentimeter bestand, was auf die ausbleibende Rekrutierung des Bestandes hinwies.

In den 1990er-Jahren wurde dann eine europaweite Gefährdung des Aalbestandes erkannt, da das Glasaalaufkommen an den europäischen Küsten seit zwei Jahrzehnten stark rückläufig war und nur noch weniger als zwei Prozent des langjährigen Mittels ausmachte. Als mögliche Ursache für die dramatischen Bestandsrückgänge werden die nachfolgenden Faktoren diskutiert, die wahrscheinlich in Kombination wirken:

- ozeanische und klimatische Faktoren (Verschiebungen des Golfstromes, nordatlantische Oszillation, Temperaturen im Laichgebiet der Sargassosee, Westwindhäufigkeit in der Nordsee u. a.),
- fischereiliche Mortalität (je nach europäischer Region durch Fischerei auf Glasaal, Gelbaal oder Blankaal),
- illegaler Handel mit Glasaalen (Export nach Asien),
- Mortalität durch Wasserkraftnutzung ohne ausreichenden Fischschutz (Turbinenschäden an abwandernden Blankaalen),
- Lebensraumverlust durch Wanderbarrieren,
- neue eingeschleppte Krankheiten und Parasiten (*Anguillicoloides crassus* (Japanischer Schwimmblassenfadenwurm), HVA (Aal-Herpes-Virus), EVEX-Virus, bakterielle Rotseuche u. a.) und
- Kontamination mit Umweltgiften (PCB, HCB, Dioxine u.a).

Die hohen Gehalte an Umweltgiften können ebenso wie eine starke Parasitierung die Leistungsfähigkeit der Blankaale soweit herabsetzen, dass sie die Laichwanderung in die Sargassosee nicht mehr bewältigen und/oder nur noch minderwertige Geschlechtsprodukte bilden können. Der Aalbestand wurde daher vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) als „außerhalb sicherer biologischer Grenzen“ eingestuft, was letztlich im September 2007 zum Inkrafttreten einer EG-Aalschutzverordnung führte, mit der die Mitgliedsstaaten zur Aufstellung von Aalbewirtschaftungsplänen für ihre Flussgebietseinheiten verpflichtet wurden. Diese Bewirtschaftungspläne sollen sicherstellen, dass die Abwanderungsrate von

Blankaalen mindestens 40 Prozent der Menge be­ trägt, die unter von Menschen unbeeinflussten Ver­ hältnissen abwandern würde. Die empfohlenen Maß­ nahmen sollen schädliche Einflüsse reduzieren und durch Besatzmaßnahmen mit jungen Aalen zu einer Stützung und Aufstockung der Bestände führen. Der nationale Aalbewirtschaftungsplan für die Flussge­ bietseinheit Rhein enthält als wesentliche Maßnahme die Stützung und Aufstockung der Bestände durch Besatzmaßnahmen. Dementsprechend wurden vom LANUV ab dem Jahr 2010 Aalbesatzmaßnahmen in einer festgelegten Besatzkulisse abgewickelt, wobei nur Besatzaale verwendet werden, deren Gesund­ heit und Parasitenfreiheit nachgewiesen ist. Der Nie­ derrhein ist das wichtigste Gewässer zur Stützung des bedrohten Aalbestands in NRW, da er über das größte Flächenpotenzial an Aalhabitaten verfügt und eine Abwanderung ohne Mortalitäten durch Wasser­ kraftanlagen möglich ist. Die Besatzmengen konnten erst allmählich bis auf das heutige Niveau von rund 400.000 Stück jährlich in NRW (davon rund 315.000 Stück für den Niederrhein) gesteigert werden, da die Ressource Besatzaal anfänglich sehr teuer und in ihrer Verfügbarkeit stark limitiert war. Bevor mit der Umsetzung des Aalbewirtschaftungsplans am Rhein begonnen werden konnte, wurde bereits im Zeitraum von 2005 bis 2009 durch die Rheinfischereigeno­ senschaft Aalbesatz zur Bestandsstützung durchge­ führt.

Die Ergebnisse standardisierter elektrofischerei­ licher Bestandsaufnahmen zu den Aalbeständen im Niederrhein zeigten unzweifelhaft, dass die Gelbaal­ Bestandsdichten im NRW-Rheinabschnitt stark rückläufig waren, sodass die Bestandsdichte im Jahr 2004 im Mittel nur noch 1,6 Prozent (!) der 1997 be­

obachteten Bestandsdichte betrug (STEINMANN & FREY­ HOF 1998, STEINMANN 2004).

Die Ergebnisse des Langzeitmonitorings reflek­ tieren die skizzierte Entwicklung des Aalbestands im Rhein nur bedingt. Insbesondere ein starker und kontinuierlicher Rückgang der Bestandsdichten, wie er in den 1990er- und Anfang der 2000er-Jahre zu er­ warten gewesen wäre, ist nicht zu erkennen. Deutlich verringerte Bestandsdichten wurden erst ab 2006 verzeichnet. Die seitdem durchgeführten Besatz­ maßnahmen lassen inzwischen aber eine Trendwen­ de erkennen. Diese zeigt sich vor allem darin, dass wieder vermehrt auch kleine Aale nachgewiesen wer­ den (Abb. 44). Aber auch der deutliche Anstieg der Fangzahlen und Bestandsdichten ab dem Jahr 2013 kann als positive Folge der durchgeführten Besatz­ maßnahmen gewertet werden.

Nach Inkrafttreten des Aalbewirtschaftungs­ plans wurden im Jahr 2010 auch fischereirechtliche Maßnahmen insbesondere für die Angelfischerei um­ gesetzt. Das Mindestmaß wurde von 35 auf 50 Zen­ timeter angehoben und im Rheinhauptstrom wurde eine Schonzeit im Zeitfenster der Blankaalabwan­ derung eingeführt (1. Oktober bis 1. März). Daneben wurde die Fischereiausübung entsprechend der EU- Vorgaben reglementiert, indem ein Melderegister für zum Aalfang berechnete Personen der Erwerbsfi­ scherei und eine Meldepflicht für Fang- und Besatz­ daten eingeführt wurde. Da Aale aus dem Niederrhein eine Belastung mit Dioxinen und Dioxin-ähnlichen PCB oberhalb der zulässigen Grenzwerte aufweisen, wurde im Jahr 2003 vom Landesumweltministerium eine bis heute geltende Verzehrsempfehlung für im Rhein gefangene Aale erlassen. Diese dürfen seitdem

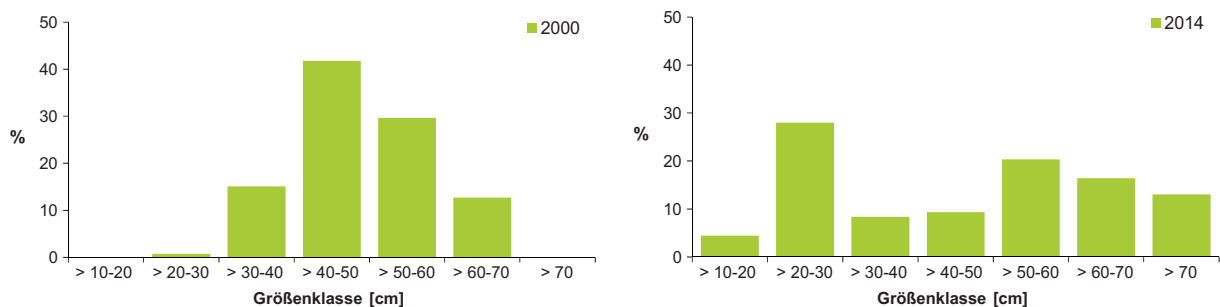


Abb. 46: Vergleich der Größenklassenverteilung der Aal-Nachweise aus dem Langzeitmonitoring in den Jahren 2000 (links, vor Beginn der Besatzaktivitäten) und 2014 (rechts, nach zehn Jahren Besatzaktivität)

nur noch als Lebensmittel gewerblich in den Verkehr gebracht werden, wenn zuvor nachgewiesen wurde, dass sie nicht belastet sind. Eine Berufsfischerei auf Aal findet im Rhein in Nordrhein-Westfalen nicht mehr statt. Es gibt lediglich noch eine Netz- und Reusenfischerei in geringem Umfang am Niederrhein.

Neben den Besatzmaßnahmen umfasst das Maßnahmenpaket im Rahmen des Aalbewirtschaftungsplanes weitere Maßnahmen wie die Durchführung von Erfolgskontrollen und Untersuchungen zum Steigaalaufkommen, zur Entwicklung der Gelbaalbestände (im Rhein beispielsweise unter

Einbindung der Reusenfischerei durch Nebenerwerbsfischer) und zur Blankaalabwanderung. Von zentraler Bedeutung sind neben der Verfolgung der Bestandsentwicklung auch die Ermittlung der Belastung mit Schadstoffen und Umweltgiften sowie des Gesundheitszustands der Aalpopulation. Auch die Untersuchungen zur Verbesserung der Gewässerdurchgängigkeit und die Entwicklung wirksamer Schutzmaßnahmen für abwandernde Blankaale an Wasserkraftstandorten (Bsp. Pilotanlage Unkelmühle/Sieg) sind Bestandteil des Bewirtschaftungsplans und sollen neue Lösungsansätze für bessere Abwanderungserfolge liefern.

Exkurs

Lebenszyklus des europäischen Aals

Alle europäischen Aale wandern zum Ablai-chen in ein bestimmtes Laichgebiet in der Sargassosee. Nach dem Laichakt, der in der Tiefsee erfolgt und noch nie beobachtet wurde, sterben die Aale. Aus den Eiern schlüpfen sogenannte Weidenblattlarven, die mit dem Golfstrom im Nordatlantik in einer zwei bis drei Jahre dauernden Wanderung an die europäischen Küsten gelangen und sich dort zu sogenannten Glasaalen umwandeln. Dieses Stadium wandert in die Flüsse ein, wo sie als Steigaale unterschiedlich weit aufwärts wandern, um die verschiedensten, erreichbaren Lebensräume zu besiedeln.

In ihrer Hauptwachstumsphase im Süßwasser wächst das als Gelbaal bezeichnete Stadium bis zur Geschlechtsreife heran, die von männlichen Aalen meist nach sechs bis neun Jahren ab circa 40 Zentimeter Größe und von weiblichen Tieren nach zehn bis 15 Jahren ab circa 70 Zentimeter Größe erreicht wird. Mit dem Erreichen der Geschlechtsreife erfolgt dann die Umwandlung in das sogenannte Blankaal-Stadium, in dem die Aale dann einmal in ihrem Leben die flussabwärts gerichtete Wanderung, die meist im Spätherbst und Winter erfolgt, in den Atlantik und weiter bis in die Sargasso-

see zum Ablai-chen unternehmen. Während der rund 5.000 Kilometer langen und etwa ein Jahr dauernden Laichwanderung nehmen die Blankaale keine Nahrung mehr zu sich.

