



Evaluierung der Bestandsentwicklung der Lachspopulationen im Rheineinzugsgebiet

Studie im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
mit einleitender Policy Summary

Fachbericht Nr. 304

Haftungsausschluss zur Barrierefreiheit

Die IKSR ist bemüht, ihre Dokumente so barrierearm wie möglich zu gestalten. Aus Gründen der Effizienz ist es nicht immer möglich, sämtliche Dokumente in den verschiedenen Sprachversionen vollständig barrierefrei verfügbar zu machen (z. B. mit Alternativtexten für sämtliche Grafiken oder in leichter Sprache). Dieser Bericht enthält ggf. Abbildungen und Tabellen. Für weitere Erklärungen wenden Sie sich bitte an das IKSR-Sekretariat unter der Telefonnummer 0049261-94252-0 oder per E-Mail an sekretariat@iksr.de.

Impressum

Herausgeberin:

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D-56068 Koblenz
Postfach: 20 02 53, D-56002 Koblenz
Telefon: +49-(0)261-94252-0
Fax: +49-(0)261-94252-52
E-Mail: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

© IKSR-CIPR-ICBR 2025

Policy Summary zur „Lachsstudie“

Hintergrund

Der Atlantische Lachs (*Salmo salar*) kam bis ins 19. Jahrhundert hinein im Rhein und seinen Zuflüssen sehr zahlreich vor. Infolge der schlechten Wasserqualität, dem Gewässerausbau und der Zerschneidung der Lebensräume war er 1957 vollständig aus dem Flusssystem verschwunden.

1987 beschloss die IKSR mit dem Programm „Lachs 2000“ (integriert in das „Aktionsprogramm Rhein“) die Wiederansiedelung dieser einst bedeutsamen Wanderfischart, auch als Symbol für die Wiederherstellung des gesamten Ökosystems Rhein. Seitdem wurden zahlreiche Anstrengungen unternommen wie die schrittweise Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit.

Die ökologischen Aufwertungen in Kombination mit Besatzmaßnahmen führten zunächst bis Mitte der 2010er-Jahre zu steigenden Rückkehrzahlen von Lachsen und einer Zunahme der natürlichen Reproduktion in weiten Teilen des Einzugsgebiets. Seit den Jahren 2014/2015 ist jedoch (mit Ausnahme des Jahres 2020) ein Rückgang der Lachs-Rückkehrzahlen zu verzeichnen bzw. die Entwicklung verläuft nicht in dem Maße positiv, wie es angesichts der umgesetzten Maßnahmen zu erwarten wäre. Von dem Rückgang sind auch andere anadrome Arten wie Meerforelle und Meerneunauge betroffen. Die Maifischbestände entwickeln sich hingegen gut und es gibt Belege dafür, dass die natürliche Bestandsentwicklung bereits eingesetzt hat und sich ein erheblicher Anteil des Jungfischbestandes auch aus der natürlichen Fortpflanzung der Rückkehrer rekrutiert. Das einzige Jahr, in dem die Fischzählungen im Hauptstrom und in den Nebenflüssen trotz Niedrigwassers einen Anstieg verzeichneten, war das Coronavirus-Jahr 2020. 2020 war eine Zeit, die aufgrund von Corona durch einen starken Rückgang der sozioökonomischen Aktivität über mehrere Monate ab März gekennzeichnet war, was mit dem Beginn der Fischwanderungsperiode zusammenfiel.

Im Frühjahr 2023 beauftragte die IKSR eine Arbeitsgemeinschaft von Fachbüros¹ mit der Erstellung einer Studie. In der Studie sollten mögliche Ursachen (Stressfaktoren) für die unerwartet geringen Lachs-Rückkehrzahlen identifiziert, nach ihrer Bedeutung eingeordnet und auf dieser Basis Vorschläge für Maßnahmen zur Optimierung der Wiederansiedlungsbemühungen für den Lachs gemacht werden.

Ergebnisse

Der Bericht der Studie gibt einen umfassenden Überblick über alle vorliegenden nationalen Daten der Mitgliedsstaaten der IKSR und daraus abgeleitete Erkenntnisse. Einige zuvor wenig beachtete Faktoren wie z. B. der Einfluss verschiedener Prädatoren sowie von Wasserkraftturbinen und Schiffsschrauben auf aufsteigende Lachse wurden vertieft betrachtet. Es wurden keine bisher unbekannten Faktoren, die in den letzten Jahren hinzugekommen wären, genannt. Einige sich auf die Lachsbestände auswirkenden Faktoren können sich in den letzten Jahren verschärft haben. So scheint es, dass die Bestände einiger Prädatoren und die Anzahl größerer Schiffe zugenommen haben, womit möglicherweise ein erhöhtes Risiko der Prädatoren und der Kollision mit Schiffsantrieben einhergeht. Auch der Klimawandel kann eine Rolle spielen. Häufigeres Niedrigwasser hat in den letzten Jahren die Wandermöglichkeiten und die Lebensräume des Lachses eingeschränkt und die Wirkung von Stress- und Mortalitätsfaktoren in den Laichgewässern, Jungfischhabitaten und Wanderwegen verstärkt. Beispielsweise können Niedrigwasserstände auch die Auffindbarkeit und Passierbarkeit von Fischpässen für aufsteigende Lachse verringern und zu einer erhöhten Mortalität bei abwandernden Junglachsen beitragen. Im Zusammenhang mit der Anpassung bereits getroffener und neu zu treffender Maßnahmen sollte daher die zukünftige Entwicklung klimatischer Stressfaktoren (insbesondere Trockenwetterabflüsse und Wassertemperaturen) und die

¹ Büro für fisch - und gewässerökologische Studien (BFS), Aquabios, Fischwerk

Auswirkungen auf die Funktionalität von Fischpässen und Lachshabitateen sorgfältig geprüft werden.

Die Studie gibt an, nicht über genügend Informationen über die Faktoren, welche Auswirkungen auf die Lachspopulationen in der marinene Phase ihres Lebenszyklus haben, zu verfügen, obwohl gerade der jüngste Rückgang der Bestände im Rheineinzugsgebiet auch in vielen anderen Flusseinzugsgebieten beobachtet wurde.

Die Auswirkung einiger Stressfaktoren (z. B. Temperaturanstieg im Meer und im Süßwasser) konnte in der Studie nicht evaluiert werden.

Eine der wichtigsten neuen Erkenntnisse der Studie bezieht sich auf die Identifizierung verschiedener Flussabschnitte, die von unterschiedlichen Stressoren betroffen sind. So spielt die Überlebensrate im Unterlauf und im Meer ebenso eine Rolle für die Entwicklung des Fischbestands und die Rückkehr der Lachse wie die Überlebensrate im Ober- und Mittellauf.

Es zeigt sich, dass nicht genügend Informationen zu verschiedenen Stressfaktoren verfügbar sind, um eine statistisch signifikante multifaktorielle Analyse durchzuführen, sodass die Auswirkungen einzelner Stressfaktoren nicht in eine Rangfolge gebracht werden können. Die verschiedenen Faktoren hängen auch miteinander zusammen, so scheint beispielsweise die Wirkung von Raubtieren zugenommen zu haben, dies hängt jedoch eng mit dem Vorhandensein von Barrieren (wie Wasserkraftwerken) zusammen, wobei unklar ist, wie groß die Wirkung von Raubtieren ohne diese Barrieren wäre.

Auf der Grundlage von Literaturstudien, bestem verfügbarem Wissen und Daten, die von den verschiedenen lokalen Akteuren in den Mitgliedstaaten der IKSR bereitgestellt wurden, haben die Fachleute des Fachbüros eine vorläufige Rangfolge der für Lachse ungünstigsten Stressfaktoren und ihrer möglichen Entwicklung aufgestellt. Laut den Autoren der Studie folgen auf die Stressoren „Marine Mortalität“ und „geringe Abflüsse“ (die wahrscheinlich die Auswirkungen der Schifffahrt verstärken) die Stressoren „Prädation Wels“, „Durchgängigkeit“, „Prädation Kormoran“, „Wasserkraft“, „Schiffsverkehr“, „Habitatdegradation“, „sonstige Prädation“ und „Fischerei (Binnenland und Küste)“ sowie weitere untergeordnete Stressoren. Diese Stressoren belasten die Populationsentwicklung unterschiedlich je nach Lebensphase. Eine positive Ausnahme bildet ein dänisches Flusssystem, in dem groß angelegte Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden und ein positiver Trend beim Lachsbestand zu beobachten ist.

Eine finale Gewichtung der Stressoren und somit auch der empfohlenen Maßnahmen konnte die Studie aufgrund von fehlenden Informationen und quantitativen Daten nicht leisten. Eine multifaktorielle Analyse wurde durchgeführt, die Ergebnisse waren jedoch nicht statistisch belastbar. Da viele Stressfaktoren kovariieren, können diese nicht in eine Rangfolge gebracht werden.

Angesichts der Bestandsrückgänge in den letzten 10 Jahren halten die Autoren es – im Wissen der begrenzten Datenlage – für sinnvoll, zeitnah zusätzliche Maßnahmen in Betracht zu ziehen. Hierzu zählt neben umfassenden Habitatmaßnahmen (naturnahe Lebensräume sind resilenter gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels), einem Management der aufgeführten Prädatoren (sofern rechtlich möglich) und der Prüfung des fischereilichen Drucks auch der konsequente Rückbau von Kleinwasserkraftanlagen und Querbauwerken sowie Fischschutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen im Rhein und seinen Zuflüssen. Um die Resilienz der Flüsse zu stärken, nennt die Studie ferner die Reduzierung von Wärmeeinträgen und des Rückstaus an Staustufen, die Förderung von Beschattung und die Wiederherstellung von Lebensräumen. Im Ergebnis bekräftigt die Studie, dass für selbst erhaltende Lachsbestände im Rheineinzugsgebiet zusätzliche Anstrengungen erforderlich sein werden.

Ausblick

Bei allen weiteren Überlegungen gilt es zu berücksichtigen, dass der global vom Aussterben bedrohte Atlantische Lachs im Rhein eine „flagship species“ für den Schutz von Fließgewässerökosystemen ist. Von der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit und der Aufwertung aquatischer Lebensräume profitieren sowohl Lachse als auch Wanderfischarten, die über den Masterplan Wanderfische Rhein abgedeckt sind und die gesamten Lebensgemeinschaften des Rheinsystems. Die Maßnahmen tragen außerdem dazu bei, die europäischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur in den entsprechenden Gewässern zu erreichen und ihre Resilienz gegenüber dem Klimawandel zu erhöhen.

Schließlich muss in Betracht gezogen werden, dass sich die schädlichen Auswirkungen anthropogener Faktoren mit den Auswirkungen des Klimawandels verstärken werden.

Neben der Lachsstudie liegen weitere Literaturstudien (wie z. B. van Rijssel et al. 2024: „*Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population?*“) und weiterführende Erkenntnisse zur marinen Lebensphase und aus anderen Flusssgebieten vor.

Der Atlantische Lachs wurde 2023 auf der Roten Liste der gefährdeten Arten der IUCN von der Kategorie „nicht gefährdet“ auf „potenziell gefährdet“ hochgestuft. Seine weltweite Population ist zwischen 2006 und 2020 um 23 % zurückgegangen, was die Notwendigkeit ehrgeiziger Maßnahmen zu seiner Erhaltung rechtfertigt.

Umfangreiche Maßnahmen wären ebenfalls erforderlich, die Veränderungen in der marinen Umwelt oder die Auswirkungen des Anstiegs der Wassertemperaturen, der durch Niedrigwasserperioden verstärkt wird, auszugleichen. „Begleitende Maßnahmen zum Besatzaufwand“ müssen wahrscheinlich in Zukunft in Verbindung mit allen wirtschaftlichen Nutzungen (Schifffahrt, Fischerei, Energie) sowie mit dem Naturschutz betrachtet werden. Die Nutzer sind gefragt, ihren Teil zur ökologischen Bewirtschaftung dieser Leitart beizutragen, da es sich um eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe handelt.

Diese zusätzlichen Elemente der strategischen Analyse werden von den IKSR-Mitgliedstaaten im Laufe des Jahres 2025 auf der Grundlage ergänzender Arbeiten innerhalb der AG B und ihrer Expertengruppen bewertet.

Dies wird zur Veröffentlichung eines strategischen Positionspapiers über die Entwicklungsaussichten der Art im Einzugsgebiet und die empfohlenen Maßnahmen führen.

Die Expertengruppe „FISH“ und die Arbeitsgruppe „Ökologie“ werden auf Basis der Lachsstudie sowie anderer aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse und verfügbarer Rückmeldungen eine Analyse und ein strategisches Positionspapier der IKSR-Staaten hinsichtlich der Entwicklungsperspektiven der Art im Einzugsgebiet und der empfohlenen zusätzlichen Maßnahmen erarbeiten. Dies wird zur Veröffentlichung eines strategischen Positionspapiers über die Entwicklungsaussichten der Art im Einzugsgebiet und die empfohlenen Maßnahmen führen.

Die Schlussfolgerungen werden in die Aktualisierung des Masterplans Wanderfische einfließen.

Disclaimer der IKSR:

Die Studie zur Evaluierung der Bestandsentwicklung der Lachspopulationen im Rheineinzugsgebiet wurde von der „ARGE Salmo“ im Auftrag der IKSR durchgeführt.

Der Ergebnisbericht der Studie enthält unabhängige Erkenntnisse und Empfehlungen des Auftragnehmers.

Der Bericht wurde durch das Sekretariat schlussabgenommen.

Über die Schlussfolgerungen für die Arbeiten der IKSR wird die Expertengruppe „FISH“ im Rahmen der Prüfung der Aktualisierung des Masterplans Wanderfische beraten.

Die Expertengruppe „FISH“ und die Arbeitsgruppe „Ökologie“ werden auf Basis der Lachsstudie sowie anderer aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse und verfügbarer Rückmeldungen eine Analyse und ein strategisches Positionspapier der IKSR-Staaten hinsichtlich der Entwicklungsperspektiven der Art im Einzugsgebiet und der empfohlenen zusätzlichen Maßnahmen erarbeiten.

Dies wird zur Veröffentlichung eines strategischen Positionspapiers über die Entwicklungsaussichten der Art im Einzugsgebiet und die empfohlenen Maßnahmen führen.