Bisher ist es nicht gelungen, Aale in Gefangenschaft künstlich zu vermehren. Aale, die für Besatzmaßnahmen benötigt werden, werden als Glasaale in den Flussmündungen der Natur entnommen und entweder direkt als Glasaal im Binnenland besetzt oder zunächst in Aalfarmen überführt, um dort zu größeren Farmaalen vorgestreckt und später besetzt werden.

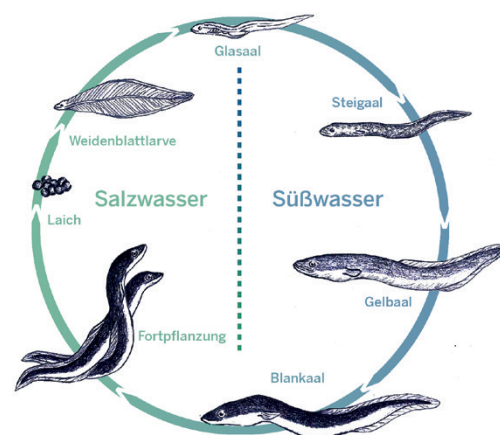


Abb. 47: Lebenszyklus des Aals (Quelle: Lisa Horn)

Exkurs

Schokkerfischerei

Der Aalschokker ist ein besonderes Fischeisenschiff für größere Flüsse, dessen Bezeichnung sich vom Herkunftsgebiet des hierfür verwendeten Schiffstyps ableitet, nämlich der Insel Schokland in der Zuidersee in den Niederlanden. Schokker sind in der Regel nicht motorisiert und liegen verankert und vertäut an einem bestimmten Fangplatz im Fluss. Die eigentliche Fangvorrichtung ist ein großes Hamennetz, das an einem auschwenkbaren Schokkerbaum befestigt ist und seitlich von Schiffsrumpf in die Strömung gehängt wird, wobei die viele Quadratmeter große Netzöffnung zwischen einem Unterbaum am Grund und einem Oberbaum an der Wasseroberfläche aufgespannt wird. Das Schokkernetz ist reusenartig aufgebaut und weist am Ende eine engmaschige Fangkammer auf, in der sich der Fang sammelt.

Schokker dienen dem Fang von Fischen aus der Hauptströmung des Flusses und wurden früher zum nächtlichen Fang abwandernder Blankaale eingesetzt.

Am Rhein florierte früher eine intensive Schokkerfischerei auf Blankaale mit zahlreichen Fangschiffen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt, die jedoch in den 1950er-Jahren mit der Intensivierung der Berufsschifffahrt und Aufnahme der Nachtschifffahrt und gleichzeitiger Zunahme der Rheinverschmutzung weitgehend zum Erliegen kam. Heute existiert auf dem Niederrhein nur noch ein aktiver Aalschokker bei Kalkar-Grieth, der den Fischfang heute eingebunden in verschiedene Untersuchungs- und Monitoringprogramme auch zu wissenschaftlichen Zwecken betreibt.



Abb. 48: Der letzte aktive Aalschokker „Anita I“ auf dem Niederrhein bei Kalkar-Grieth,



Abb. 49: Ein Blick auf das fängig gestellte Schokkernetz

5 Weitergehende Erkenntnisse

Im Jahr 2014 wurde aufgrund einer Initiative des NRW-Umweltministeriums ein Kooperationsprojekt der für die Rheinfischerei maßgeblichen Institutionen LANUV, Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. und Rheinfischereigenossenschaft NRW aufgelegt. Ziel war es, die Ende der 1990er-Jahre im NRW-Rhein durchgeführten Spezialuntersuchungen zum Jungfischauftreten (STAAS 2000) sowie zur Fischfauna in den Rhein-Auengewässern (Ende der 1990er-Jahre und Mitte 2000er-Jahre) (MOLLS 1997, SCHARBERT 2009) zu wiederholen und hierdurch detaillierte Einblicke in die Entwicklung und Veränderungen der Fischfauna zu gewinnen. Dabei sollte auch überprüft werden, inwieweit die Erweiterung des Monitoringkonzepts des Landes mit zusätzlichen Erhebungsmethoden und einer Erhöhung des Untersuchungsaufwands inklusive der Ausdehnung des Untersuchungsbereichs auf die linke Stromseite neue Erkenntnisse liefert und das Langzeitmonitoring ergänzen kann. Das Projekt wurde in einem ersten Durchgang 2014 realisiert und dann über einen dreijährigen Zeitraum von 2016 bis 2018 fortgeführt.

Das Kooperationsprojekt bestand aus drei Modulen:

1. **Bootsgestützte Elektrofischungen im Hauptstrom (Streckenbefischungen)**

Die Elektrofischungen erfolgten im Wesentlichen mit der gleichen Methodik wie das bisherige Monitoring des Landes, allerdings mit verdoppeltem Untersuchungsaufwand. Hierfür wurden an exakt den gleichen Rheinkilometrierungen wie bisher am rechten Ufer auch Befischungstrecken am linken Rheinufer beprobt. Aufgrund des festgelegten Untersuchungszeitraums im Frühjahr diente diese Teiluntersuchung vorrangig der Erfassung von subadulten und adulten Fischen; diesjährige Jungfische wurden dabei aufgrund ihrer geringen Größe kaum repräsentativ erfasst.

2. **Jungfischmonitoring im Hauptstrom (point-abundance-Elektrofischungen und Uferzugnetzbefischungen)**

Beprobung von insgesamt 19 Probeflächen im Uferbereich des Hauptstroms, verteilt über den gesamten NRW-Rheinabschnitt auf beiden Uferseiten, repräsentativ für die vorhandenen Habitatbedingungen in Bühnenfeldern und unverbauten Gleithängen sowie in Sonderhabitaten, mit jeweils mindestens 50 point-abundance-Elektrofischpunkten und begleitenden Uferzugnetzzügen. Die Untersuchungen wurden im Spätsommer/Frühherbst durchgeführt und dienten der gezielten Erfassung diessömmeriger Jungfische zur Dokumentation des Jungfischauftretens.

3. Fischmonitoring in den Auengewässern des Niederrheins (point-abundance-Elektrobefischungen und Multimaschenkiemennetzbefischungen)

Beprobung von insgesamt 14 Auengewässern entlang des Rheins, die als repräsentativ für die insgesamt vorhandenen Auengewässer hinsichtlich Typ, Größe, Morphologie und Anbindungsgrad ausgewählt wurden. Die Untersuchung erfolgte im Spätsommer/Frühherbst mittels point-abundance-Elektrobefischungen, die insbesondere auf die Erfassung diessömrriger Jungfische und die Dokumentation des Jungfischauftommens in den Auengewässern abzielten, sowie mit Multimaschenkiemennetzen, um ergänzend höhere Altersklassen insbesondere auch im tieferen Freiwasser zu erfassen. Mit diesem Untersuchungsteil sollte die besondere Bedeutung der Aue als Reproduktionsraum dokumentiert werden und die Verbreitung und der Zustand der Populationen von Fischarten mit besonderer Bindung an Auenhabitats, die demzufolge bei den Hauptstrombefischungen unterrepräsentiert bleiben, untersucht werden.

Nachfolgend werden einige Ergebnisse des Untersuchungsjahres 2014 (der Abschlussbericht der gesamten Projektphase 2016 bis 2018 ist in Bearbeitung) mit Bezug zu den Ergebnissen des Langzeitmonitorings des Landes vorgestellt.

Als eines der Ergebnisse des Kooperationsprojekts konnte bestätigt werden, dass der Untersuchungsaufwand des Standardprogramms des Monitorings des Landes grundsätzlich ausreichend erscheint, ein repräsentatives Bild von der Fischbesiedlung des Rheins hinsichtlich der regelmäßig vorkommenden Arten und der Dominanzstruktur der Artengemeinschaft zu liefern. Auch nach Verdopplung der Anzahl der Befischungstrecken ergab sich eine sehr ähnliche Dominanzstruktur des Gesamtfangs. Hinsichtlich der Artenzahl ließen sich durch Verdopplung des Untersuchungsaufwands ein bis zwei zusätzliche seltene Arten nachweisen.

Eine habitatspezifische Auswertung der Befischungsergebnisse zeigte, dass die grundsätzlich unterscheidbaren Habitattypen am Rhein (Blocksteinschüttungen, Bühnenstrecken, unverbaute Kiesufer) sehr unterschiedliche Fischbesiedlungen

aufweisen. Die Auswahl der Befischungstrecken bestimmt daher wesentlich die Zusammensetzung des Gesamtfangs. Um ein repräsentatives Bild von der Fischbesiedlung des Rheins zu erhalten, könnte für ein zukünftiges Monitoring die Repräsentativität der Befischungstrecken für die Habitatverteilungen im jeweiligen Oberflächenwasserkörper überprüft werden und eine veränderte Festlegung der Befischungstrecken unter Berücksichtigung der Habitatverteilung erfolgen. Damit würde sich die Aussagekraft der Befischungsergebnisse im Hinblick auf die tatsächlichen Verhältnisse im Rhein erhöhen, gleichzeitig ginge mit einer veränderten Streckenfestlegung aber auch die langjährige Vergleichbarkeit mit den bisherigen Monitoring-Daten verloren. Eine Lösung bestünde darin, neue Befischungstrecken zusätzlich in das Programm aufzunehmen (und damit eine Repräsentativität hinsichtlich der Habitatverteilung herzustellen) und die bisherigen Befischungstrecken beizubehalten, wobei der finanzielle Aufwand berücksichtigt werden müsste.

Die Ergebnisse des speziellen Jungfischmonitorings können bezüglich der Dominanzstruktur in den Artengemeinschaften deutlich von den Ergebnissen des Standardmonitorings abweichen. Der Hauptgrund hierfür dürfte sein, dass kein zwingender Zusammenhang zwischen der Stärke des Laichfisch- oder Gesamtbestands und dem Reproduktionserfolg beziehungsweise dem diessömrrigen Jungfischauftommen einer Art in einem bestimmten Untersuchungsjahr besteht. Insgesamt konnten durch das Jungfischmonitoring einige Artentwicklungen der Wasserrahmenrichtlinie-Standardbefischungen bestätigt werden, so zum Beispiel, dass **früher häufige Jungfischarten wie Hasel, Döbel und Gründling aktuell kaum mehr nachgewiesen werden konnten**. Es zeigte sich aber auch, dass einige Aspekte mit dem Standardmonitoring kaum abgebildet werden können, beispielsweise ein massenhaftes Jungfischauftommen bei der Nase, obwohl die Art bei den Standardbefischungen auffallend selten nachgewiesen wurde. Diese Aspekte sind besonders wichtig für die fachliche Plausibilisierung der fiBS-Ergebnisse, vor allem des Qualitätsmerkmals „Altersstruktur/Reproduktion“, das großen Einfluss auf das Gesamtbewertungsergebnis hat. Es empfiehlt sich daher, die Zusatzkenntnisse aus einem speziellen Jungfischmonitoring in die Wasserrahmenrichtlinie-konforme Bewertung des ökologischen Zustands des Rheinstroms zu integrieren.