BFS - Bürogemeinschaft
für fisch- und
gewässerökologische
Studien



FISCHWERK **WERNER DÖNNI**
FISCHBIOLOGIE • GEWÄSSERÖKOLOGIE • GEOINFORMATIK

Evaluierung der Bestandsentwicklung der Lachspopulationen im Rheineinzugsgebiet

Studie im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins – IKSR



Endbericht

Vorgelegt von der Arge Salmo:
Jörg Schneider
Timo Seufert
Pascal Vonlanthen
Werner Dönni
Roman Fricke

D-Frankfurt am Main, CH-Cordast, CH-Luzern, D-Marburg, 31.05.2024

**Arbeitsgemeinschaft Salmo („ARGE Salmo“)
c/o Büro für fisch- und gewässerökologische Studien (BFS)
Homburger Str. 36
60486 Frankfurt am Main**

Dr. Jörg Schneider, Diplom-Biologe
BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
D 60486 Frankfurt am Main
Tel. & Fax: +49 69- 97203407
Mobil: +49 171 – 5329429
bfs-schneider@web.de
www.lachsprojekt.de

Timo Seufert, B. Eng
BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
D 60486 Frankfurt am Main
Tel. & Fax: +49 69- 97203407

Dr. Pascal Vonlanthen
Aquabios GmbH
Les Fermes 57
CH 1792 Cordast
Hauptsitz: Cordast
Tel. +41 78 835 73 71
info@aquabios.ch
www.aquabios.ch

Dr. Werner Dönni
Fischereibiologe/Geoinformatiker
Fischwerk
Neustadtstrasse 7
CH 6003 Luzern
info@fischwerk.ch
www.fischwerk.ch

Roman Fricke Diplom-Biologe
BFS Marburg
Über dem Grund 1
D 35041 Marburg-Michelbach

Zusammenfassung

Am Rhein sind die Lachs-Rückkehrerzahlen trotz anhaltend hohen Besatzaufwands und zwischenzeitlich umfangreicher natürlicher Reproduktion seit 2014/2015 stark rückläufig (Rückgang der Rückkehrraten und Reproduktion). Von dem Rückgang sind auch andere anadrome Arten wie Meerforelle, Maifisch und Meerneunauge betroffen. Die vorliegende Studie soll klären, welche Stressoren für anadrome Arten bestehen (wenn möglich mit Verortung) und ob sie zeitlich in ihrer Wirkung zugenommen haben. Aus den Ergebnissen sollen realistische Maßnahmenempfehlungen abgeleitet werden.

Als wirksame biotische Stressoren in den **Aufwuchsgewässern** wurden die Prädatoren Kormoran und (lokal) Gänseäger identifiziert; deren Bestände haben seit dem Jahr 2000 erheblich zugenommen.

Vermutlich wirken sich zudem abiotische Stressoren wie niedrige Abflüsse und Temperatur negativ aus. Allerdings lassen sich die Effektgrößen anhand der vorliegenden Daten nicht einordnen.

Der Prozentsatz der Lachssmolts, die ab Abwanderung als Adulte in die Laichgebiete zurückkehren, wird auf 0,5 %-0,6 % geschätzt und liegt damit weit unter den ca. 3 %, die für die Erhaltung einer sich selbst erhaltenden Population erforderlich sind. Viele Individuen verschwinden während ihrer Wanderung, wobei der höchste Prozentsatz an Smolts in den deutschen Nebenflüssen (44 %) und im niederländischen Rhein (71 %) verschwindet, während der Prozentsatz an verschwundenen adulten Tieren sowohl im niederländischen (74 %) als auch im deutschen (78 %) Rhein am höchsten ist. Da die Rückkehrraten beim Lachs einen engen positiven Zusammenhang mit den Frühjahrs-Abflüssen im Jahr der Smoltabwanderung und einen positiven Zusammenhang der Herbstabflüsse der Laichgewässer aufweisen, ist eine Abhängigkeit des Überlebens von **Abflussmenge** und ggf. Trübung bei der Migration sehr wahrscheinlich. Daraus entsteht die Hypothese, dass bei geringen Abflüssen erhöhte Mortalitäten auftreten. Parameter, die dies erklären können, sind Prädation (Binnenland) und Schiffspropellerkollision. Zwischen 2000 und 2022 sind die Abflüsse im Rhein und seinen Nebenflüssen im Frühjahr im Mittel geringer geworden, wodurch sich die Auswirkungen biotischer Stressoren (Kormoran) und abiotischer Stressoren (insbesondere Schiffsverkehr, Wasserkraft) verstärkt haben dürften; mangels entsprechender Daten lassen sich die Auswirkungen nicht quantifizieren. Von geringen Abflüssen und Temperaturerhöhungen waren und sind auch die Aufstiegs-, Reproduktions- und Aufwuchsbedingungen in den Zuflüssen betroffen.

Bei der **Smoltabwanderung** werden Lachse ausweislich mehrerer Markierungsexperimente im gesamten Wanderweg (inkl. Zuflüsse) nachweislich durch Kormorane dezimiert. Als weitere potenzielle Prädatoren für Smolts kommen Gänseäger, Rapfen, Zander und (an der Küste) Seehund, Kegelrobbe und Wolfsbarsch in Betracht (keine Daten). Bei den abiotischen Faktoren steht die Turbinenmortalität im Fokus. Eine Quantifizierung und Differenzierung der Smoltverluste im Rhein und an der Küste ist derzeit aufgrund der schwachen Datengrundlage nicht möglich (Untersuchungsnotwendigkeit: sehr hoch; Managementmaßnahmen: dringlich).

An der Küste haben die für **Rückkehrer** relevanten Bestände der Prädatoren Seehund und Kegelrobbe sehr starke Bestandszuwächse erfahren. Qualitative Daten (Verletzungen an Lachsrückkehrern) weisen auf einen Prädationsdruck hin. Internationale Studien belegen potenziell erhebliche negative Auswirkungen auf Lachsbestände bei Prädation von Seehunden und Kegelrobben (Smolts und Adulte). Als weiterer Spaltenprädatator wurde der Wels identifiziert. Der Wels hat im Rheinsystem (wie u.a. auch in der Garonne und der Loire) einen erheblichen Bestandszuwachs erfahren; gleichzeitig vergrößerte sich der Bestand großer und sehr großer Individuen. Adulte Welse (> ca. 150 cm) suchen mittlerweile selbst Fischaufstiegsanlagen zur Nahrungssuche auf und sind ausweislich einer Dokumentation am Fischpass Iffezheim für einen erheblichen Verlust an Rückkehrern verantwortlich. 11,1-23,4% (Ø 19,8%) der Lachsrückkehrer wiesen 2022-2024 eindeutige Bissspuren von Welsen auf, mehr als die Hälfte der weiteren Lachse wies nicht näher bestimmbare Verletzungen wie Abschürfungen etc. auf, die sie sich vermutlich bei Fluchtversuchen (Kollision mit Anlagenteilen der FAA?) zugezogen hatten. Die Prädation von Welsen wurde genauer am Fischpass Golfech (Garonne, Frankreich) im Zeitraum 1993-2016

untersucht. Die Prädationsrate im Fischpass betrug in 2016 35%, insgesamt 82% der Lachsrückkehrer wurden attackiert. Neben Lachsen spezialisierten sich Welse in der Garonne auch auf Maifische und Meerneunaugen, was zu dramatischen Bestandsverlusten beitrug. Im Rhein wurden bisher keine systematischen Erhebungen durchgeführt (Untersuchungsnotwendigkeit: sehr hoch; Managementmaßnahmen: dringlich). Unter den abiotischen Stressoren gerät das Mortalitätsrisiko durch Schiffsschraubenkollisionen in den Fokus. Innerhalb der Rheinflotte haben besonders risikobehaftete große Containerschiffe (> 3.000t) in den letzten Jahren stark zugenommen. Fotodokumentationen (Rhein) und ein Abgleich mit internationalen Studien (USA) zeigen für den Rhein nicht näher quantifizierbare letale Kollisionen bei diversen Fischarten (inkl. Lachs), die bei niedrigen Abflüssen offenbar vermehrt auftreten. Eine nicht quantifizierbare Anzahl von Lachsrückkehrern wird örtlich auch durch unterwasserseitiges Einschwimmen in Turbinenbereiche verletzt. Systematische Untersuchungen hierzu fehlen (Untersuchungsnotwendigkeit: hoch).

Neben den aufgeführten Stressorenentwicklungen im Rheinsystem steht der Rückgang der Lachsbestände auch im Kontext mit einer erhöhten **marinen Mortalität**, die für einen Rückgang einer Vielzahl von Lachspopulationen im Nord-Atlantik verantwortlich gemacht wird und Gegenstand aktueller Studien ist. Die marine Mortalität für die Rheinpopulationen liegt wahrscheinlich zwischen 29-41%. Der Fischereidruck im Meer hat mutmaßlich deutlich abgenommen. Zu illegalen Aktivitäten im Meer und zum Faktor Fischerei/Poaching im Rhein (inkl. Küste) liegen allerdings keine verwertbaren Daten vor (Untersuchungsnotwendigkeit: hoch).

Eine Gewichtung der Auswirkungen der identifizierten Stressoren über den gesamten Lebenszyklus des Lachses ist bei der gegenwärtig ungenügenden Datenlage mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Die Wirkung verschiedener Stressoren, für die ein Zusammenhang mit dem Abfluss oder möglichen Verhaltensanpassungen der Prädatoren besteht, variiert zwischen einzelnen Jahren. Zwar korrelieren fast alle Stressoren negativ (Schiffsverkehr, Kormoran, Gänsesäger, Wels, Seehund, Kegelrobbe; Klimawandel und marine Mortalität) eng mit der rückläufigen Bestandsentwicklung des Lachses im Rhein. Dies bestätigte sich auch in der multivariaten Datenanalyse. Allerdings zeigte die Korrelationsstruktur der Stressoren untereinander ebenfalls enge positive Korrelationen, und alle identifizierten potentiellen Stressoren nahmen gleichgerichtet über die Zeit zu. Der Beitrag der einzelnen Stressoren zum Rückgang des Lachses lässt sich deshalb nicht daraus extrahieren, zumal keiner der verwendeten Datensätze die Wirkprozesse der Stressoren direkt abbildete. Der Nachweis eines tatsächlichen Kausalzusammenhangs ist jedoch jeweils nur mittels spezifischer und standardisierter, international abgestimmter Untersuchungen zu führen. Entsprechende Untersuchungsvorschläge werden in der vorliegenden Studie aufgeführt. Angesichts der dramatischen Bestandsrückgänge werden trotz eingeschränkter Evidenz auch umgehende Managementmaßnahmen empfohlen. Hierzu zählt neben umfassenden Habitatmaßnahmen, einem Management der aufgeführten Prädatoren und der Bekämpfung illegaler Fischerei auch der konsequente Rückbau von Kleinwasserkraftanlagen und Querbauwerken. Zur Erhöhung der Resilienz (inkl. Reduktion von Wärmeeinträgen und Stauhaltungen, Förderung von Beschattung, Renaturierungen) der Gewässer sind ebenfalls umfassende Maßnahmen erforderlich.

Anhand einer auf Literaturstudien, Datenauswertungen und Fotobelegen basierenden Experteneinschätzung wurde eine *vorläufige* Aufstellung einer Rangfolge der wirksamsten Stressoren und ihrer potenziellen Entwicklung angestrengt. Danach folgen auf die Stressoren „Marine Mortalität“ und „geringe Abflüsse“ die Stressoren „Prädation Wels“, „Durchgängigkeit“, „Prädation Kormoran“, „Wasserkraft“, „Schiffsverkehr“, „Habitatdegradation“, „sonstige Prädation“ und „Fischerei (Binnenland und Küste)“ sowie weitere untergeordnete Stressoren.

Die Ergebnisse dieser und anderer Studien deuten darauf hin, dass die Wiederansiedlung des Lachses im Rheinsystem nur dann zu einer sich selbst erhaltenden Population führen kann, wenn mehr ökologische Wiederherstellungs- und Managementmaßnahmen als bisher durchgeführt werden. Dabei müssen alle

relevanten anthropogenen Stressoren bekämpft werden, die sich negativ auf die Bestandsentwicklung auswirken. Für eine Priorisierung müssen dringend die jeweiligen Effektgrößen ermittelt werden.

Inhaltsverzeichnis

1. Aufgabenstellung.....	15
1.1 Ziel der Studie	15
1.2 Datengrundlagen	15
1.3 Koordinationseinheiten	15
2. Methoden.....	16
2.1 Berechnung der Smoltäquivalente (standardisierter Besatzaufwand).....	16
2.2 Datenauswertung und Präsentation.....	16
2.3 Berechnung der erwarteten Lachs-Rückkehrer	17
3. Ausgangslage.....	19
3.1 Besatzaufwand	19
3.2 Beitrag von Wildsmolts an der Smoltproduktion.....	21
3.3 Rückkehrernachweise Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge.....	22
3.3.1 Lachs Koordinationseinheit 1 Oberrhein/Hochrhein.....	22
3.3.2 Lachs Koordinationseinheit 2 Mittelrhein	22
3.3.3 Lachs Koordinationseinheit 3 Niederrhein/Deltarhein.....	23
3.3.4 Synthese Rückkehrernachweise Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge	24
3.4 Andere Flüsse und Regionen.....	27
4. Hypothesen	34
5. Ermittlung und Wirkung von Stressoren	37
5.1 Biotische Faktoren	37
5.1.1 Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinenses</i>) und Gänseäger (<i>Mergus merganser</i>)	37
5.1.2 Europäischer Wels (<i>Silurus glanis</i>).....	41
5.1.3 Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) und Kegelrobbe (<i>Halichoerus grypus</i>)	44
5.1.4 Schweinswal (<i>Phocoena phocoena</i>).....	46
5.1.5. Sonstige Fische als Prädatoren	46
5.1.6 Pink Salmon (Buckellachs)	46
5.2 Abiotische Faktoren	47
5.2.1 Abfluss	47
5.2.2 Temperatur und Sauerstoff	49
5.2.3 Schiffsverkehr	52
5.2.4 Wasserkraft und Durchgängigkeit	56
5.2.4.1 Durchgängigkeit Fischaufstieg	56
5.2.4.2 Wasserkraft.....	56
5.2.5 Elektromagnetische Felder um Unterseekabel	58
6. Zuordnung von Verletzungen an Rückkehrern.....	59
6.1 Kollisionen mit Schiffspropellern	59
6.2 Bissverletzungen durch Wels	59

6.3 Verletzungen durch Seehund und Kegelrobbe	59
6.4 Fischerei (Netz- und Reusenfänge, Handling).....	60
6.5 Wasserkraft-Turbinen (<i>Tailrace Mortality</i>).....	60
6.6 Meerneunauge und Flussneunauge	61
6.7 Krankheiten, Parasiten und Schadstoffe.....	61
7. Binnen- und Küstenfischerei	62
7.1 Angelfischerei (illegaler Fischerei, Beifang).....	62
7.2 Küstenfischerei (Poaching, Beifang).....	63
8. Hybriden <i>Salmo salar</i> x <i>Salmo trutta</i> , Farmlachse, Genetik.....	63
8.1 Hybriden <i>Salmo salar</i> x <i>Salmo trutta</i>	63
8.2 Farmlachse	64
8.3 Genetik	64
9. Marine Mortalität.....	64
10. Statistische Zusammenhänge und Multivariate Statistik	65
10.1 Abfluss und Rückkehrernachweise	65
10.1.1 Frühjahrsabfluss.....	65
10.1.2 Jahres-, Herbst- und Sommerabfluss.....	67
10.2 Wassertemperaturen und Rückkehrernachweise	68
10.3 Schiffsverkehr und Rückkehrernachweise	69
10.4 Abundanz von Prädatoren und Rückkehrernachweise.....	69
10.4.1 Kormoran und Gänseäger	69
10.4.2 Seehund und Kegelrobbe	70
10.4.3 Wels	70
10.4.4 Schweinswal	71
10.5 Abgleich mit Trends Meerforelle im Rhein	71
10.6 Abgleich mit Trends in anderen Flüssen und Regionen	71
10.7 Multivariate Statistik.....	71
11. Räumliche Wirkung und Klassifizierung von Stressoren	79
11.1 Räumliche Wirkung von Stressoren	80
11.2 Klassifizierungssystem der Auswirkungen von Stressoren	88
12. Maßnahmenvorschläge	90
12.1 Thermische Belastung und Abflüsse – Resilienz der Gewässer unter dem Klimawandel	90
12.2 Wasserkraft und Durchgängigkeit.....	91
12.3 Propellerschäden durch Schiffe	94
12.4 Prädatoren	95
12.5 Fischerei	96
12.6 Habitatmaßnahmen	97
12.7 Vorschläge für eine standardisierte, länderübergreifende Erfolgskontrolle	98
13. Literatur	102

Glossar	111
---------------	-----

Anhang I	Fotodokumentation
Anhang II	Tabellen, Grafiken und ergänzende Texte
Anhang III	Multivariate Statistik
Anhang IV	Summary
Anhang V	Methoden

1. Aufgabenstellung

1.1 Ziel der Studie

Die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses im Rheinsystem wird seit den späten 1980er Jahren von verschiedenen Staaten und Bundesländern (D) bzw. Kantonen (CH) betrieben. Nach anfänglichen Erfolgen wie ansteigenden Rückkehrzahlen und zunehmenden Reproduktionserfolgen stagnieren die Bestandszahlen bzw. sind diese sogar rückläufig. Dies scheint auch andere anadrome Wanderfischarten zu betreffen, wie Maifisch, Meererneunaug und Flusserneunaug. Dies deutet darauf hin, dass sich im Lebensraum Rheinsystem und an der Küste biotische und/oder abiotische Faktoren entwickeln oder verstärken, die sich negativ auf die Bestände der Wanderfische auswirken. Die genannten Wanderfischarten haben zwar unterschiedliche Habitatansprüche und zeitlich und räumlich unterschiedliche Lebenszyklusvarianten, jedoch teilen sie sich sowohl bei der Abwanderung als juvenile Stadien als auch bei der Aufstiegswanderung den Rheinhauptstrom sowie das Haringvliet und den Nieuwe Waterweg (zu geringen Anteilen auch das IJsselmeer) als gemeinsamen Migrationskorridor und das Meer als Aufwuchsgebiet bis zum Einsetzen der Geschlechtsreife.

Ein wesentliches Ziel der Studie liegt in dem Vergleich der Bestandssituation und der Stressoren zu Beginn der 2000er Jahre und der aktuellen Situation, also der Hervorhebung, welche Stressoren bestehen (wenn möglich mit Verortung und Hierarchisierung) und im entsprechenden Zeitraum in ihrer Wirkung zugenommen haben. Aus den Ergebnissen sollen realistische, umsetzbare Maßnahmenempfehlungen abgeleitet werden.

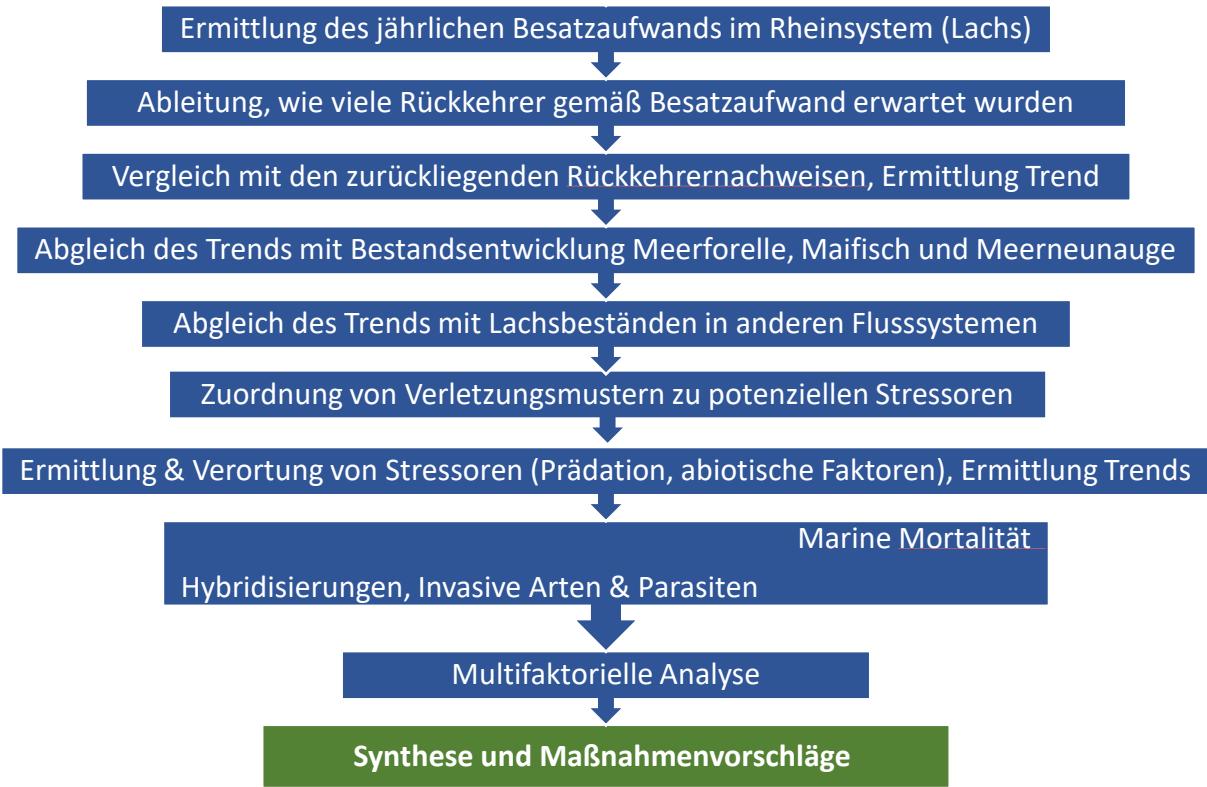
1.2 Datengrundlagen

Die vorliegende Studie hat das Ziel, mögliche Stressoren (biotische und/oder abiotische Faktoren) zu identifizieren und, sofern es die Datenlage erlaubt, quantitativ zu bewerten. Dabei werden unterstützend qualitative Daten wie Verletzungshäufigkeit und Verletzungsmuster bei Rückkehrern herangezogen, die entweder als Totfunde gemeldet wurden oder in Kontrollstation oder bei Elektrobefischungen dokumentiert wurden. Die Einschätzung der Plausibilität der Bewertungen erfolgt auch im Abgleich mit Entwicklungen in anderen europäischen Flusssystemen mit Lachspopulationen (inkl. „mariner Mortalität“) und einer Literaturrecherche zu den Auswirkungen und der Intensität der vermuteten Stressoren. Die betrachtete Zeitreihe fokussiert auf den Rückkehrernachweisen der Jahre 2000 bis 2022, da im Jahr 2000 die ersten Kontrollstationen (Sieg/Buisdorf und Oberrhein/Iffezheim) mit modernen Fischaufstiegsanlagen in Betrieb genommen wurden und quantitative Datenerhebungen begannen. Schließlich geht auch der Besatzaufwand (die durch Besatz erzielte Smoltproduktion) im Rheinsystem in die Analyse ein.

1.3 Koordinationseinheiten

Die Koordinationseinheit 1 umfasst den Rheinabschnitt Oberrhein und Hochrhein (K1). Die Koordinationseinheit 2 Mittelrhein (K2) reicht von der Mainmündung bis oberhalb der Siegmündung (wobei die südhessische Weschnitz hinsichtlich Besatzstamm noch zur K2 gerechnet wurde). Die Koordinationseinheit 3 Niederrhein und Rheindelta (K3) umfasst den unteren Rheinabschnitt von der Siegmündung bei Bonn bis zur Mündung in die Nordsee.

Analyseansatz



2. Methoden

Vorbemerkung: Die Methoden werden ausführlich in Anhang V dargestellt.

2.1 Berechnung der Smoltäquivalente (standardisierter Besatzaufwand)

Aus den bisherigen Besatzmaßnahmen lässt sich über eine (innerhalb der IKSР abgestimmte) Umrechnungsmethode der Besatzaufwand als sog. Smoltäquivalente beiführen. Mit der Umrechnung sollen die Besatzmaßnahmen mit verschiedenen Lebensstadien (vom Ei bis zum abwanderbereiten Smolt), die im Freiland entsprechend ihrer Entwicklungsstadien und Größe auch unterschiedliche Überlebensraten aufweisen, standardisiert dargestellt werden. Ein Smoltäquivalent steht für einen Lachs, der bereits in der ersten Wachstumsperiode (spätestens ab dem ersten Herbst) im Freiland aufgewachsen ist und am Anfang seiner Abwanderung steht. Die Umrechnungsmethode ist in Anhang V ausführlich dargestellt (siehe dort auch Tab. A1).

2.2 Datenauswertung und Präsentation

Zuordnung Seewinter-Anteile nach Totallängen

Die Zuordnung der vermessenen Rückkehrer erfolgt nach Totallänge, wobei aus möglichst langjährigen Datenreihen Längenklassen abgeleitet werden. Hierfür werden die Daten aus den seit dem Jahr 2000 operierenden Kontrollstationen Iffezheim und KFS Sieg herangezogen (Tab. A2 & A3 in Anhang V).

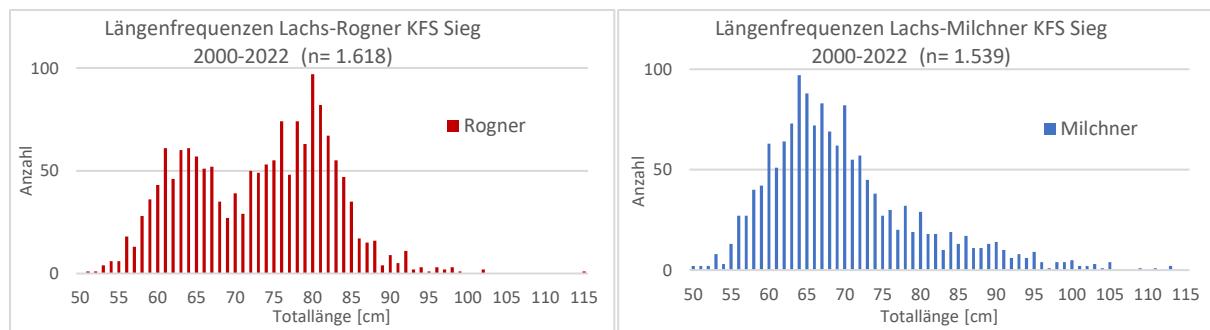


Abb. 1: Lachs - Längenfrequenzen der Rogner (oben) und Milchner (unten) an der KFS Sieg (NRW) und Zuordnung der Seewinter bei Rognern und Milchnern (Daten: LANUV) (vgl. Tab. 1)

Verteilung der besetzten Lachse (nach Smoltäquivalenten) auf See-Winter Anteile

Tab. 1 fasst die berechneten Anteile für die genannten zwei Zeiträume zusammen; dabei ist zu berücksichtigen, dass die Anteile zwischen den Jahren erheblich schwanken und es sich um Mittelwerte aus relativ kurzen Zeitreihen handelt. Anhang V fasst die Methodik und Datengrundlagen zusammen.

Tab. 1: Seewinteranteile der Rückkehrer in den Koordinationseinheiten

See-Winter Anteile (%)	K1 Oberrhein (nach Daten Iffezheim; ASR)		K2 & K3 Mittel-/Niederrhein (nach Daten KFS Sieg; LANUV)	
Zeitraum	2000-2006	ab 2007	2000-2006	ab 2007
1 SW	51	18	68	52
2 SW	38	53	18	20
3 SW (+)	11	29	15	27

Einschätzung der natürlichen Reproduktion

Die Einschätzung der natürlichen Reproduktion wird von der IKSR bei den Projektbeteiligten abgefragt. Bei den Angaben handelt es sich um Experteneinschätzungen, die auf quantitativen, semiquantitativen und qualitativen Erhebungen basieren. Pro Gewässer konnten 0 (keine Nachweise) bis 4 (hohe Dichte) Punkte vergeben werden. Die aufgeführten Wildlachsdichten (Kap. 3.2) sind folglich von der Anzahl der eingeschätzten Gewässer, deren Erreichbarkeit, dem Beprobungsumfang und der Experteneinschätzung zu lokalen Wildlachsdichten abhängig. Die Daten erlauben zwar keine statistische Auswertung, dienen jedoch der Plausibilisierung der Bewertung der Gesamtentwicklung, insbesondere im Abgleich mit der Rückkehrerstatistik (siehe auch Kap. 2.3).