Das Fischmonitoring in den Auengewässern hat typische Besiedlungsmuster für die Auengewässer in Abhängigkeit von ihrem Anbindungsgrad an den Rheinstrom aufgezeigt (siehe Abb. 50), die jedoch stark von den jährlich variierenden Abflussregimen des Rheins beeinflusst werden. Dabei wurden naturgemäß auch die Arten erfasst, die aufgrund ihrer besonderen Bindung an Auenhabitate (stagnophile und phytophile Arten) beim Standardmonitoring im Hauptstrom kaum erfasst werden. Da diese Arten jedoch auch Bestandteil der Referenzfischfauna für den Rhein ins-

gesamt und ihre Häufigkeit von der Verfügbarkeit von Auengewässern und einer intakten Vernetzung des Rheins mit seiner Aue abhängt (vgl. Tab. 2), kann ein gesondertes Monitoring der Fischfauna in den Auengewässern wichtige Erkenntnisse für die Wasserrahmenrichtlinie-konforme Bewertung des ökologischen Zustands des Rheinstroms liefern, die bisher keine Berücksichtigung finden.

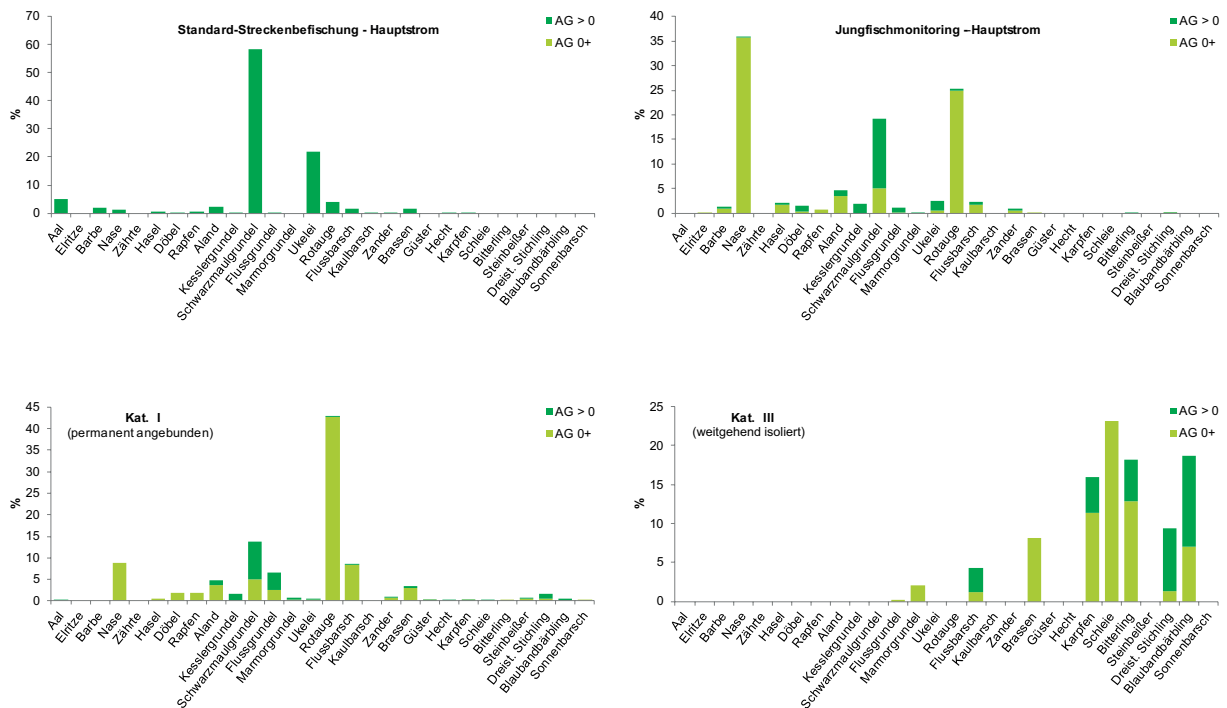


Abb. 50: Vergleich der Dominanzstruktur der Gesamtfänge aus verschiedenen Untersuchungsstellen des Kooperationsprojektes „Sondermonitoring Rheinfischfauna“ im Untersuchungsjahr 2014 (nach LIMNOPLAN 2015)

Die Auengewässer-Kategorien I und III repräsentieren die Extreme eines Gradienten im Anbindungsgrad: Kat I = permanent angebunden; Kat III = weitgehend isoliert. Kategorie II ist hier nicht dargestellt.

Anordnung der Arten nach einem ökologischen Gradienten der Fluss- (links) beziehungsweise Auenbindung (rechts)

6 Zusammenfassung der Entwicklungen von 1984 bis 2017

Die Fischfauna des Niederrheins unterlag in den letzten Jahrzehnten deutlichen Veränderungen, die durch die Ergebnisse des Langzeitmonitorings in wesentlichen Aspekten erfasst und abgebildet werden konnten.

Die Ergebnisse des Langzeitmonitorings mit standardisierten Elektrofischungen dokumentieren ausgehend vom ersten Untersuchungsdurchgang im Jahr 1984, in dem die Wasserverschmutzung im Rhein noch deutlich sichtbar war, einen erheblichen Rückgang der Fischmengen hinsichtlich Individuenzahlen und Biomasse im Rhein. Dieser Rückgang beruhte vor allem auf Bestandsrückgängen bei den eurytopen „Massenfischarten“ Brasseln, Rotaugen und Ukelei. Als Ursache ist hier relativ eindeutig die Verbesserung der Wasserqualität zu nennen, die zwangsläufig mit einem Rückgang der Nährstoffgehalte verbunden war und damit auch des fischökologischen Produktionspotenzials. Diese wesentliche quantitative Veränderung ging einher mit einer allmählichen Veränderung in der qualitativen Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft und mit einer Zunahme der Artenzahlen. Ursprünglich heimische und hinsichtlich des Sauerstoffgehalts anspruchsvollere Arten, die in den Zeiten der starken Verschmutzung sehr selten oder ganz verschwunden waren, kamen zurück und wurden zunehmend häufiger, wie zum Beispiel die Barbe und die Nase. Die starke Zunahme dieser und anderer Arten aus der Gilde rheophiler Kieslaicher (Aland, Rapfen etc.) belegt, dass die

strukturellen Rahmenbedingungen und damit das Angebot an essenziellen Habitaten für diese Arten unverändert geblieben war und die im Rhein gegebenen Habitatbedingungen kein limitierender Faktor für die stattgefundenene Bestandsentwicklung dieser Arten waren. Wesentlicher Aspekt der Entwicklungen in der Rheinfischfauna bis circa Mitte der 2000er-Jahre war die massive Zunahme der Artengruppe rheophiler Kieslaicher. Dieser Aspekt wird auch durch die Ergebnisse anderer Untersuchungen wie zum Beispiel STAAS (2000) bestätigt, nach denen die Barbe in den Jahren 1997/98 nach Aal, Ukelei und Rotauge die vierthäufigste und nach Biomasse die dominierende Fischart im Rhein war.

Gleichzeitig tauchten im Niederrhein neue Arten mit zunehmender Häufigkeit auf, entweder durch eine Zuwanderung, insbesondere über die neu geschaffene Verbindung zwischen Donau- und Rheinsystem via Rhein-Main-Donau-Kanal, oder durch Besatz oder Verschleppung, was zu einer deutlichen Zunahme der Artenzahlen führte (Rapfen, Zährte, Stromgründling, Zobel, Wels, Marmorierter Grundel). Während im ersten Durchgang des Monitorings 1984 insgesamt nur 17 Fischarten nachgewiesen werden konnten, stieg die Artenzahl bis zum Jahr 2004 auf insgesamt 24 Arten an.

Die alleinige Zunahme der Artenzahl kann jedoch nicht als positives Anzeichen einer Rehabilitation der Rheinfischfauna bewertet werden. Während das

Wiederauftauchen zwischenzeitlich verschollener Fischarten und die Erfolge der Wiedereinbürgerungsprogramme für die diadromen Wanderfischarten durchaus Ausdruck einer ökologischen Verbesserung sind, ist die Zunahme der Artenzahl durch die Etablierung von Neozoen und die Nachweise nicht heimischer Arten als Störung zu bewerten.

Bei etlichen nur sehr selten und vereinzelt im Rhein nachgewiesenen Arten handelt es sich um natürlicherweise nicht im Rhein vorkommende Arten, die aber in den Teichwirtschaften in den Einzugsgebieten von Rheinzufüssen als Zier-, Speise- oder Angelfische weit verbreitet sind. Es ist deshalb davon auszugehen, dass es sich um ausgesetzte Tiere oder Teichanlagenflüchtlinge handelt, die im Rhein nicht reproduzieren und keine dauerhaften Vorkommen begründen können. Dies gilt zum Beispiel für Arten wie Bachsaibling, Regenbogenforelle und exotische Störe (Sibirischer Stör, Sterlet, Waxdick u. a.) sowie die „Grasfische“ (Silber-, Marmor- und Graskarpfen) oder die Zierfischformen bestimmter Arten (Koi-Karpfen, Goldfische, Goldorfen, Goldrotfedern etc.) oder aus der Aquaristik stammende Exoten. Auf der anderen Seite gibt es im Rhein Neozoen aus anderen Kontinenten (zum Beispiel der Blaubandbärbling aus Ostasien und der Sonnenbarsch aus Nordamerika), die sich mit reproduktiven Beständen etabliert haben und feste Bestandteile der Fischfauna geworden sind.

Invasion der Grundeln

Ab dem Untersuchungsjahr 2010 schlug sich die Einwanderung von drei invasiven Grundeln aus dem ponto-kaspischen Naturraum (Kessler-, Schwarzmaul- und Flussgrundel) in den Monitoringergebnissen nieder, von denen sich wenige Jahre nach den Erstnachweisen die Schwarzmaulgrundel als alleine in hohem Maße dominierende Art durchsetzte. Die Massenentwicklung der invasiven Grundeln hatte seit 2013 zur Folge, dass die Fischfauna seitdem in extrem hohem Maße (bisheriges Maximum von 66,5 Prozent im Jahr 2013) von diesen Neozoen dominiert wird und damit die relativen Anteile, aber nicht zwingend die Individuenzahlen der heimischen Arten dramatisch abnahmen. Auch wenn durch die Massenvorkommen der Grundeln die Individuendichten insgesamt wieder angestiegen sind, bleibt dies wegen der geringen Körpergröße und Stückgewichte der Grundeln ohne wesentliche Auswirkungen auf die Fischbiomasse im Rhein.