2.3 Berechnung der erwarteten Lachs-Rückkehrer

Um die Rückkehrerzahlen hinsichtlich des dahinterstehenden Besatzaufwands einzuschätzen zu können, werden aus den besetzten Smoltäquivalenten die zu erwartenden Rückkehrerzahlen gebildet. Dabei wird als Arbeitsgrundlage eine Rückkehrrate von 1% ab abwanderndem Smolt angesetzt. Da die Smolts aus natürlicher Reproduktion mangels Datengrundlage nicht quantifiziert werden konnten, bleiben diese „Wildsmolts“ in der Auswertung unberücksichtigt (vgl. Abb. 7). Das Tool (Basis: Excel) zur Berechnung der Smoltäquivalente und der daran geknüpften jährlichen Rückkehrerprognose für die Folgejahre zeigt die Tab. A5 in Anhang V. Abb. 2 zeigt exemplarisch eine grafische Darstellung „Rückkehrernachweise“ versus „Erwartete Rückkehrer“. Je weiter diese beiden Werte voneinander abweichen, desto mehr weicht die Rückkehrrate von 1% (als Berechnungsgrundlage festgelegter Wert) ab. Nimmt die Rückkehrerzahl (Nachweise) gegenüber der Rückkehrerprognose gemäß Besatzaufwand ab, sinkt entsprechend die Rückkehrrate (und

umgekehrt). Graphisch wird die Entwicklung als „Anteil Rückkehrernachweise gegenüber der Prognose“ (in Prozent) veranschaulicht.

Die Aufteilung einer Besatzcharge Lachse auf die folgenden Lebensstadien zeigt Tab. 2.

Tab. 2: Aufteilung einer Besatzcharge Lachse auf die folgenden Lebensstadien; vgl. Smoltäquivalente in Tab. A1 in Anhang V

Jahr	AK 0+ Besatz	AK 1 Parr-Besatz	AK 1 & 2 Smolt-Besatz	Rückkehrer 1 SW	Rückkehrer 2 SW	Rückkehrer 3 SW
0	Aufwuchs	Aufwuchs	Abwanderung 100 %			
1	Abwanderung 1 50%	Abwanderung 100 %				
2	Abwanderung 2 50%			aus 1. Abwanderung		
3				aus 2. Abwanderung	aus 1. Abwanderung	
4					aus 2. Abwanderung	aus 1. Abwanderung
5						aus 2. Abwanderung

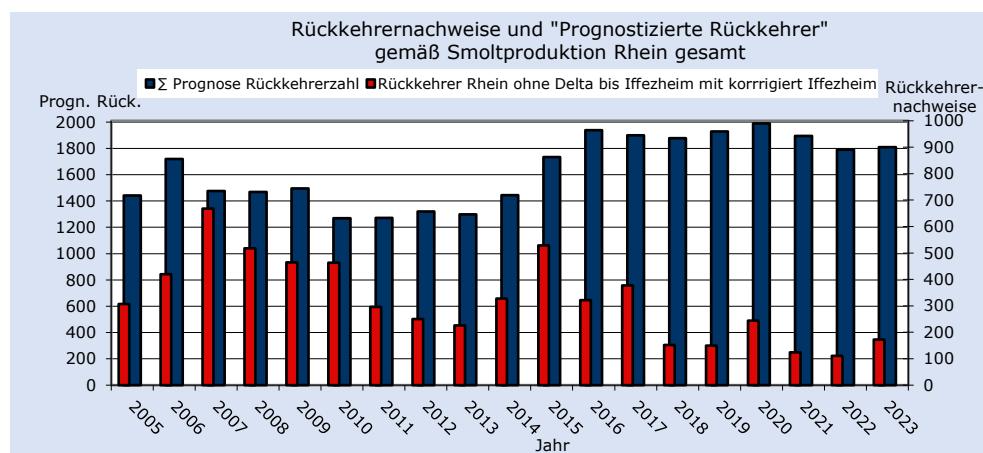


Abb. 2: Exemplarische Grafik auf Basis der Daten „gesamt_Rhein“

Vorgehensweise

1. Verschneidung der besetzten Smoltäquivalente mit den Rückkehrernachweisen inkl. Differenzierung der Rückkehrernachweise nach Anzahl See-Winter (Dauer der marinen Phase) (letzteres soweit es die Datenlage erlaubt)
2. Regressionsanalyse zur Ermittlung des Zusammenhangs von Besatzaufwand und Rückkehreraufkommen (Trend) für den Rhein und repräsentative Einzugsgebiete
3. Auswertung und Bewertung der Populationsentwicklung anderer anadromer Arten im Rheinsystem zwecks Auslotung möglicher Analogieschlüsse
4. Recherche der Bestandstrends und Störgrößen in anderen Flusssystemen (Lachs) zwecks Auslotung möglicher Analogieschlüsse

5. Identifikation und, wenn (nach Datenlage) möglich, Verortung und statistischer Nachweis von Faktoren, die einen negativen Einfluss auf die Bestandsgrößen ausüben und in der Vergangenheit bereits in vergleichbarem Ausmaß ausgeübt hatten (stabile Störgrößen)
6. Identifikation und, wenn (nach Datenlage) möglich, Verortung und statistischer Nachweis von Faktoren, die einen *zunehmend* negativen Einfluss auf die Bestandsgrößen haben und in der Vergangenheit einen geringeren oder untergeordneten Einfluss ausgeübt haben (in der Wirkung zunehmende Störgrößen)
7. Identifikation und, wenn (nach Datenlage) möglich, Verortung und statistischer Nachweis von Faktoren, die einen *abnehmenden* negativen Einfluss auf die Bestandsgrößen haben und in der Vergangenheit einen stärkeren Einfluss ausgeübt haben (in der Wirkung abnehmende Störgrößen)
8. Identifikation der Erkenntnisdefizite, konkreter Forschungsbedarf (unter Berücksichtigung bereits vorliegender nationaler und internationaler Studien)
9. Entwicklung konkreter Maßnahmenvorschläge (differenziert nach Wirksamkeit für die Stadien Süßwasserphase, Abwanderung und Aufwanderung) inkl. Einschätzung ihrer Wirksamkeit und ihrer Umsetzungschancen sowie der anzusetzenden Zeitschienen. Die Priorisierung erfolgt in drei Kategorien: Wirksamkeit der Maßnahme auf die Populationsentwicklung; Realisierbarkeit der Maßnahme; Zeitlicher Rahmen der Machbarkeit
10. Erarbeitung eines Vorschlags für standardisierte, länderübergreifende Erfolgskontrollen

Statistik

Die gesammelten und überprüften Datensätze werden in Excel tabellarisch zusammengeführt. Je nach Datenlage und Fragestellung werden die Daten aggregiert bzw. Teildatensätze gebildet. Insgesamt zielen die statistischen Analysen in erster Linie darauf ab, aus den verfügbaren Datensätzen hinreichender Datenqualität die Schlüsselfaktoren herauszuarbeiten, welche die Rückkehrerzahlen der Lachse maßgeblich beeinflussen. Wenn möglich sollen die so ermittelten Schlüsselfaktoren nach Relevanz gewichtet werden und deren statistisch unabhängigen Einflüsse herausgearbeitet werden. Die Auswahl der zur Analyse verwendeten Datensätze erfolgt aufgrund der zu prüfenden Hypothese und der Datenqualität. Sowohl univariate (i. d. R. basierend auf linearen Modellen) als auch multivariate Verfahren (z.B. Hauptkomponentenanalyse, Multiple Regression) werden angewendet.

3. Ausgangslage

3.1 Besatzaufwand

Der Besatzaufwand wurde für den Rhein (gesamt) und für acht Untergruppen mit Monitoringstationen ausgewertet; Tab A7.1 in Anhang V fasst die besetzten Smoltäquivalente zusammen, Tab. A7.2 (Anhang V) die nach Tab. A7.1 kalkulierten jährlichen Smoltabwandererzahlen. Im Deltarhein finden keine Besatzmaßnahmen mit Lachsen statt.

Koordinationseinheit 1 Oberrhein/Hochrhein

In der Koordinationseinheit 1 erfolgt die systematische Erfassung von Rückkehrern seit dem Jahr 2000 an der Staustufe Iffezheim. Abb. 3 zeigt die Smoltzahlen gemäß Besatzaufwand oberhalb der Kontrollstation. Es ist bis 2018 ein Anstieg zu erkennen, danach gingen die Smoltzahlen zurück.

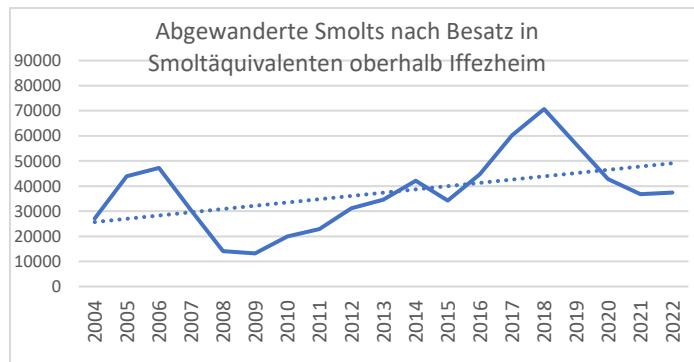


Abb. 3: Smoltproduktion nach Besatzaufwand oberhalb der Kontrollstation Iffezheim

Koordinationseinheit 2 & 3 Mittelrhein/Niederrhein

In der Koordinationseinheit 2 erfolgt die systematische Erfassung von Rückkehrern seit dem Jahr 1992 an der Staustufe Koblenz (Mosel). Der Fischpass wurde im Jahr 2011 umgestaltet. Abb. 4 zeigt die Smoltzahlen gemäß Besatzaufwand oberhalb der Kontrollstation Mosel/Koblenz. Insgesamt sind die Smoltzahlen seit 2007 erheblichen Schwankungen unterworfen.

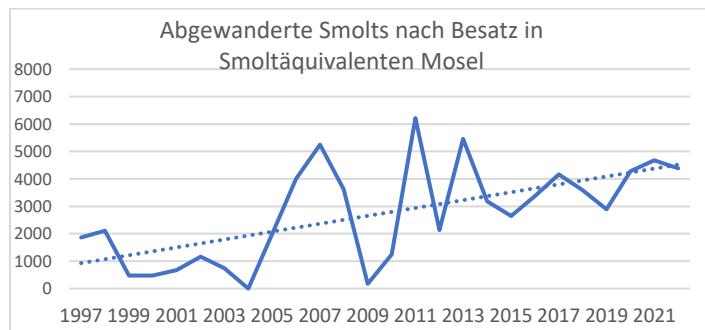


Abb. 4: Smoltproduktion nach Besatzaufwand oberhalb der Kontrollstation Mosel/Koblenz

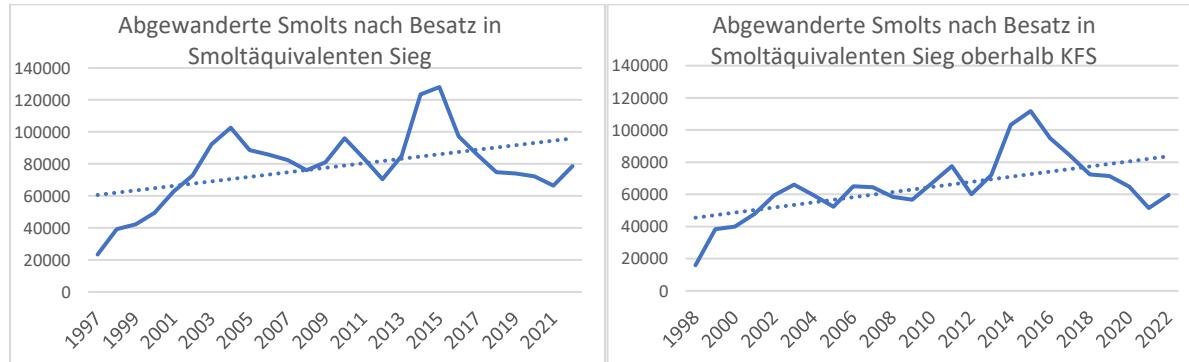


Abb. 5: Smoltproduktion nach Besatzaufwand Sieg; links: gesamt; rechts: Teilmenge oberhalb KFS Sieg/Buisdorf

Der Besatzaufwand in der Sieg (Koordinationseinheit 3) ist starken Schwankungen unterworfen. In den Jahren 2012 bis 2014 war der Besatzaufwand am höchsten, was in den Folgejahren zu steigenden Abwandererzahlen geführt hat. Der Gesamtrend ist ab 2015 leicht rückläufig. Der bezüglich der Rückkehrernachweise an der Kontrollstation relevante Besatzaufwand *oberhalb* der KFS hat seit 1997 zugenommen, die höchste Abwandererzahl wurde 2015 erreicht (Abb. 5).

Synthese Besatzaufwand und Smoltproduktion

Abb. 6 zeigt den Besatzaufwand im Rheinsystem. Im Rheinsystem ist es seit 2012 zu einem Anstieg der Smoltzahlen aus Besatz gekommen (Abb. 6, links); seither sind die Abwandererzahlen näherungsweise auf gleichem Niveau. Bei der Einzelbetrachtung der Koordinationseinheiten (Abb. 6,

rechts) ist für den Oberrhein ein leichter Anstieg des Besatzaufwands zu verzeichnen (mit Peak in 2018), im Mittel- & Niederrhein ist ein leichter Rückgang zwischen 2004 und 2012 erkennbar, danach folgt ein leichter Anstieg. Ab 2016 sind die Abwandererzahlen aus Besatz nahezu ausgeglichen.