Entwicklung des Jungfischauftommens

Alarmierend sind jedoch die Befunde zur Bestandsentwicklung einiger heimischer Arten, wie bei Barbe, Hasel, Döbel, Güster und ganz besonders Gründling. Dies wird auch von den Ergebnissen des Monitorings abgebildet, noch deutlicher und dramatischer zeigt sich dies jedoch in den Ergebnissen des Jungfischmonitorings im Sondermonitoringprogramm (Kap. 5). Bei diesen Arten ist kaum noch ein Jungfischauftommen nachweisbar, obwohl diese Arten früher (Ende 1990er-Jahre) das Jungfischauftommen im Strom dominierten (STAAS 2000). Bei der Barbe sind adulte Tiere nach wie vor relativ häufig nachweisbar, es fehlen jedoch die früher sehr häufigen Jungfischschwärme, sodass die Rekrutierung des Bestandes damit massiv beeinträchtigt zu sein scheint. Ebenfalls dramatisch ist die Entwicklung beim Gründling, der praktisch in keiner Altersklasse mehr im Rhein nachweisbar ist. Als mögliche Ursache ist es jedoch unwahrscheinlich, dass die Habitatbedingungen (physische Habitatstrukturen) im Hauptstrom eine Rolle spielen, da diese im Wesentlichen unverändert geblieben sind. Es ist daher naheliegend, biologische Interaktionen (z. B. Nahrungskonkurrenz) wie zwischen invasiven Grundeln und bestimmten heimischen Fischarten als Ursache für die Reproduktionsdefizite und Bestandseinbrüche in Betracht zu ziehen. Forschungsprojekte lassen einen Vorteil der Grundeln gegenüber heimischen Jungfischbeständen um limitierte Nahrungsressourcen vermuten (BORCHERDING & GERTZEN 2016).

Entwicklung von Auenarten

Die Gruppe von Fischarten mit besonderer Bindung an Auenhabitats war im gesamten Monitoringzeitraum nur sehr schwach vertreten und deutlich unterrepräsentiert. Stagnophile und phytophile Arten wie Schleie und Rotfeder waren im gesamten Monitoringzeitraum im Hauptstrom praktisch nicht nachweisbar, eurytope Arten mit Auenbindung wie der Brassen wurden im Verlauf des Monitoringzeitraums seltener und ließen erhebliche Defizite beim Jungfischauftommen erkennen. Diese Befunde machen deutlich, dass erhebliche Mängel in der Verfügbarkeit und Anbindung von Auenhabitats bestehen. Anders als bei den Strukturbedingungen im Hauptstrom, für die im Monitoringzeitraum keine wesentliche Veränderung im Sinne einer Verschlechterung erfolgte, ist hinsichtlich der Verfügbarkeit von Auenhabitats sehr wohl eine fortschreitende Verschlechterung zu verzeichnen. Die Anzahl und Flächengröße von Auenge-

wässern hat sich auch im Monitoringzeitraum durch Verfüllungen, Trockenlegung und Unterbrechungen der Rheinanbindung, auch in Folge der Sohlenerosion des Rheins, erheblich reduziert.

Bewertung des ökologischen Zustands – Defizite und Handlungsbedarf

Die Anwendung des fiBS-Verfahren für eine Wasser-rahmenrichtlinie-konforme Bewertung der Fischfauna von Fließgewässern am Rhein kann die besondere Problemlage des Massenaufkommens der invasiven Grundeln derzeit nicht abbilden. Die zusätzlichen Auswertungen aus dem Langzeitmonitoring sind deshalb notwendig, um ein umfassenderes Bild zur Entwicklung der Rheinfischfauna zu erhalten.

Die Datengrundlage für den langjährigen Untersuchungszeitraum ist umfangreich. Obwohl die Datenreihe eine große zeitliche Variabilität zeigt und sich die Bewertungsgrundlage im räumlichen Verlauf des Rheins ändert, kommen die verschiedenen Ansätze der Wasserrahmenrichtlinie-Bewertung der Rheinfischfauna überwiegend zu „mäßigen“ und „unbefriedigenden“ Bewertungen oder zeigen sogar massive Abweichungen vom Referenzzustand des „höchsten ökologischen Potenzials“ auf.

Dabei sind leider auch Tendenzen einer Verschlechterung mit der Zeit auszumachen. Es bestehen somit deutliche Defizite am Rhein, die einer leitbildkonformen Ausprägung der Fischartengemeinschaft im Rhein entgegenwirken. Hieraus resultiert ein großer Handlungsbedarf für die Umsetzung von Maßnahmen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie am Rhein, welche die Struktur- und Habitatbedingungen für defizitäre Fischarten aufwerten, ohne die Funktion der Schifffahrtsstraße in Frage zu stellen.

Im Vordergrund müssen hierbei der Schutz und Erhalt sowie die Entwicklung von Auengewässern und die Verbesserung der Vernetzung von Strom und Aue stehen. Den schwerwiegenden Defiziten bei den Fischarten mit Bindung an Auenhabitats kann nur durch eine signifikante Erhöhung der Verfügbarkeit von Auenhabitats entgegen gewirkt werden. Derartige Maßnahmen würden darüber hinaus auch die Fischfauna des Rheins insgesamt fördern, da eine Vielzahl eurytoper Arten des Hauptstroms Auenhabitats temporär nutzt und von den hochproduktiven Laich- und Aufwuchshabitats in der Aue profitieren würde.

Des Weiteren gilt es, beispielsweise durch die Anlage von durchströmten Seitengerinnen im Strom naturnahe Habitatstrukturen zu schaffen, die den Habitatansprüchen der Gilde rheophiler Kieslaicher genügen und die negativen Implikationen der Berufsschifffahrt (Wellenschlag, Hub und Sunk) für die Laich- und Jungfischhabitats im Uferbereich reduzieren.

Die Förderung naturnaher Strukturbedingungen am Strom und in der Aue würde zudem auch der Entwicklung der invasiven Grundeln entgegenwirken und damit die möglichen schädlichen Einflüsse auf die heimischen Arten eingrenzen.

Es wird deutlich, dass nur im Zuge des vom Land Nordrhein-Westfalen durchgeführten Langzeitmonitoring die langfristigen Veränderungen der Fischfauna im Rhein erfasst und mögliche Ursachen für diese dynamischen Prozesse erkannt werden können. Zusätzliche Untersuchungen sind dabei unabdingbar, um das ökologische Gesamtsystem zu verstehen sowie Mechanismen hinter einzelnen dynamischen Prozessen zu identifizieren. Diese Informationen sind von großer Bedeutung, um die zielführenden Maßnahmen, die zu einer Verbesserung des ökologischen Potenzials beitragen können, zu planen und erfolgreich umzusetzen.

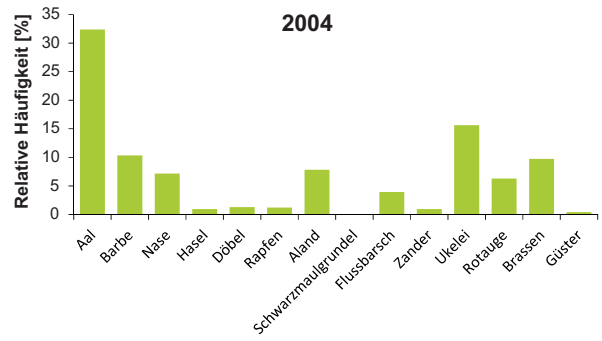
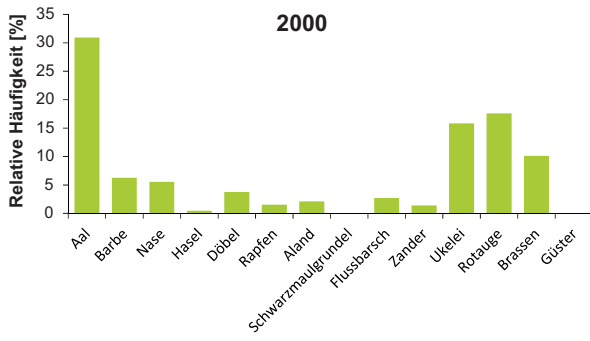
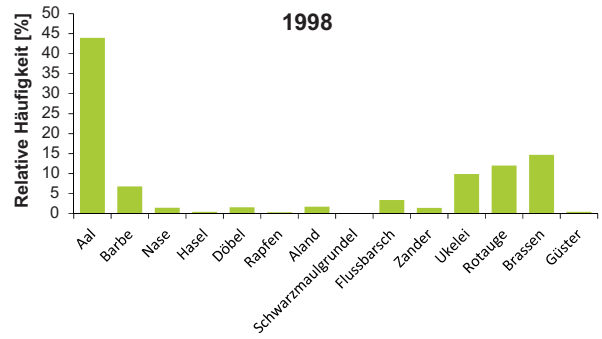
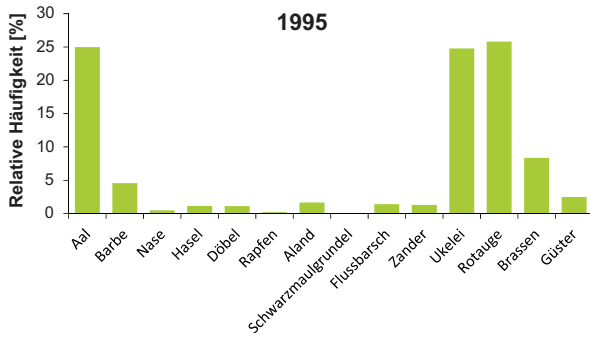
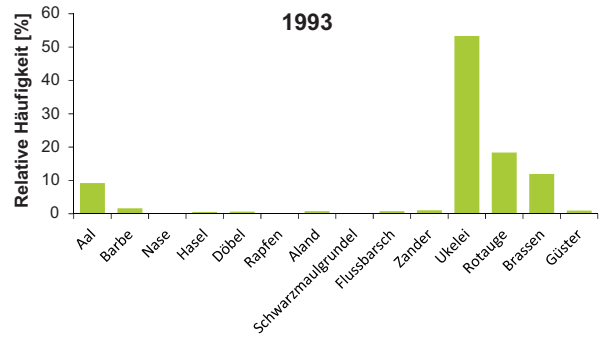
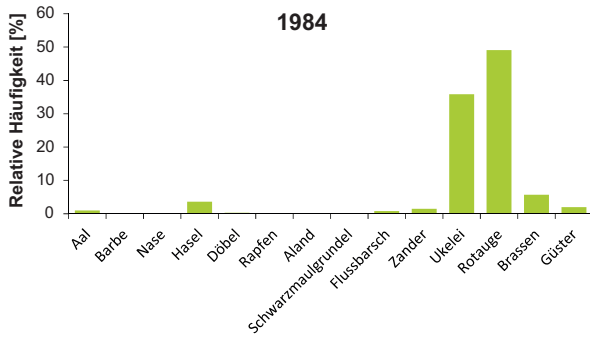
Quellenverzeichnis