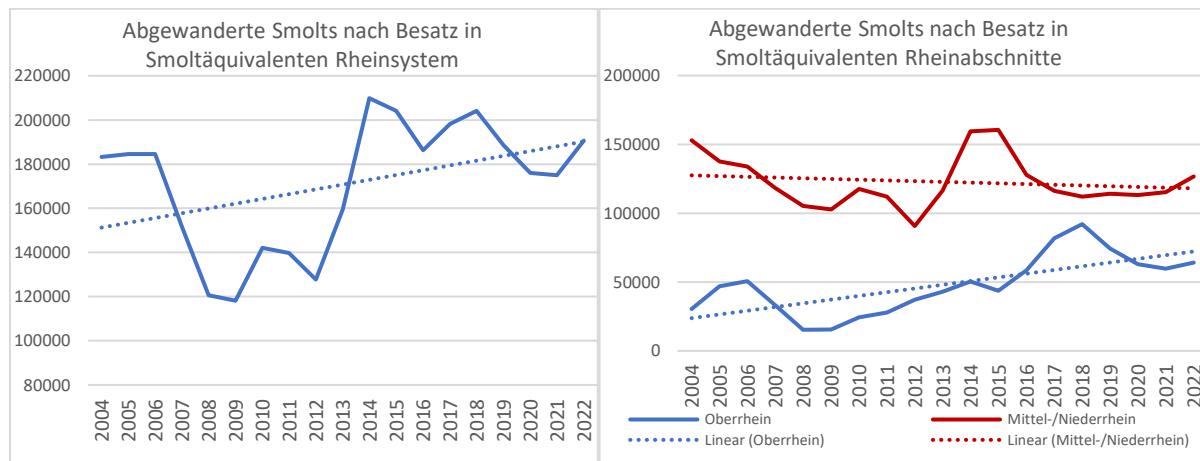


Abb. 6: Smoltproduktion nach Besatzaufwand im Rheinsystem 2002 bis 2020

3.2 Beitrag von Wildsmolts an der Smoltproduktion

In den Jahren 2000 bis 2008 und 2014 bis 2017 lagen nach Experteneinschätzung relativ hohe Wildlachsdichten vor. Als Hauptreproduktionsgebiete wurden die Bruche (Illsystem) sowie das Saynbach- und das Siegssystem genannt. Abb. 7 zeigt den Verlauf zwischen 1994 und 2022.

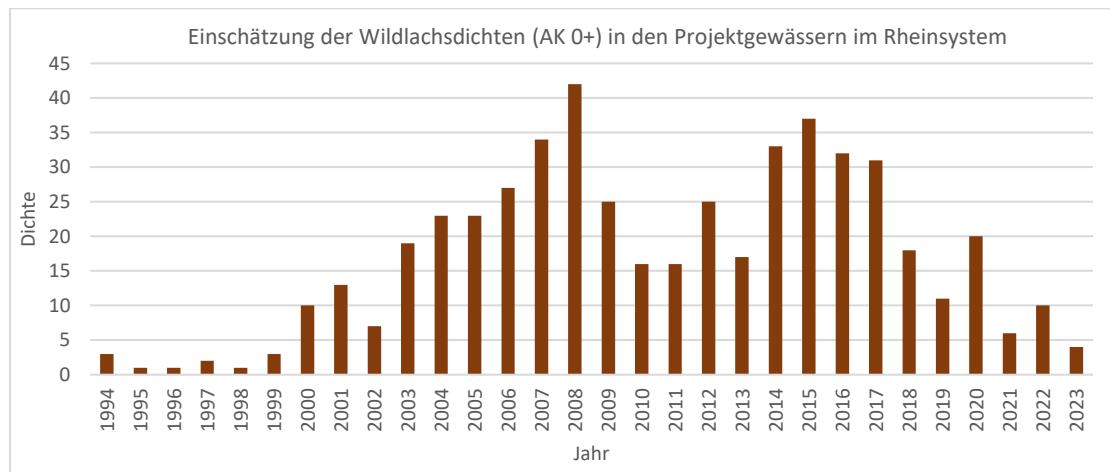


Abb. 7: Einschätzung der Wildlachsdichten im Rheinsystem. Pro Gewässer konnten 0 (keine Nachweise) bis 4 (hohe Dichte) Punkte vergeben werden. Die aufgeführten Wildlachsdichten sind von der Anzahl der eingeschätzten Gewässer, deren Erreichbarkeit, dem Beprobungsumfang und der Experteneinschätzung zu lokalen Wildlachsdichten abhängig und basieren folglich auf semiquantitativen Daten.

Bewertung: Ausweislich der Daten für das Rheinsystem scheidet ein rückläufiger Besatzaufwand als Ursache für den in Kap. 4 dokumentierten Rückgang der Lachs-Rückkehrerzahlen im Rheinsystem (gesamt), in der Sieg, in der Mosel und in Iffezheim zweifelsfrei aus. An der Sieg, der Ahr und an der Bruche (Illsystem) sind zudem zwischenzeitlich hohe Anteile Smolts aus natürlicher Reproduktion einzurechnen. Die zwischenzeitlich relativ hohe, jedoch nicht näher quantifizierbare Wildsmoltproduktion sollte hinsichtlich der Interpretation der Entwicklung der Rückkehrerzahlen auf den Besatzaufwand im gesamten Rheinsystem aufgeschlagen werden.

3.3 Rückkehrernachweise Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meererneunauge²

3.3.1 Lachs Koordinationseinheit 1 Oberrhein/Hochrhein³

Abb. A1 im Anhang II weist die Lachs-Rückkehrernachweise an den Kontrollstationen Iffezheim und Gambsheim aus. Beide Stationen verzeichneten in den Jahren 2015 und 2020 die höchsten Rückkehrerzahlen. 2021 und 2022 wurden relativ wenige Rückkehrer dokumentiert. Das „schlechteste“ Jahr wurde 2013 verzeichnet (2006 begann das Monitoring in Gambsheim erst im April). Abb. A2 in Anhang II zeigt die Rückkehrernachweise und die Prognose „Erwartete Rückkehrer“ gemäß Besatzaufwand. Danach war ab 2012 mit stark ansteigenden Rückkehrerzahlen zu rechnen. Ab 2015 entkoppelt sich diese Entwicklung und es kommt zu einem Rückgang der Nachweise gegenüber der Prognose. 2015 wurden 69% der erwarteten Rückkehrer registriert, 2021 waren es nur noch 10%, in 2022 lag der Fanganteil gegenüber der Prognose bei 12,5% (Abb. 8). In Iffezheim ist es somit trotz steigenden Besatzaufwands zwischen 2015 und 2018 nicht zu einem Anstieg der Rückkehrerzahlen gekommen.

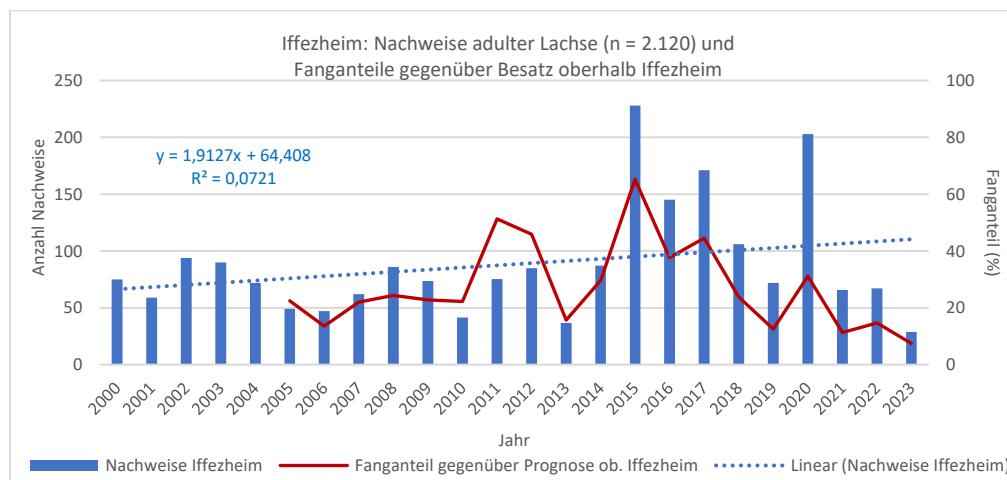


Abb. 8: Rückkehrernachweise Iffezheim und Fanganteile gemäß Prognose „Erwartete Rückkehrer“ nach Besatzaufwand oberhalb Iffezheim. Ab 2015 sinkt der Fanganteil.

3.3.2 Lachs Koordinationseinheit 2 Mittelrhein

Abb. A3 in Anhang II zeigt die Lachs-Rückkehrernachweise an der Kontrollstation Mosel/Koblenz. In den Jahren 2000 und 2015 wurden die höchsten Rückkehrerzahlen verzeichnet. 2005 und 2007 wurden relativ wenige Rückkehrer dokumentiert. Das „schlechteste“ Jahr wurde 2005 verzeichnet. Abb. A4 in Anhang II zeigt die Rückkehrernachweise und die Prognose „Erwartete Rückkehrer“ gemäß Besatzaufwand. Danach war ab 2006 mit stark ansteigenden Rückkehrerzahlen zu rechnen, was jedoch nicht eintrat. Nach 2015 entkoppelt sich die Entwicklung und es kommt zu einem Rückgang der Nachweise gegenüber der Prognose. 2015 wurden 51% der erwarteten Rückkehrer registriert, danach waren es nur noch 26 bis 5%. Der Höchstwert wurde im Jahr 2002 mit 162% verzeichnet (Abb. 9). In der Mosel ist es somit trotz gesteigertem Besatzaufwand nicht zu einem Anstieg der Rückkehrerzahlen gekommen. Wie in Iffezheim ist der Trend nach 2015 rückläufig.

² Nach IKSR-Statistik Stand 29.1.2024

³ Iffezheim: Die Zählungen wurden durchgeführt von: Büro für Fischereibiologie & Ökologie, Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Association Saumon-Rhin und Onema unter Kontrolle des Regierungspräsidiums Karlsruhe; Gambsheim: Saumon-Rhin, Regierungspräsidium Freiburg und Landesfischereiverband Baden unter Kontrolle der Onema

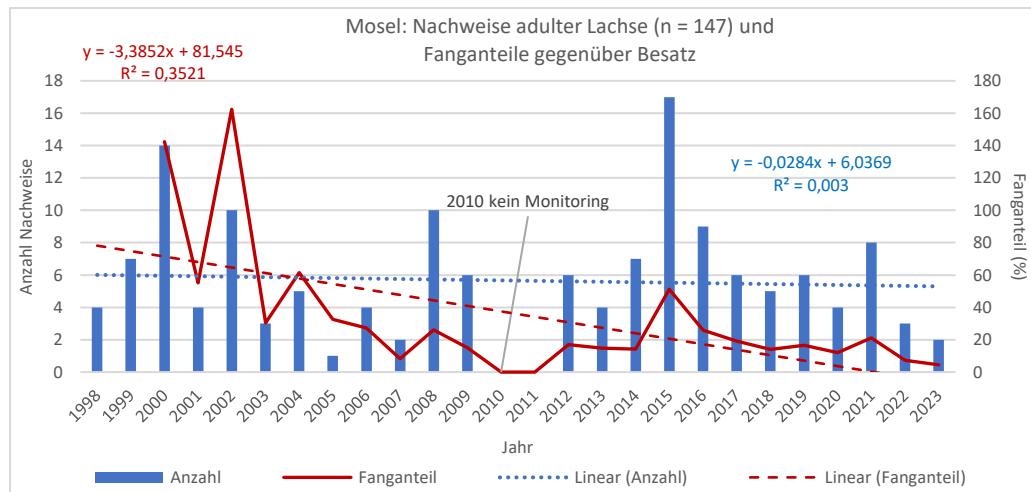


Abb. 9: Rückkehrernachweise Mosel und Fanganteile gemäß Prognose „Erwartete Rückkehrer“ nach Besatzaufwand Moselsystem oberhalb Koblenz

3.3.3 Lachs Koordinationseinheit 3 Niederrhein/Deltarhein

Abb. A5 in Anhang II zeigt die Lachs-Rückkehrernachweise an der Kontrollstation KFS Sieg. In den Jahren 2007 und 2008 wurden die höchsten Rückkehrerzahlen verzeichnet. Ab 2018 wurden relativ wenige Rückkehrer dokumentiert. Das „schlechteste“ Jahr wurde 2018 verzeichnet. In 2023 wurde eine moderate Erholung verzeichnet, wobei zu berücksichtigen ist, dass wegen Hochwassers eine eingeschränkte Fähigkeit der KFS vorlag. Der Trend ist insgesamt rückläufig. Abb. 10 und Abb. A6 in Anhang II verdeutlichen für die Sieg eine insgesamt stark rückläufige Rückkehrerrate (nur Besatz oberhalb Buisdorf berücksichtigt). Während noch 2007 knapp 80% der erwarteten Rückkehrer registriert wurden, sank der Anteil bis 2022 auf 4%; im trockenen Extremjahr 2018 waren es sogar nur 0,8% (was allerdings auch auf schlechte Aufstiegs- bzw. Fangbedingungen zurückzuführen war). Die weiteren Höchstwerte wurden im Jahr 2000 (79%) und in 2008 (49%) sowie 2010 (44%) verzeichnet. In der Sieg ist es somit trotz gesteigertem Besatzaufwand nach 2007 zu stark rückläufigen Rückkehrerzahlen gekommen. Wie in Iffezheim und an der Mosel weist innerhalb der letzten Dekade das Jahr 2015 ein Peak auf.

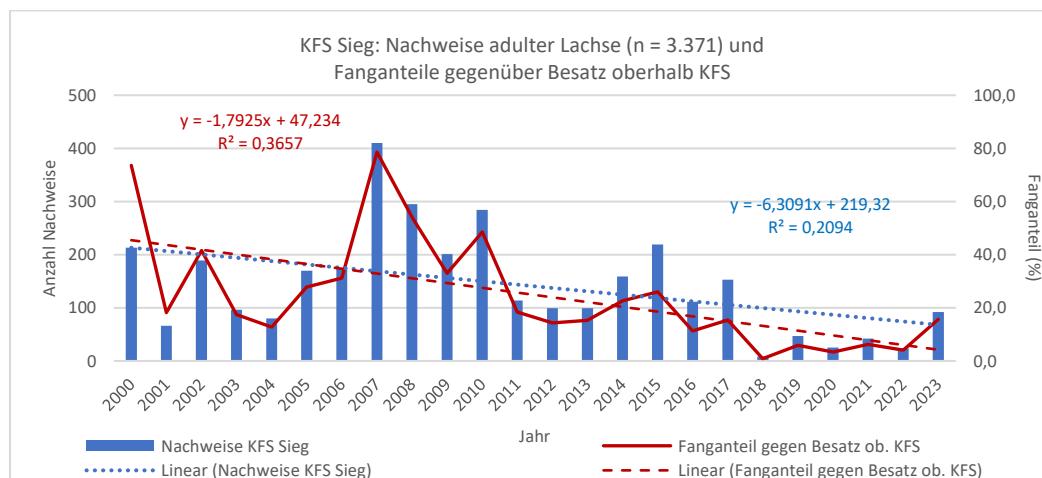


Abb. 10: Rückkehrernachweise KFS Sieg und Fanganteile gemäß Prognose „Erwartete Rückkehrer“ nach Besatzaufwand oberes Siegssystem (ohne Agger und andere Zuflüsse unterhalb der KFS). Seit 2007 sinkt der Fanganteil. (Daten: LANUV NRW)

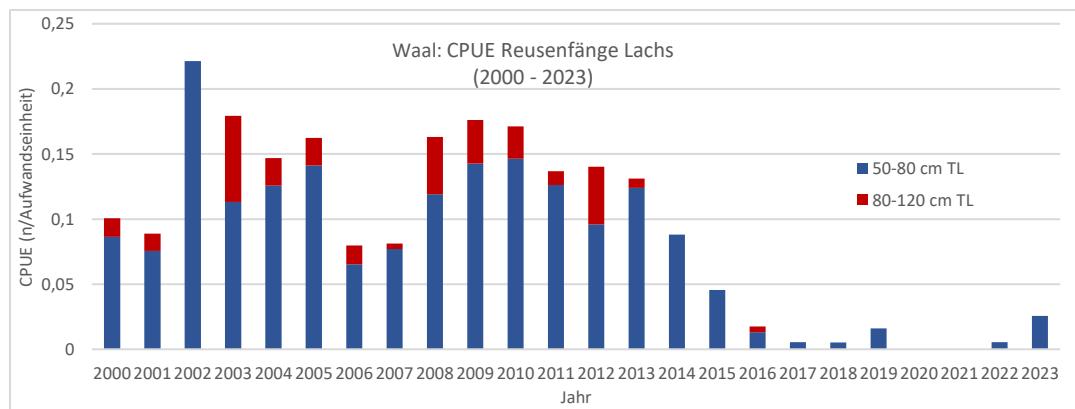


Abb. 11: Lachs-Rückkehrer bei Untersuchungen in der Waal (Daten: VAN RIJSSEL *et al.*, 2023; 2024)

In der Waal fanden Aufstiegsuntersuchungen im Zeitraum 1997 bis 2022 statt. Abb. 11 zeigt die Fänge mit "Zalmsteken" (große Lachsreusen) im Bovenrijn-Waal als CPUE (n/Reuse/24h). Der Überwachungszeitraum umfasst sechs Wochen im Oktober/November und sechs Wochen im Mai/Juni/Juli. Die Daten zeigen einen sehr starken Rückgang bereits nach dem Jahr 2014 (VAN RIJSSEL *et al.*, 2023; 2024). Anders als in Iffezheim, an der Sieg und an der Mosel weist also an der Waal das Jahr 2015 kein Peak der Rückkehrerzahl mit anschließendem Rückgang auf (vgl. Abb. A7). Vielmehr ist an der Waal ein deutlicher Rückgang der Nachweise bereits im Zeitraum 2014 - 2015 erkennbar. Ob der Rückgang in den letzten Jahren real war oder der Überwachungszeitraum und die Wanderungszeit der Lachse nicht mehr übereinstimmten, kann nicht gesagt werden.

3.3.4 Synthese Rückkehrernachweise Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge

Lachs:

Im Rheinsystem sind nach unbereinigten Zahlen der IKSR seit dem Jahr 1990 insgesamt 10.763 adulte Lachse registriert worden. Wegen möglicher späterer Doppelerfassungen bei Erstnachweisen im Delta und der hohen Wahrscheinlichkeit von Doppelnennungen in den diversen Fangstationen am Oberrhein oberhalb Iffezheim sollten nur solche Daten verwendet werden, die mit hoher Sicherheit als Erstnachweise angesprochen werden können. Entsprechend werden im Folgenden die Daten aus dem Delta und entweder aus Gamsheim oder Iffezheim sowie oberhalb nicht gewertet. Außerdem liegen für Iffezheim Datenlücken vor; diese wurden nach einem Abgleich der Nachweise aus Iffezheim und Gamsheim (repräsentative Jahre) jeweils mit den Schätzwerten Iffezheim = 1,6 x Gamsheim kompensiert: Monitoringpausen lagen in Iffezheim wegen des Einbaus der 5. Turbine vor, am Fischpass war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 eingeschränkt. In diesen Jahren (außer 2018) wurde Iffezheim als Wert Gamsheim x 1,6 gewertet (entspricht der Relation aus den repräsentativen Jahren. Für 2018 (hochgerechnet 78) wurde der höhere Wert aus Iffezheim (106) vorgezogen. Diese Korrekturen führen zu einer Gesamtzahl von Rückkehrern ab 2000 bis 2023 von 7.777 Individuen (minus 2.986 Individuen gegenüber der IKSR-Statistik) (blaue Balken in Abb. 12; Abb. A7 in Anhang II). Die Anzahl Lachse ist hier sicherlich unterschätzt, denn die Arbeiten in Iffezheim hatten zwangsläufig auch Auswirkungen auf Gamsheim. In der vorliegenden Studie basieren alle statistischen Auswertungen auf dem in Abb. 12 dargestellten „korrigierten“ Datensatz, beginnend mit dem Jahr 1998 (Mosel) bzw. 2000 (Kontrollstationen Sieg, Iffezheim). Abb. A7 in Anhang II weist für die Zeitreihe 2000 (Betriebsbeginn der Kontrollstationen Iffezheim und KFS Sieg) bis 2022 einen rückläufigen Trend auf.

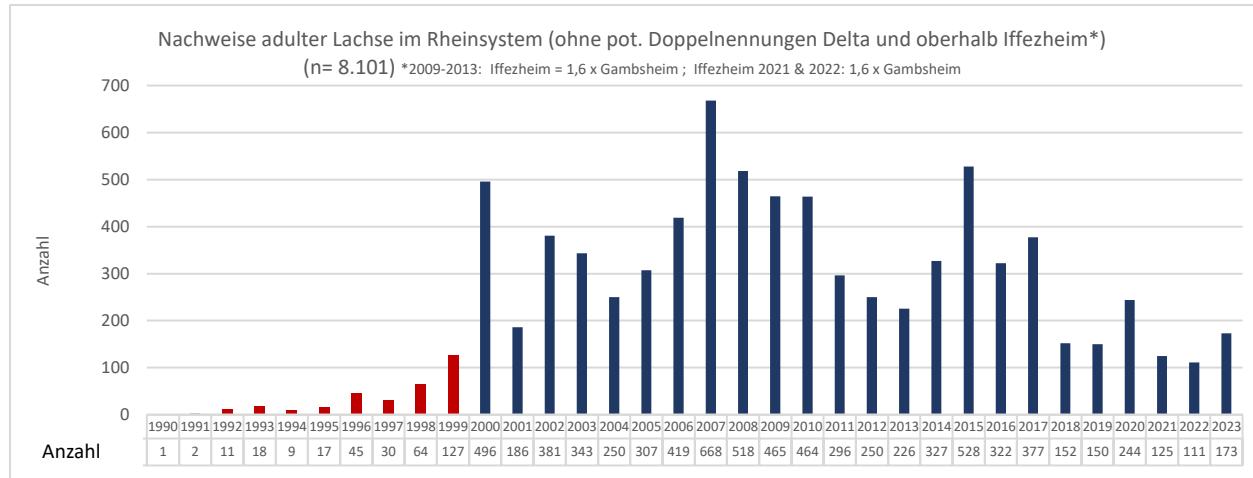


Abb. 12: Lachs-Rückkehrerstatistik, Zeitreihe 1990 bis 2023; blau: Zeitreihe 2000 bis 2023 (entspricht der Inbetriebnahme der Kontrollstationen Iffezheim und KFS Buisdorf/Sieg). Anmerkung: Am Fischpass Iffezheim war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 erheblich eingeschränkt; dies hatte auch Auswirkungen auf die Rückkehrerzahlen in Gamsheim.

Abb. A8 in Anhang II zeigt die Rückkehrernachweise im Rheinsystem und die Prognose „Erwartete Rückkehrer“ gemäß Besatzaufwand Rheinsystem gesamt. Wie bereits für die einzelnen Kontrollstationen gezeigt (vgl. Abb. 8, 9 & 10) ist der Trend sehr deutlich rückläufig. So war ab 2014 mit ansteigenden Rückkehrerzahlen zu rechnen. Nach 2015 entkoppelt sich diese Entwicklung und es kommt zu einem Rückgang der Nachweise gegenüber der Prognose (Abb. 13). 2015 wurden 31% der erwarteten Rückkehrer registriert, 2022 waren es nur noch 6,2%. Der Höchstwert wurde in 2007 mit 45,3% verzeichnet.

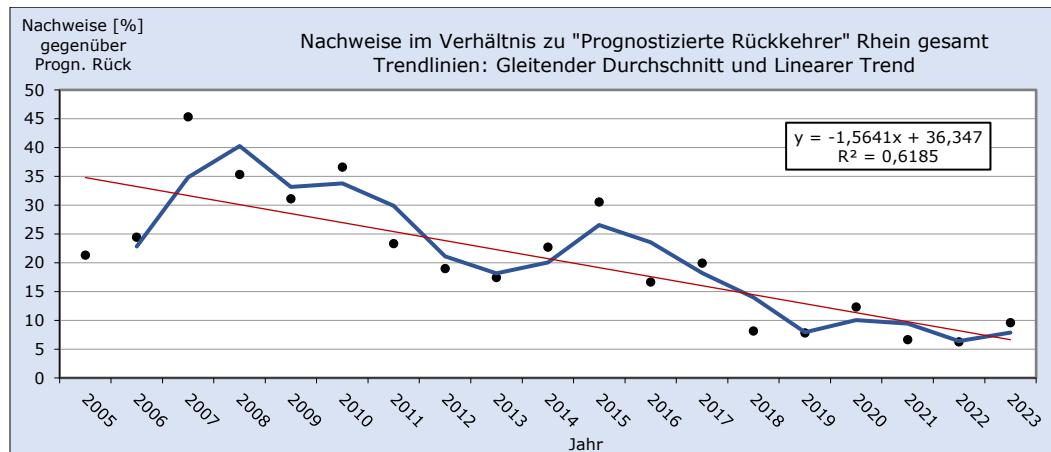


Abb. 13: Rückkehrernachweise Rheinsystem und Prognose „Erwartete Rückkehrer“ gemäß Besatzaufwand Rheinsystem gesamt

Zwischenergebnis: Bis zum Jahr 2015 besteht ein enger Zusammenhang zwischen Besatzaufwand (Smoltäquivalente) und Rückkehrerzahl (siehe Abb. 28). Nach 2015 hat die Zahl der Rückkehrer abgenommen, obwohl der Besatz nicht abgenommen hat bzw. leicht zugenommen hat.

Die negative Entwicklung des Rückkehreraufkommens bildet sich auch deutlich im Umfang der natürlichen Reproduktion ab (Werte nach Experteneinschätzung; vgl. Kap. 3.3) (Abb. 14).

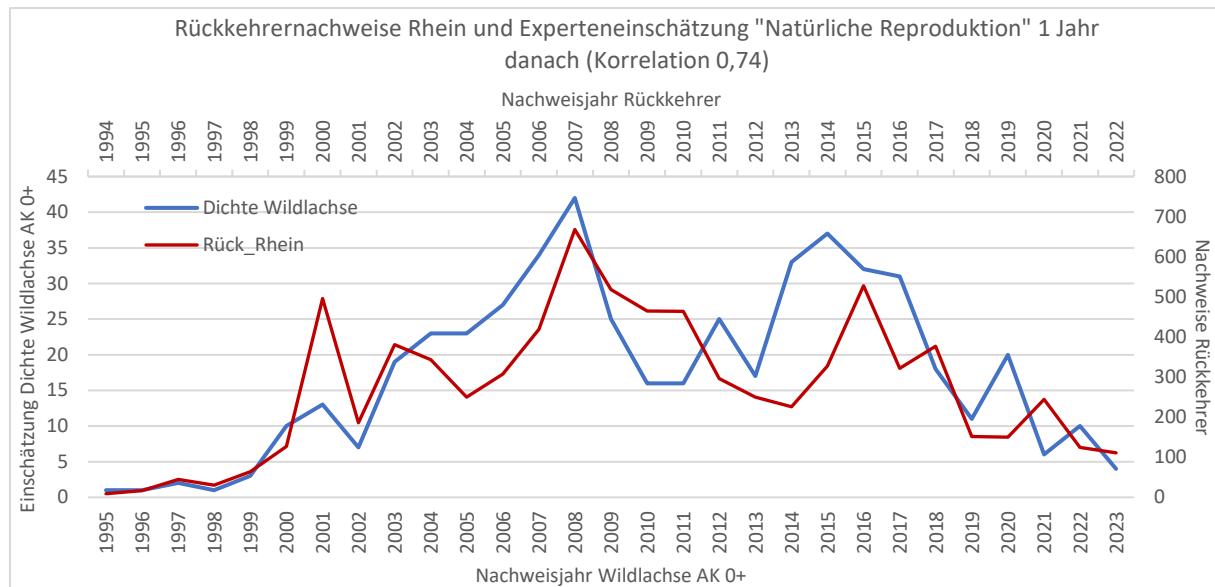


Abb. 14: Registrierte Lachs-Rückkehrer und Wildlachsaufkommen ein Jahr danach

Meerforelle:

Der Bestandstrend bei der Meerforelle ist ausweislich der Daten von den Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim deutlich rückläufig (Abb. 15).