- BEECK, P. (2003): Vorstudie zum möglichen Besatz des Maifischs (*Alosa alosa*) im Rheinsystem. – Ergebnisbericht, Studie gefördert von der HIT-Umweltstiftung und dem Landesfischereiverband Nordrhein e.V., 47 S. + Anhang
- BISCHOFF, A.; FREYHOF, J.; STAAS, S. (1998): Nachweise des Zobels *Abramis sapa* (Pallas 1811) (Teleostei: Cyprinidae) im Rhein. – *Lauterbornia*, H. 33, S. 5-8
- BORCHERDING, J. (2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007): Programm zur Wiederansiedlung des Nordseeschnäpels im Rhein. – Jährliche Projektberichte der Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Ökologische Forschungsstation Grietherbusch (unveröffentlicht)
- BORCHERDING, J. (2011): The successful re-introduction of North Sea houting to the River Rhine System in Europe. – in: IUCN/SSC (Publisher): *Global Re-introduction Perspectives: 2011: More case studies from around the globe*, pp. 20-23
- BORCHERDING, J. (2014): Der Nordseeschnäpel ist zurück im Rhein – Geglückte Wiederansiedlung einer ausgestorbenen Wanderfischart in NRW. – *Natur in NRW* 4/14, S. 32-36
- BORCHERDING, J. (2015): Drift-Beprobung im Rhein zum Nachweis von Nordseeschnäpel-Larven. – Ergebnisbericht zum Projektteil im Auftrag des Rheinischen Fischereiverbandes von 1880 e.V. im Rahmen des Kooperationsprojektes „Monitoring-Programm Rheinfischfauna 2014“ (Beitrag zur Erarbeitung eines Fischmonitoringkonzeptes für den Rhein und seine Auengewässer in NRW) (Teil 1-Teil 3). - Unveröffentlichte Abschlussberichte zum Kooperationsprojekt von LANUV, RhFV von 1880 e.V. & RFG NRW, Projektabwicklung Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. Siegburg
- BORCHERDING, J.; BREUKELAAR, A.; WINTER, H. V.; KÖNIG, U. (2014): Spawning migration and larval drift of anadromous North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*) in the River IJssel, the Netherlands. – *Ecology of Freshwater Fish*, 23, 2, pp. 161-170
- BORCHERDING, J.; HEYNEN, M.; JÄGER-KLEINICKE, T.; WINTER, H.V.; ECKMANN, R. (2010): Re-establishment of the North Sea houting in the River Rhine. – *Fisheries Management and Ecology* 17, 3, pp. 291-293
- BORCHERDING, J.; PICKHARDT, C.; WINTER, H.V.; BECKER, S. (2008): Migration history of North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus* L.) caught in Lake IJsselmeer (The Netherlands) inferred from scale transects of 88Sr: 44Ca ratios. – *Aquatic Sciences*, 70, pp. 47-56
- BORCHERDING, J.; SCHARBERT, A.; URBATZKA, R. (2006): Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea houting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). – *Journal of Fish Biology* 68, pp. 1271-1286
- BORCHERDING, J. & GERTZEN, S. (2016): Die aktuelle Fischbestandsdynamik am Rhein unter besonderer Berücksichtigung invasiver Grundeln – Monitoring und adaptives Management für eine nachhaltige Fischerei und eine Verbesserung des ökologischen Potenzials am Rhein. – Ergebnisbericht zum Forschungsprojekt, Fischereiverband Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Münster, 48 S.
- BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz. – *Zeitschrift für Fischerei*, 24, S. 217-399
- DENZER, H.W. (1966): Beitrag über die Schädigung der Berufsfischerei am Rhein im Lande Nordrhein-Westfalen (1949-1962) hinsichtlich ihres Umfangs, ihrer Ursachen und ihrer Nachweisbarkeit. – *Der Fischwirt*, 16, Nr. 10, S. 253-264

- DIERKING, J.; PHELPS, L.; PRÆBEL, K.; RAMM, G.; PRIGGE, E.; BORCHERDING, J. et al. (2014): Anthropogenic hybridization between endangered migratory and commercially harvested stationary whitefish taxa (*Coregonus* spp.). In: *Evolutionary applications* 7 (9), S. 1068-1083. DOI: 10.1111/eva.12166
- DUSSLING, U. (2010): FIBS 8.0 – Softwareanwendung Version 8.0.6a zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg www.LVVG-BW.de
- FREYHOF, J.; SCHOLTEN, M.; BISCHOFF, A.; WANZENBÖCK, J.; STAAS, S.; WOLTER, C. (2000): Extensions to the known range of the whitefin gudgeon *Gobio alpinus*, Lukasch 1933, in Europe and biogeographical implications. – *Journal of Fish Biology* 57, pp. 1339-1342
- IKSER (Internationale Kommission zum Schutz des Rheines) (2004): Entwicklung einer (Abschnitts-) Typologie für den natürlichen Rheinstrom. – Bericht Nr. 147d, Koblenz
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2007): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in NRW: Bewertung des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts anhand der Fischfauna. – Unveröffentlichter Bericht, Schütz, C. im Auftrag des LANUV, Fachbereich 24/55, 35 S.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2016): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in NRW: Bewertung des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts anhand der Fischfauna. – Unveröffentlichter Bericht, Schütz, C. im Auftrag des LANUV, Fachbereich 24/55, 54 S.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): Die Wiederansiedlung des Maifischs (*Alosa alosa*) im Rhein-System. – LANUV-Fachbericht 28, Recklinghausen, 24 S. Herausgeber: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Düsseldorf, 24 S.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2012): NRW Untersuchungsprogramm zeigt: Besser auf den Verzehr von selbst gefangenen Aalen verzichten. – Pressemitteilung vom 16.07.2012
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2016): Schutz und Wiederherstellung der Bestände des Maifischs in den Einzugsgebieten der Gironde und des Rheins. – LANUV-Fachbericht 70, Recklinghausen, 24 S.
- LELEK, A. & KÖHLER, C. (1989): Zustandsanalysen und Prognosen zur Rheinfischfauna. – Studie für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 150 S.
- LELEK, A. & KÖHLER, C. (1993): Erfassung der Fischfauna des deutschen Niederrheinabschnitts mit besonderer Berücksichtigung der Rheinsohle im Hauptstrom. – Studie für die Rheinfischereigenossenschaft, Bonn, 27. S.
- LELEK, A. & BUHSE, G. (1992). *Fische des Rheins*. – Springer Verlag, Berlin, 214 S.
- LENDERS, H.J.R. (2016): Fish & fisheries in the Lower Rhine 1550-1950: A historical-ecological perspective. – *Journal of Environmental Management*, 202 (Pt.2), pp. 403-411
- LIFE06/D/00005: Mapping of potential spawning habitats of the Allis shad in the Rhine-System. – In conjunction with the LIFE project „The re-introduction of the Allis shad (*Alosa alosa*) to the Rhine system. - LIFE06/D/00005, unpublished report

- LIMNOPLAN (2015): Monitoring-Programm Rheinfischfauna 2014 (Beitrag zur Erarbeitung eines Fischmonitoringkonzeptes für den Rhein und seine Auengewässer in NRW) (Teil 1-Teil 3). - Unveröffentlichte Abschlussberichte zum Kooperationsprojekt von LANUV, RhFV von 1880 e.V. & RFG NRW, Projektabwicklung Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. Siegburg
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. - Merkblatt Nr. 41, Essen
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2005): Biozönotische Leitbilder und das höchste ökologische Potenzial für Rhein und Weser in Nordrhein-Westfalen. - Merkblatt Nr. 49, Essen
- MICHLING, G. (1988): Fischereibiologische Untersuchungen am Rhein in den Grenzen von Nordrhein-Westfalen 1986/87. – Gutachten im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft NRW, Bonn, 56 S.
- MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna Kap. 9.6: Steckbriefe & Referenzen. – NZO GmbH & IFÖ
- MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2015a): Rheingraben Nord – Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas – Bewirtschaftungsplan 2016-2021 – Oberflächengewässer und Grundwasser, Teileinzugsgebiet Rhein/Rheingraben Norund 309 S.
- MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2015b): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Landesweite Maßnahmen im Bereich Naturschutz und Gewässerökologie, Phase 2016-2020. 24. S.
- MOLLS, F. (1997): Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft – Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. – Inaugural-Dissertation, Universität zu Köln
- SCHARBERT, A. (2009): Community pattern and recruitment of fish in a large temperate river floodplain. – Inaugural-Dissertation, Universität zu Köln
- SCHIEMER, F. & WAIBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. – in: BOON, P.; J. CALOW: P. & G. E. PATTS (Eds.): River conservation and management. John Wiley & Sons Ltd., pp. 363-382
- SCHWERDTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. – Paul Parey Verlag
- STAAS, S. (2000): Jungfisch-Artengemeinschaften als Bioindikatoren für die ökologische Qualität des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts. – Ergebnisbericht zum Untersuchungsauftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 263 S. (unveröffentlicht)
- STEINMANN, I.; FREYHOF, J. (1998): Abschlussbericht der Vorstudie zur Untersuchung der Bestandsentwicklung des Aals (*Anguilla anguilla* (L.)) im Rhein. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft, des Landesfischereiverbandes Nordrhein e.V. und des Sportfischerverbands Nordrhein e.V., 17 S.
- STEINMANN, I. (2004): Monitoring und Analyse der Aalbestände in ausgewählten Abschnitten des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft im Lande NRW, 15 S.