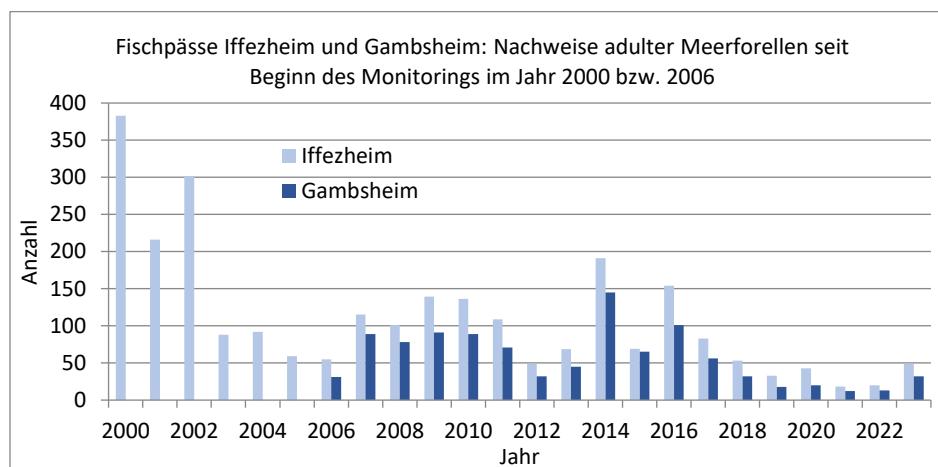


Abb. 15: Meerforellen-Rückkehrer in Iffezheim (oben; 2021 - 2023 Schätzwerte) und Gamsheim (unten). Am Fischpass Iffezheim war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 erheblich eingeschränkt; dies hatte auch Auswirkungen auf die Rückkehrzahlen in Gamsheim.

Maifisch:

Seit dem Jahr 2008 wird der Maifisch im Rheinsystem intensiv durch Besatz gestützt. Nach anfänglich steilem Anstieg der Rückkehrernachweise (2014, 2015) ist ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Die Nachweise in 2021 unterschritten sogar die Nachweiszahlen 2004 – 2007 (vor dem Besatzbeginn) (vgl. Abb. A9 in Anhang II). Der bezeichnete negative Trend ist auch aus den Monitoringdaten der Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim abzulesen (Abb. 16).

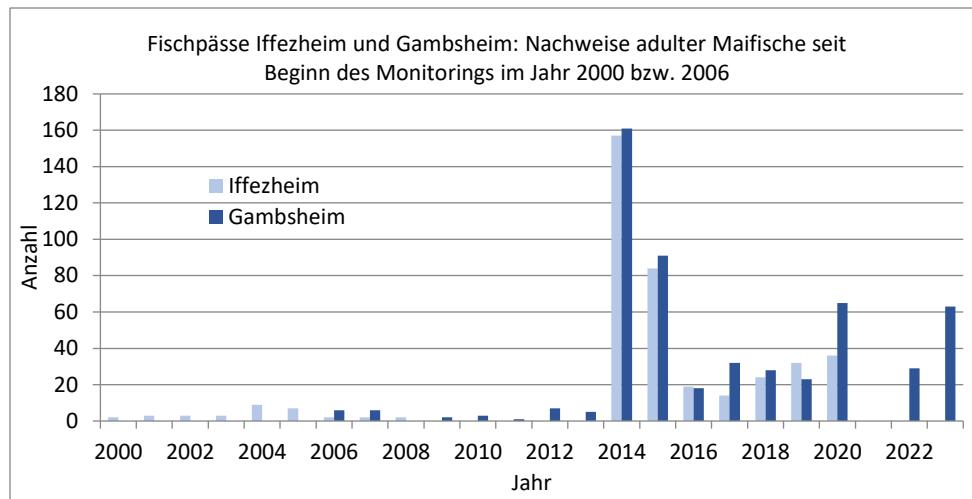


Abb. 16: Maifisch-Rückkehrer in Iffezheim (oben; 2021 - 2023 keine Daten) und Gamsheim (unten). Am Fischpass Iffezheim war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 erheblich eingeschränkt; dies hatte auch Auswirkungen auf die Rückkehrerzahlen in Gamsheim.

Meerneunauge:

Über die Bestandsentwicklung des Meerneauges im Rhein liegen nur lückenhafte Daten vor. Die aussagekräftigsten Daten stammen von den Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim (Abb. 17). Danach ist der Bestandstrend deutlich rückläufig. Auffällig ist ein extremer Rückgang der Nachweise im Zeitraum 2010 bis 2013. Am Fischpass Iffezheim war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 allerdings erheblich eingeschränkt.

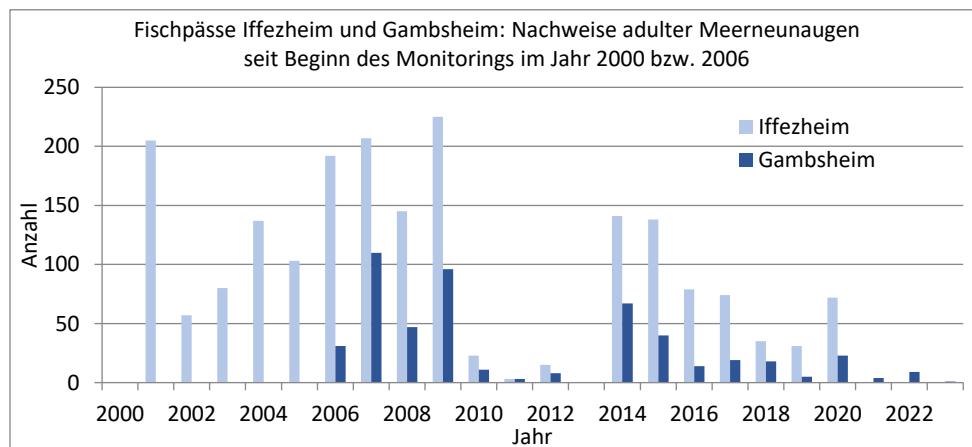


Abb. 17: Meerneaugen-Rückkehrer in Iffezheim (2021 - 2023 keine Daten) und Gamsheim. Am Fischpass Iffezheim war der Betrieb von April 2009 bis Oktober 2013 sowie im Jahr 2018 erheblich eingeschränkt; dies hatte auch Auswirkungen auf die Rückkehrerzahlen in Gamsheim.

3.4 Andere Flüsse und Regionen

Maas

In der Maas sind die Lachs-Rückkehrernachweise trotz insgesamt deutlich steigender Besatzzahlen (ab 2003) und der zunehmenden Nutzung eigener Rückkehrer ab 2015 seit dem Jahr 2016 rückläufig (Abb. 18). Die Ursachen sind unbekannt, eine Kombination verschiedener Stressoren – vergleichbar zum Rhein – ist naheliegend. Wie im Rhein wurde in der Maas im Jahr 2015 ein Peak verzeichnet.

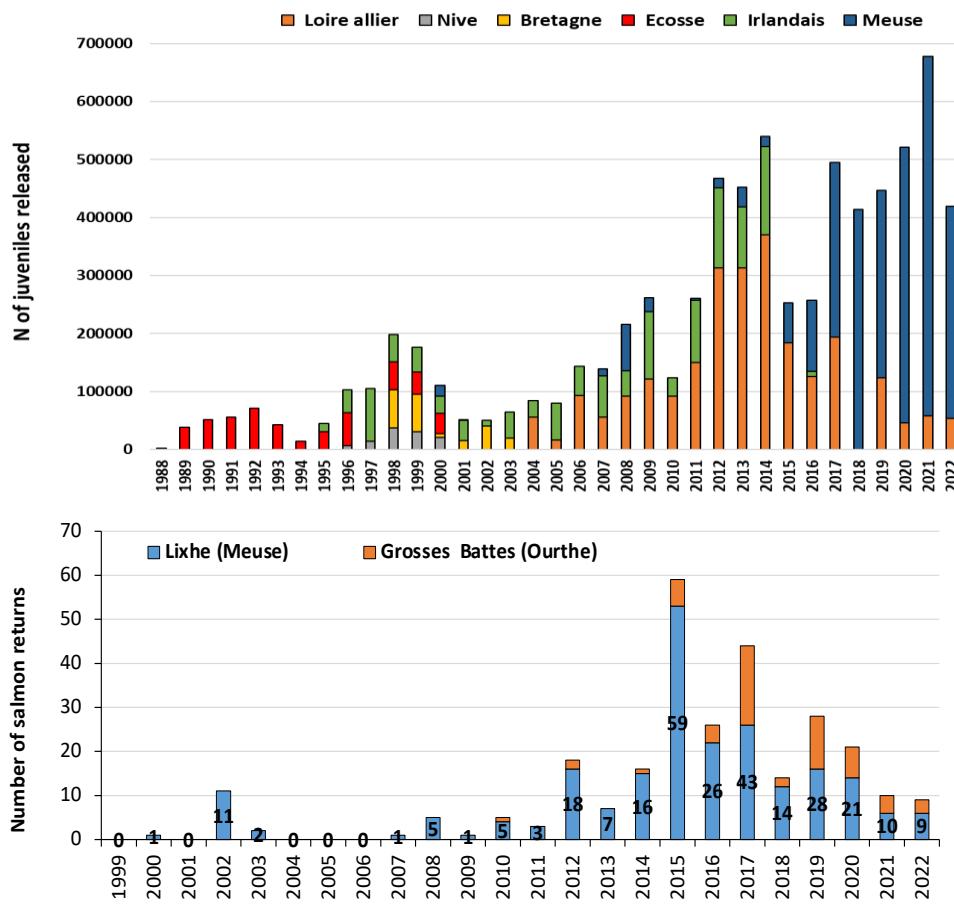


Abb. 18: Lachs-Besatzzahlen (links) und Lachs-Rückkehrernachweise (rechts) im Maassystem (Grafiken: BENITEZ, et al., 2022)

Elbe

Das hier exemplarisch betrachtete Wiederansiedlungsprojekt im sächsischen Lachsbach (Elbesystem) ist das älteste Projekt im Elbeinzuugsgebiet. Im Lachsbach sind die Lachs-Rückkehrerzahlen trotz der ab 2003 annähernd konstanten Besatzzahlen insgesamt rückläufig (Abb. 19). Die Ursachen sind unbekannt, eine Kombination verschiedener Stressoren – teilweise vergleichbar zum Rhein – ist naheliegend. Konträr zu Rhein und Maas (sowie Loire, siehe Abb. 20 & 21) wurde jedoch in 2015 kein Peak verzeichnet.

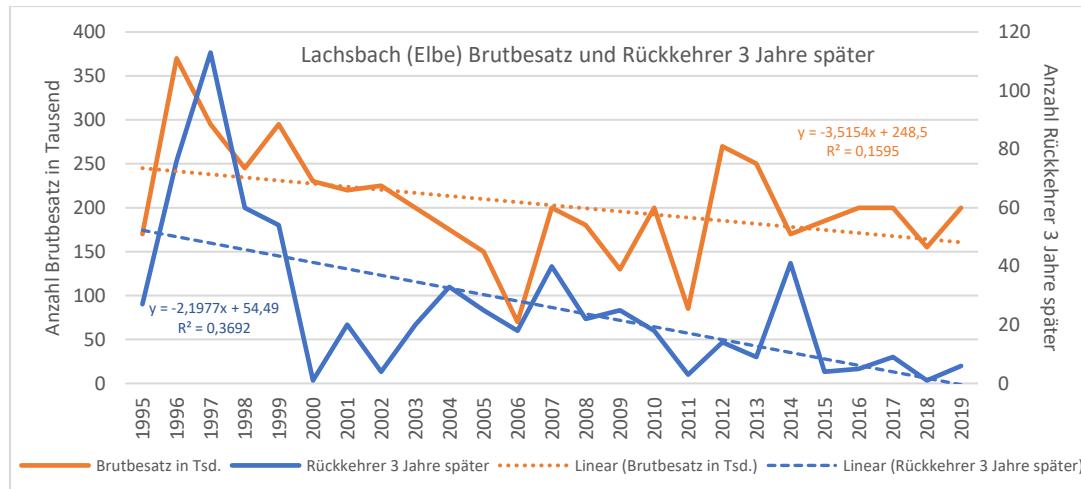


Abb. 19: Lachsbach (Elbesystem): Brutbesatz und Rückkehrernachweise 3 Jahre später
(Daten: Sächsisches Landesamt f. Umwelt, Landwirtschaft & Geologie)

Loire (Frankreich)

In der Loire sind die Bestände von Lachs (Stamm Allier, besatzgestützt ab 2001), Maifisch, Meerneunauge und Meerforelle stark rückläufig (Abb. 20 & 21). Aktuelle Studien weisen mit Blick auf die Bestandszusammenbrüche auf einen erheblichen Prädationsdruck durch den (in der Loire nicht heimischen) Wels hin, der sich eindeutig nicht nur auf den Bereich von Querbauwerken bzw. Wanderhindernissen beschränkt (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018; TRANCART *et al.*, 2023).

Bei Magenuntersuchungen an Welsen wurde bei der Größenklasse > 180 cm ein Biomasseanteil von 63% Lachs ermittelt (vgl. Abb. 21, unten rechts); Welse von 120-180 cm enthielten in ihren Mägen Biomasseanteile von 27% Maifisch und 6% Meerneunaugen (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018).