Anhang



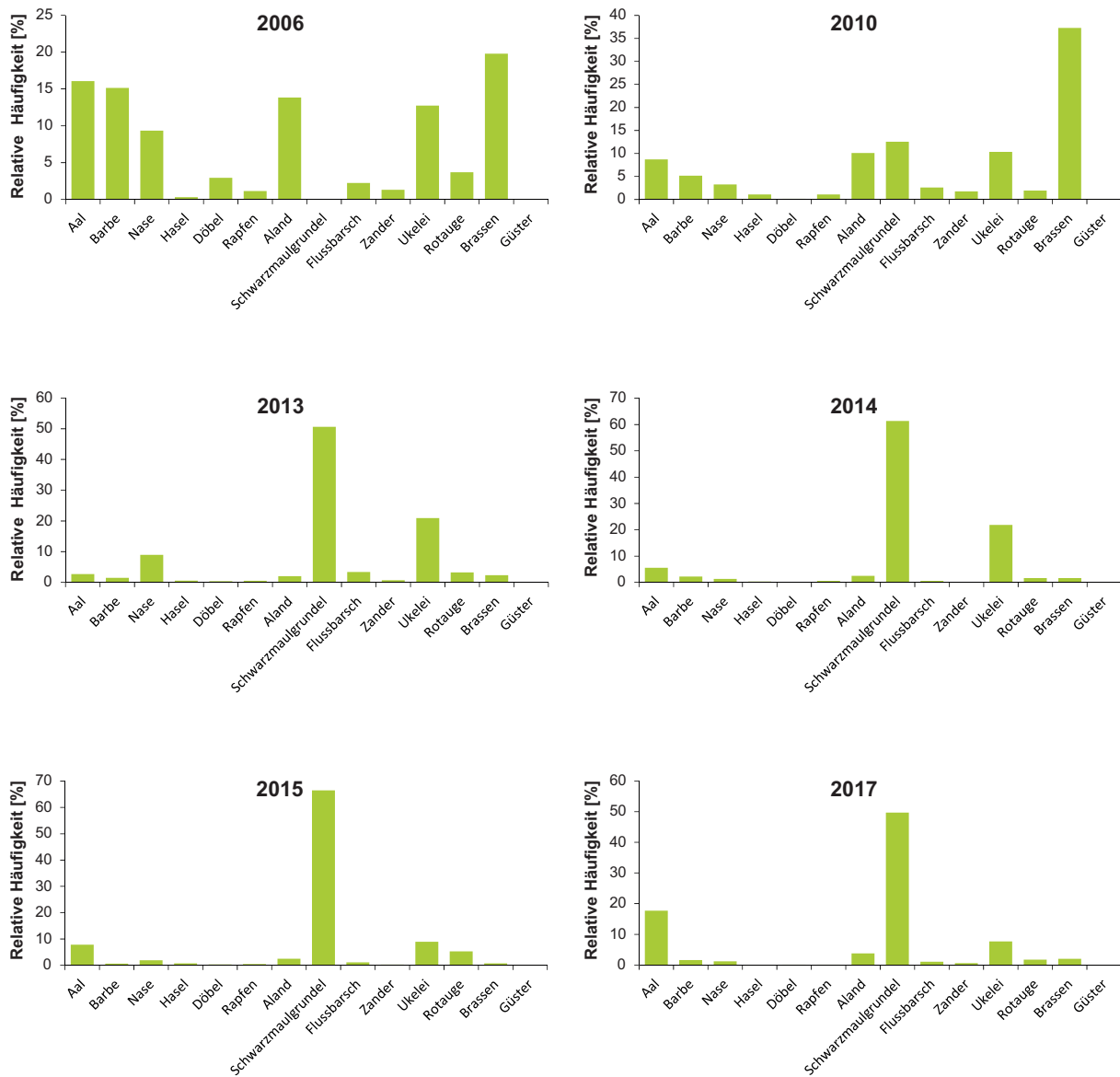
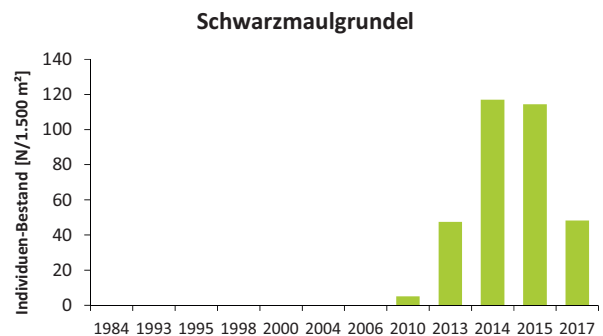
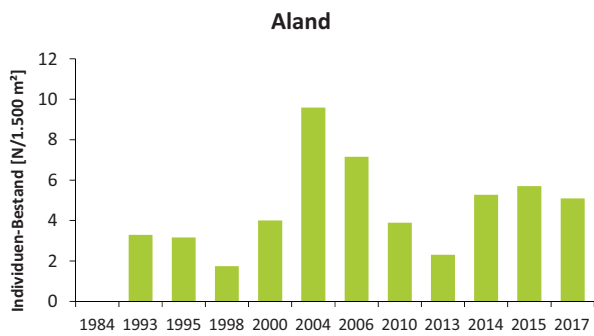
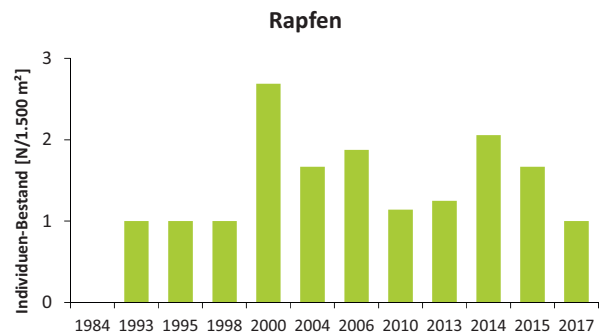
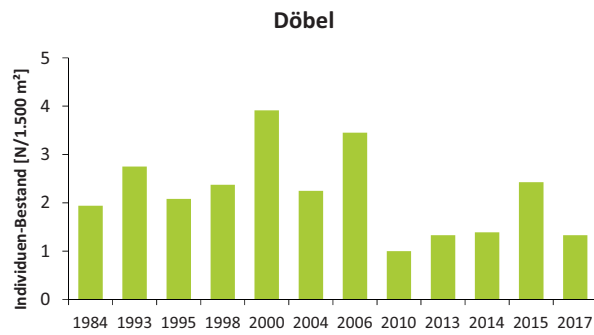
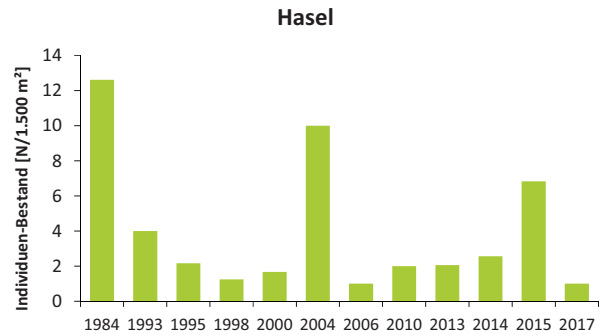
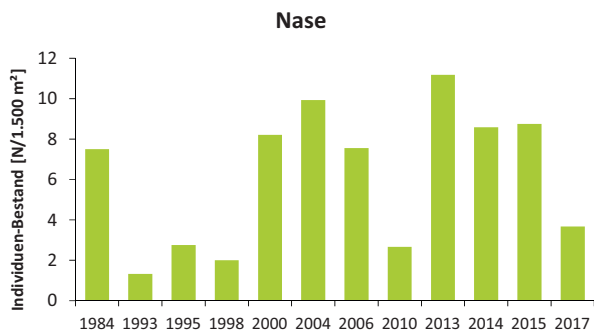
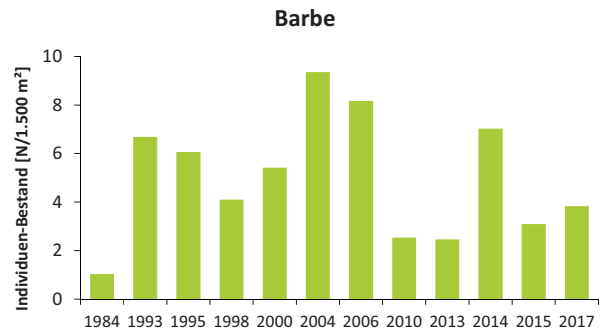
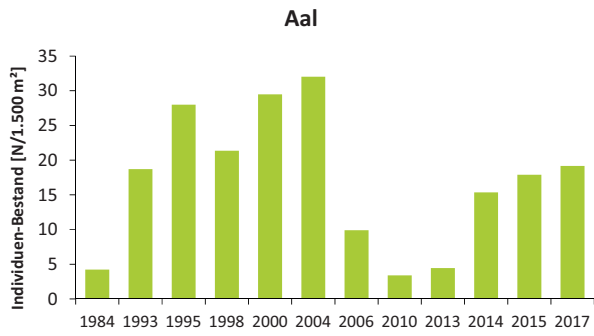


Abb. A.1: Dominanzstruktur (relative Individuenhäufigkeit in Prozent) der Gesamtfänge im Langzeitmonitoring von 1984 bis 2017 (Achsen-skalierung an Häufigkeit angepasst)
 Dargestellt sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die 14 häufigsten Arten; diese machen mehr als 99 Prozent der Gesamtfänge aus, Anordnung der Arten nach ökologischen Aspekten, von links nach rechts: katadrome Wanderfische/Aal, rheophil-A-Arten, rheophil-B-Arten, invasive Grundeln, eurytope Perciden, eurytope Cypriniden



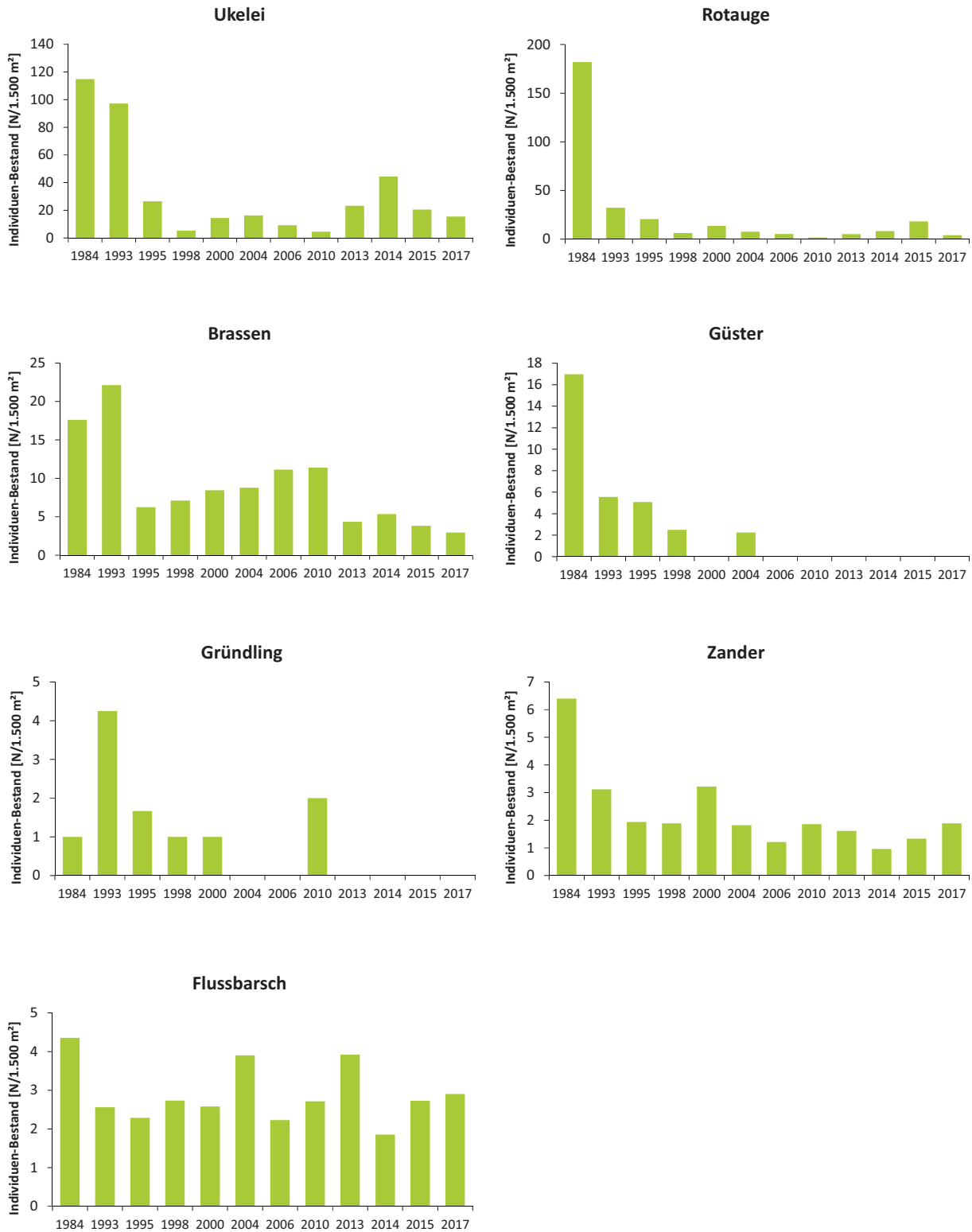


Abb. A.2: Entwicklung der Individuen-Bestände [Ind./1.500m²] einzelner Fischarten im Langzeitmonitoring von 1984 bis 2017 (Achsenkalibrierung an Individuen-Bestände angepasst)

Dargestellt sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die 14 häufigsten Arten; diese machen mehr als 99 Prozent der Gesamtfänge aus, sowie zusätzlich der Gründling, wodurch gleichzeitig die Entwicklung alle Leitarten dargestellt ist.

Tab. A1: Fischartenliste des Niederrheins

Schwarze Schrift: Alle Arten, die Bestandteil der Fischreferenzen für den Rhein in NRW sind (vgl. Kap. 3.2), sowie historisch dokumentierte, zur ursprünglichen Fauna gehörende Arten, die nicht Bestandteil der Fischreferenzen wurden.

Blaue Schrift: Referenzfremde Arten, die als gebietsfremde Arten (eingewandert, eingeschleppt oder eingebürgert) faktisch Bestandteil der Rheinfischfauna sind und deshalb in LUA (2005) für die biozönotischen Leitbilder aufgeführt werden. Sie sind jedoch im Sinne der EG-WRRL (nach LANUV 2016) nicht bewertungsrelevant.

Im Langzeitmonitoring 1984 bis 2017 nachgewiesene Arten werden mit konkreten Fangzahlen dargestellt.

Fischart	bewertungsrelevante Referenzart *	Status	Untersuchungsjahr														
			1984	1993	1995	1998	2000	2004	2006	2010	2013	2014	2015	2017	Σ		
Referenzarten																	
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	häufig ¹	W	95	485	560	534	644	673	208	64	107	449	430	498	4747	
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	selten-häufig ²			39	38	21	44	163	179	74	80	203	137	107	1085	
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	(selten) ¹									6		5			11	
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	häufig ¹	W					2	6	1	2	2	3	8	2	26	
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	mittel-selten ²		1	1	1	8			6	4	2	6		1	31	
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	häufig-mittel ²		6	87	103	82	130	215	196	38	59	178	34	46	1174	
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	häufig ¹		74	41	32	41	56	82	29	19	136	47	60	29	646	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	mittel-häufig ²										7				7	
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	mittel-häufig ²		540	630	187	178	211	202	256	274	93	128	42	56	2797	
Döbel, Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	häufig-mittel ²		27	33	25	19	78	27	38	1	16	13	17	4	298	
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	mittel												1		1	
Flunder	<i>Pleuronectes flesus</i>	selten-häufig ²	W		6	5	11	4	2	5	2	2				37	
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	häufig ¹	W						1							1	
Groppe, Koppe	<i>Cottus spec.*</i>	häufig-selten ²						2								2	
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	häufig ¹		1	17	5	2	2			2					29	
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	mittel-häufig ²		184	50	56	5		9							304	
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	häufig-mittel ²		339	28	26	5	10	20	4	8	22	24	41	2	529	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	mittel-häufig ²		5	2	2	1	5	1	1		10	4	1	1	33	
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	selten-häufig ²		1												1	
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	selten-häufig ²			11	8	1	17	9	2			1	1		50	
Meerforelle	<i>Salma trutta f. trutta</i>	mittel-selten ²	W	2	1	9			1		1		2	1		17	
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	häufig-mittel ²		3	8	11	18	115	149	121	24	358	103	110	33	1053	
Quappe	<i>Lota lota</i>	mittel ¹						5								5	
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	häufig ¹		4616	969	578	146	366	131	48	14	131	132	291	49	7471	
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	selten-häufig ²							1			3				4	
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	mittel-häufig ²		4												4	
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	mittel-selten ²							1						2	3	
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	selten-häufig ²										1				1	
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	häufig ¹		3376	2812	555	120	330	325	165	76	836	1775	448	216	11034	
referenzfremde Arten																	
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	mittel	N									1				1	
Flussgrundel	<i>Neogobius fluviatilis</i>	(k.A.)	N									3	3		2	8	
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	(selten-mittel)	u									1		1		2	
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	(mittel-häufig)	u		2	5		2	1	1	1	1	2	3	4	22	
Kesslergrundel	<i>Ponticola kessleri</i>	(k.A.)	N									12	48	1	15	80	
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	(selten)	N							1						1	
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	(häufig-mittel)	u		1	5	4	32	25	15	8	20	46	26	4	186	
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(k.A.)	N				1					2				3	
Renke	<i>Coregonus spec.</i>	(selten)	u														
Schwarzmaulgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	(k.A.)	N								92	2027	4995	3620	1397	12131	
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	(selten-mittel)	N									1			1	2	
Weißflossengründling	<i>Romanogobio belingi</i>	(mittel)	u														
Wels	<i>Silurus glanis</i>	(mittel)	u					8	2			2	4	37	19	72	
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	(k.A.)	u												2	2	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	(häufig)	e	137	53	29	17	29	20	17	13	28	16	12	17	388	
Artenzahl:				17	20	20	19	19	24	21	22	27	22	23	23	42	

gelb unterlegte Artnamen: häufige oder wichtige Arten, für die Ergebnisse des Monitorings im Detail in den Abbildungen der Kap. 2.2-2.5 dargestellt werden

* Angaben zur Häufigkeit gemäß Fischgewässertypen des Rheins in NRW (LANUV 2016)

grün = Referenzart

¹ = Häufigkeitsangabe in allen drei Fischgewässertypen einheitlich

² = Häufigkeitsangabe für zwei Fischgewässertypen abweichend in Klammern und hellgrün = Vorkommen und Häufigkeitsangabe nur in einem Fischgewässertypen

weiß = Arten mit ungeklärtem Status; sie werden im LUA-Merkblatt 49 aufgeführt, aber ohne technische Referenz in den Fischreferenztypen des Rheins und damit nicht bewertungsrelevant

Status: Neozoen (N) = gebietsfremde, eingeschleppte oder eingewanderte Arten, diadrome Wanderfische (W), eingebürgerte Arten (e) und Arten mit ungeklärtem Status (u)

Systematische Anmerkungen:

Cottus spec.: Die im Rhein vorkommenden Koppen wurden früher pauschal als *Cottus gobio* geführt. Eine spätere Revision der Gattung und genetische Untersuchungen ergaben, dass die im Rhein vorkommenden Koppen zur Art *C. perifretum* gehören bzw. einen Hybriden darstellen. Neuerdings ist die Art so selten, dass keine Überprüfungen mehr durchgeführt werden konnten.

Coregonus spec.: Gemeint ist eine reproduzierende Art aus dem *C. lavaretus*-Formenkreis, deren Jugendstadien in Spezialuntersuchungen regelmäßig nachgewiesen werden und die genetisch vom Nordseeschnäpel *C. oxyrinchus* zu unterscheiden ist.

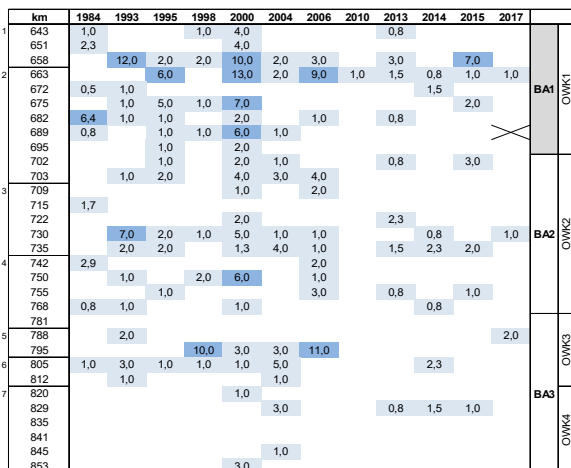
C. oxyrinchus, Nordseeschnäpel. Die genetischen Untersuchungen von DIERKING et al. (2014) machten deutlich, dass bei den Coregonen der Nord- und Ostsee von zwei unterschiedlichen Populationen gesprochen werden kann. Die für den Besatz im Rhein verwendeten Vidau-Schnäpel sind dabei auch dem Nordseeschnäpel *C. oxyrinchus* zuzuordnen.

Romanogobio belingi: Der Stromgründling im Rhein wurde ehemals als Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*) bezeichnet.

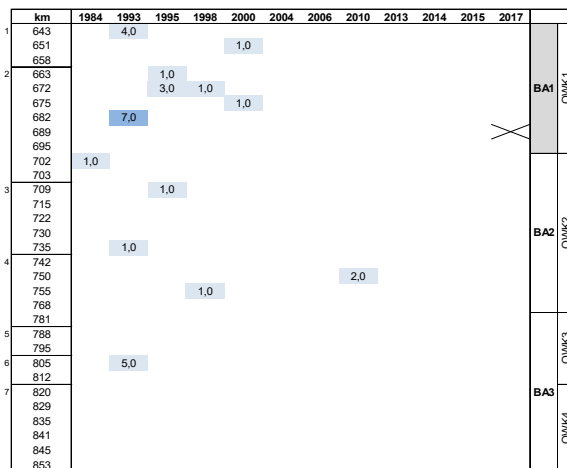
Tab. A2: Übersicht über die definierten Referenzanteile der Fischarten mit „Leitart“-Status (das heißt ihre Häufigkeit sollte größer als fünf Prozent sein) in der Referenzfauna für die verschiedenen Biozönotischen Abschnitte des Niederrheins (nach LANUV 2016)

Art	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3
	mittelgebirgsgeprägt	nebengerinnearm	nebengerinnereich
Brassen	7	9	12
Rotauge	14,1	14	10
Ukelei	16	15	13
Barbe	13	8	3
Hasel	7	5	4,9
Nase	8,5	7	3
Döbel	8,5	4,9	3
Gründling	6,5	4,9	4
Güsterl	4	6	6
Aland	0,9	3	5,3

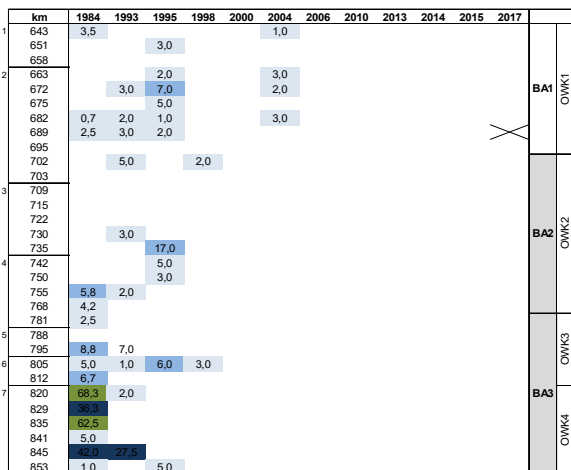
Döbel



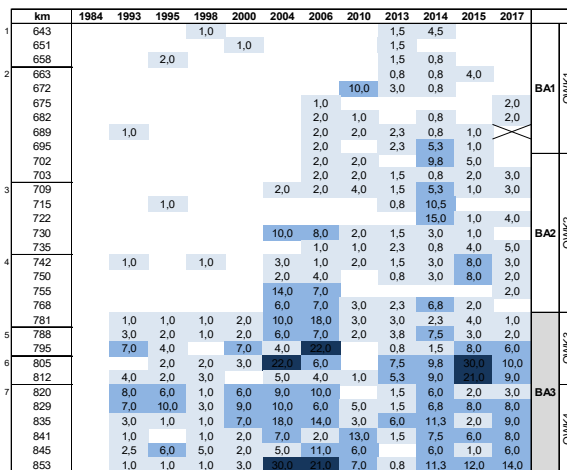
Gründling



Güster



Aland



Ind./1.500m²



Abb. A.3: Entwicklung der Individuen-Bestände [Ind./1.500m²] und Stetigkeiten der Leitarten in der Rheinfischfauna im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017

Die beiden rechten Spalten zeigen die Unterteilung in Biozotontische Abschnitte (BA) und Oberflächenwasserkörper (OWK) an. BA, in denen die Art als Leitart gilt, sind grau unterlegt; Zahlenwerte = Ind./1.500m² Befischungsfläche; die Ziffern links geben die Bereiche an die wichtige Zuflüsse einschließen: 1) ohne, 2) uh Sieg, 3) uh Wupper, 4) uh Erft, 5) uh Ruhr, 6) uh Emscher, 7) uh Lippe (X = Strecke nicht befischt)

Schwarzmaulgrundel

km	1984	1993	1995	1998	2000	2004	2006	2010	2013	2014	2015	2017		
1									7,5	67,8			BA1 OWK1	
643									20,5	89,0	73,0			
651									51,3	159,0	136,0	71,0		
658									23,3	4,5	249,0	4,0		
2									60,0	93,8	46,0	2,0	BA1 OWK1	
663									123,0	136,5	44,0	3,0		
672								4,0	23,3	84,0	56,0			
675									6,0	102,0	154,5	147,0		
682									1,0	27,5	71,0	54,0	59,0	BA2 OWK2
689									2,0	9,0	49,5	38,0	7,0	
695									3,0	60,8	18,0	28,0	11,0	
702									11,0	75,8	233,3	223,0	106,0	
3									5,0	172,5	231,0	201,0	106,0	BA2 OWK2
709									31,0	35,3	595,5	288,0	91,0	
715									4,5	85,5	48,0	19,0		
722									0,8	68,3	36,0	15,0		
4									98,3	6,8	40,0		BA3 OWK3	
735									92,3	344,3	202,0	40,0		
742									8,0	14,3	623,0	120,0		17,0
750									8,0	14,3	277,5	231,0		243,0
5									3,0	42,0	150,9	114,0	49,0	BA3 OWK3
755									2,3	100,5	156,0			
768									5,3	4,5	13,0	1,0		
781									9,8	10,5	5,0			
6									2,0	35,3	41,3	106,0	14,0	BA3 OWK3
788									2,0	45,0	78,8	157,0	5,0	
795									2,0	60,8	150,5	33,0	3,0	
805									3,8	62,3	44,0	5,0		
7									1,0	172,5	153,5	169,0	10,0	BA3 OWK3
812									1,0	87,8	51,8	192,0	61,0	
820														
829														
835														
841														
845														
853														

Ind./1.500m²

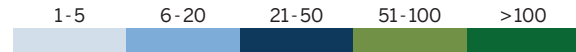


Abb. A.4: Entwicklung der Individuen-Bestände [Ind./1.500m²] und Stetigkeiten der Neozoen-Art Schwarzmaulgrundel im Monitoringzeitraum 1984 bis 2017

Tab. A3: Beschreibung der „problemhomogenen Abschnitte“ (AÖP) des ökologischen Potenzials im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt

Abschnitt	
AÖP 1 und AÖP 3	
Restriktion:	Schifffahrt, geschlossene Besiedlung
Abiotische Charakterisierung:	Habitatangebot im höchsten ökologischen Potenzial gegenüber Leitbild stark eingeschränkt einzelne Nebenrinnen sind dauerhaft oder temporär an das Hauptgerinne angeschlossen das Vorhandensein von Auengewässern ist nutzungsbedingt stark reduziert Überflutungen des Talbodens finden begrenzt statt lokal (zum Beispiel in Flussmündungsbereichen) kommt es zu stagnierenden Überflutungen in größeren Arealen
Fischfauna:	das höchste ökologische Potenzial zeigt deutliche Abweichungen zur Leitbildfauna
AÖP 2	
Restriktion:	Schifffahrt
Abiotische Charakterisierung:	Habitatangebot in der Schifffahrtsrinne im höchsten ökologischen Potenzial gegenüber Leitbild stark eingeschränkt Überflutungs- und grundwassergeprägte Rinnen, Mulden, Stillgewässer sind in geringer Zahl vorhanden Überflutungen des Talbodens finden flächenhaft und lang anhaltend statt, insbesondere im Winter und im Frühjahr
Fischfauna:	das höchste ökologische Potenzial zeigt Abweichungen zur Leitbildfauna
AÖP 4	
Restriktion:	Schifffahrt, halbseitige Besiedlung rechtsrheinisch
Abiotische Charakterisierung:	Habitatangebot in der Schifffahrtsrinne im höchsten ökologischen Potenzial gegenüber Leitbild stark eingeschränkt Überflutungs- und grundwassergeprägte Rinnen, Mulden, Auengewässer, bergbaulich bedingte Seen linksrheinisch mehrfach bis häufig, rechtsrheinisch stark reduziert Überflutungen des breiten linksrheinischen Talbodens flächenhaft und lang anhaltend, insbesondere im Winter und im Frühjahr
Fischfauna:	das höchste ökologische Potenzial zeigt deutliche Abweichungen zur Leitbildfauna
AÖP 5 und AÖP 6	
Restriktion:	Schifffahrt
Abiotische Charakterisierung:	Habitatangebot in der Schifffahrtsrinne im höchsten ökologischen Potenzial gegenüber Leitbild stark eingeschränkt flach überströmte Sand- und Kiesbänke auf deutlich reduzierter in zahlreichen Nebenrinnen und baulich umgestalteten ufernahen Bereichen Überflutungs- und grundwassergeprägte Rinnen und Mulden häufig; ständig oder bei höherer Wasserführung an das Hauptgerinne angeschlossen Auengewässer häufig Überflutung des sehr breiten Talbodens flächenhaft und lang anhaltend, insbesondere im Winter und im Frühjahr
Fischfauna:	das höchste ökologische Potenzial zeigt geringfügige Abweichungen zur Leitbildfauna

Tab. A4: Herleitung des „höchsten ökologischen Potenzials (HÖP)“ im Niederrhein als technische Referenz für eine Gilden-Bewertung aus den im LUA-Merkblatt 49 angegebenen Wertespanssen (nach SCHÜTZ 2016)

oben: Festlegung des „höchsten ökologischen Potenzials“ (HÖP) für die im Niederrhein unterschiedenen problemhomogenen Abschnitte (AÖP) als Spannbreiten für die prozentuale Häufigkeit der verschiedenen ökologischen Gilden (nach LUA-Merkblatt 49)

unten: Übersetzung der Wertebereiche in konkrete Einzelwerte für den Abgleich mit den Monitoring-Ergebnissen (SCHÜTZ 2016)

Ökologische Gilde	AÖP 1 + AÖP 3	AÖP 2	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
anadrom-A	2-3%	3-4%	< 3%	2-4%
anadrom-B	< 1%	1%	< 1%	5%
katadrom-A	6-7%	5-7%	7%	5-10%
rheophil-potamal	30-35%	15-20%	< 20%	< 10%
rheophil-rhithral	1-3%	2-5%	1%	1%
semi-rheophil	10%	10-15%	10%	5-15%
eurytop	15-20%	10-15%	15-20%	< 15%
eurytop-lotisch	7-10%	< 10%	5-10%	5%
eurytop-Auen	15-20%	20-25%	25-30%	> 30%
stagnophil	1%	< 3%	3%	10%

Ökologische Gilde	AÖP 1 + AÖP 3	AÖP 2	AÖP 4	AÖP 5 + AÖP 6
anadrom-A	2	4	3	4
anadrom-B	0,5	1	1	5
katadrom-A	6	7	7	8
rheophil-potamal	33	2	20	9
rheophil-rhithral	2	5	1	1
semi-rheophil	10	14	10	15
eurytop	19	14	18	14
eurytop-lotisch	8	9	9	5
eurytop-Auen	18,5	24	28	29
stagnophil	1	2	3	10

Tab. A5: Übersicht über die Individuenzahlen der jährlichen Gesamtfänge für die AÖP („problemhomogene Abschnitte“) – spezifische Auswertung des höchsten ökologischen Potenzials (HÖP)

Abschnitt	Jahr										Summe
	1984	1993	1995	1998	2000	2004	2006	2010	2013	2014	
AÖP 1	3.859	1.487	813	353	585	553	316	139	1.379	1.951	11.435
AÖP 2	2.906	1.686	694	397	569	501	284	136	966	2.876	11.015
AÖP 3	731	427	160	80	100	158	157	40	258	1.014	3.125
AÖP 4	370	595	217	136	208	203	152	184	404	952	3.421
AÖP 5 + 6	1.545	1.081	356	248	620	664	385	236	994	1.341	7.470
Summe	9.411	5.276	2.240	1.214	2.082	2.079	1.294	735	4.001	8.134	36.466

Bildnachweis

KNSYphotographie

Titel, 3, 23, 24, 26

LANUV

John Hellmann (40), alle anderen LANUV-Bildarchiv

Extern

Stefan Staas (7, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 18, 19, 34, 35, 42, 43, 44, 69, 74), Detlef Maaßen (66), Peter Beeck (68 links), Andreas Scharbert (68 rechts)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen (LANUV)

Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de