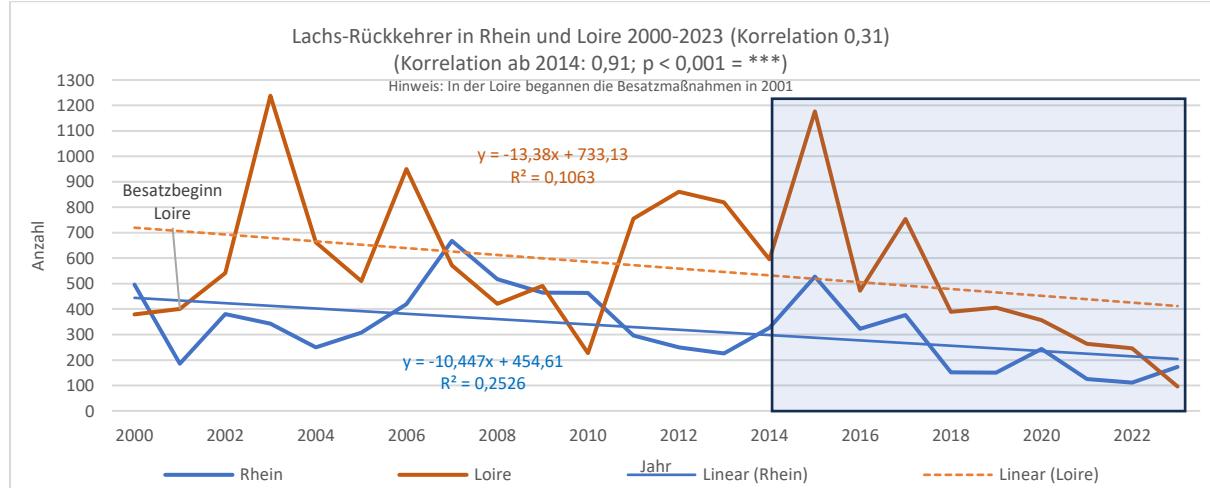


Abb. 20: Nachweise von Lachs-Rückkehrern in der Loire (Kontrollstation Vichy) und Rhein (gesamt)

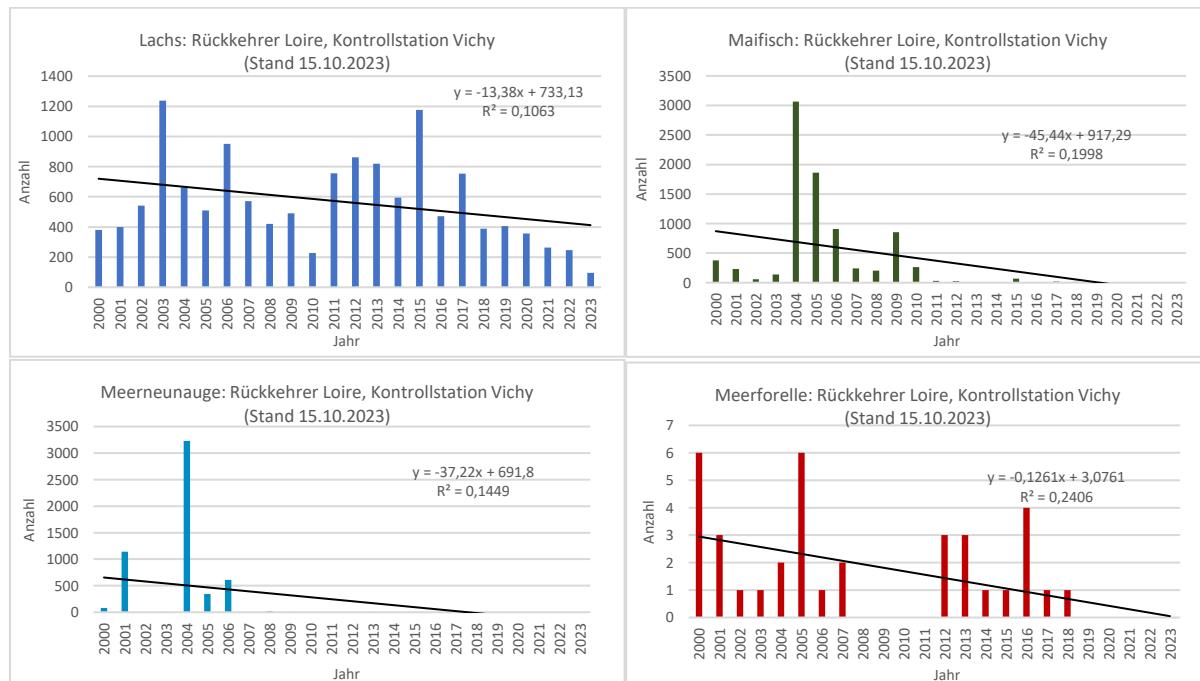


Abb. 21: Nachweise von anadromen Wanderfischen in der Loire (Kontrollstation Vichy); unten rechts: adulter Lachs aus dem Magen eines Welsen > 180 cm (Foto aus BOISNEAU & BELHAMITI, 2018).



Die Nachweise von Lachs-Rückkehrern in der Loire und im Rhein zeigen insgesamt über den Zeitraum 2000 bis 2023 nahezu den identischen rückläufigen Trend. Ab 2014 deutet sich ein enger Zusammenhang an (Kasten; $p < 0,001 = ***$), was möglicherweise auf gleiche Ursachen hinweist (z.B. Abfluss, marine Mortalität, Prädation durch Welse) (Abb. 20). Wie im Rheinsystem wurde 2015 ein Peak verzeichnet.

Skjern Å (Dänemark)

Im Jahr 1993 begann in Dänemark der "Aktionsplan zur Sanierung und Wiederherstellung der dänischen Lachsbestände". Ziel war es, die Populationen in den 9 jütländischen Flüssen wiederherzustellen, in denen historisch gesehen Lachspopulationen vorhanden waren

- Storå und Skjern Å, die in den Nissum Fjord und den Ringkøbing Fjord münden, sowie die Flüsse des Wattenmeers: Varde Å, Sneum Å, Kongeå, Ribe Å, Brede Å und Vidå. Der einzige Fluss an der Ostküste war die Gudenå, die in den Randers Fjord mündet. Ausgangspunkt für den Aktionsplan war die (falsche) Annahme, dass die ursprünglichen Populationen ausgestorben seien. Genetische Analysen zeigten jedoch, dass die heutigen Lachspopulationen in Westjütland Nachkommen der ursprünglichen Populationen sind. Bestandsstützungen wurden im Skjern Å ab 1980 (in anderen Gewässern ab 2000) mit autochthonen Besatzfischen durchgeführt (Abb. A10 in Anhang II) (JEPSEN, 2011). Das Programm führte (entgegen dem internationalen Trend; siehe unten) zu einer deutlichen Zunahme an Rückkehrern (Angelfänge, Nachweise bei Befischungen) (Abb. 22). Konträr zu Rhein und Maas wurde im Jahr 2015 kein Peak verzeichnet.

In der Skjern Å (wie auch in anderen Gewässern in West-Jütland) wurde außerdem eine deutliche Zunahme der natürlichen Reproduktion verzeichnet, die neben der Zunahme an Laichfischen (aus Besatz und Naturvermehrung) und den kurzen Wanderdistanzen in erheblichem Umfang auch auf die Restoration von Laich- und Aufwuchshabitateen zurückzuführen ist.

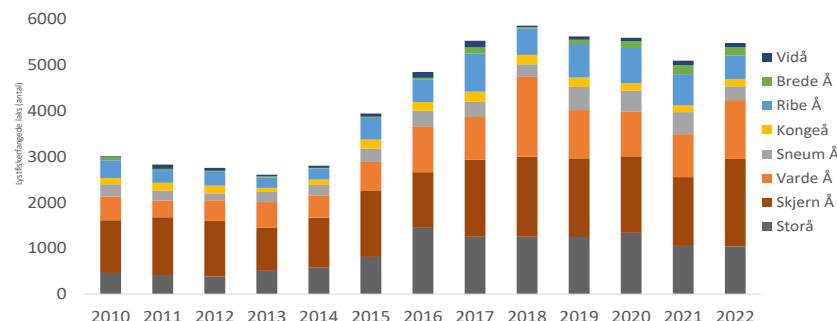


Abb. 22: Lachs-Angelfänge in verschiedenen Flüssen in Dänemark (aus Präsentation E.E. Nielsen, 100 years of salmon management in Denmark. Insights from population genomics, Landau, 10.5.2023)

Ausgehend von der Größe und der Geschlechter-Zusammensetzung des Laicherbestands im Jahr 2013 und der geschätzten Zahl der laichenden Lachse im Jahr 2015 wurden im Dezember 2015 etwa 21,3 Millionen Eier im Skjern abgelaicht. Bei einer geschätzten Population von 192.500 1/2jährigen Lachsen im Flusssystem im Jahr 2016 entspricht dies einer Überlebensrate vom Ei bis zum 1/2jährigen Lachs von ca. 0,9 % (E. NIELSEN, schriftl. Mittlg.). Quantitative Monitoringdaten liegen aus den Jahren 2016, 2020 und 2022 vor. Diese legen einen exponentiellen Anstieg der (halbjährigen) Wildlachsbestände nahe (abgestimmt mit E. NIELSEN) (Abb. A11 in Anhang II). Dieser Anstieg wird im Folgenden in den Abwandererzahlen (Besatz und Wild) eingerechnet und mit den Rückkehrerzahlen unterlegt. Es zeigt sich, dass der Bestandsanstieg an der Skjern Å (und mutmaßlich in anderen Gewässern) maßgeblich auf einen Anstieg der natürlichen Reproduktion zurückzuführen ist (Abb. 23) – obwohl ca. 50% der Smolts von Kormoranen gefressen werden (vgl. Tab. A1 in Anhang II).

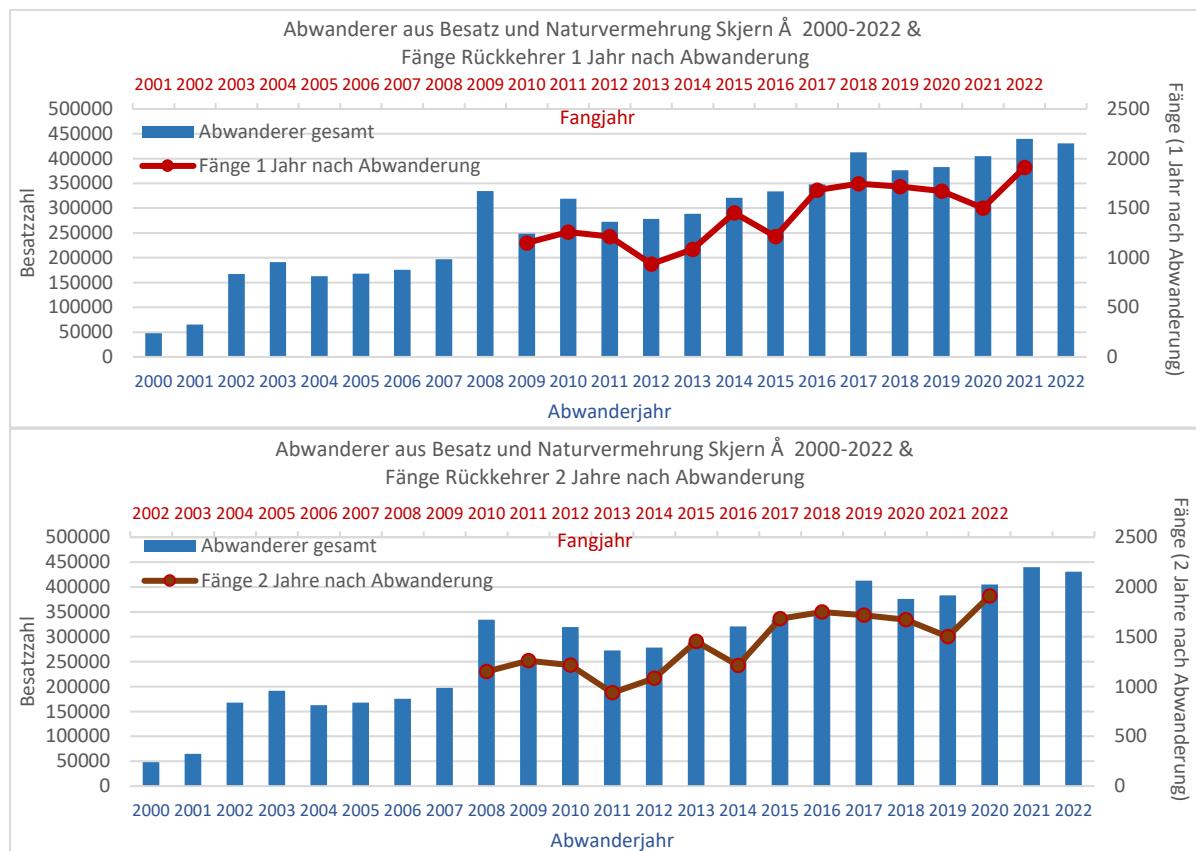


Abb. 23: Hochgerechnete Smoltzahl und Rückkehrerfänge 1 Jahr (oben) und 2 Jahre (unten) in der Skjern Å nach der Abwanderung

Fänge Nord-Ost-Atlantik

Jedes Jahr bewertet der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) den Zustand der Lachsbestände im Gebiet der Nordostatlantik-Kommission (NEAC) als Grundlage für die Beratung von Managern und die Erstellung von Fangempfehlungen für die Fernfischerei. Ein wichtiger Teil dieser Bewertung ist die Schätzung der Abundanz vor der Befischung (PFA – *Pre-Fishery Abundance*) aller NEAC-Bestände, definiert als die Anzahl der Fische, die am 1. Januar in ihrem ersten Winter im Meer leben. Dabei wird zwischen reifenden (potenziell 1SW) und nicht reifenden (potenziell MSW) Fischen unterschieden. Die PFA-Schätzungen für den Zeitraum seit 1971 stellen nach ICES die beste Interpretation dessen dar, was die Fang- und Aufwandsdaten über die Veränderungen des Zustands der gesamten nationalen Lachsbestände in diesem Zeitraum aussagen. Die Lachsfänge im Nord-Ost-Atlantik waren nach ICES im Zeitraum 2006 bis 2020 stark rückläufig (Abb. 24). Auch die Fangmengen in der Küsten-, Ästuar- und Binnenfischerei für das NAC-Gebiet (2009-2020) weisen einen negativen Verlauf auf. In UK (England, Wales, Schottland, Nord-Irland), Republik Irland sowie Norwegen und Schweden werden ebenfalls Rückgänge verzeichnet (Abb. 25).

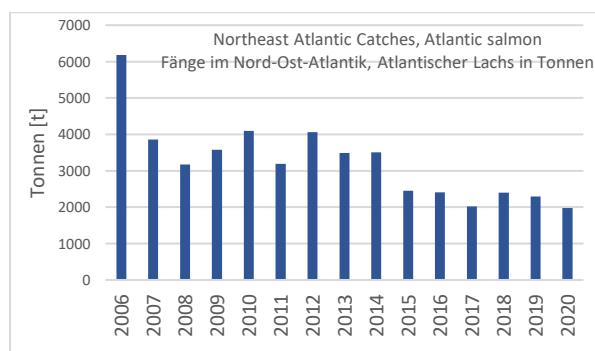


Abb. 24: Lachs-Fänge im Nord-Ost-Atlantik (ICES-Daten 2006 – 2020)

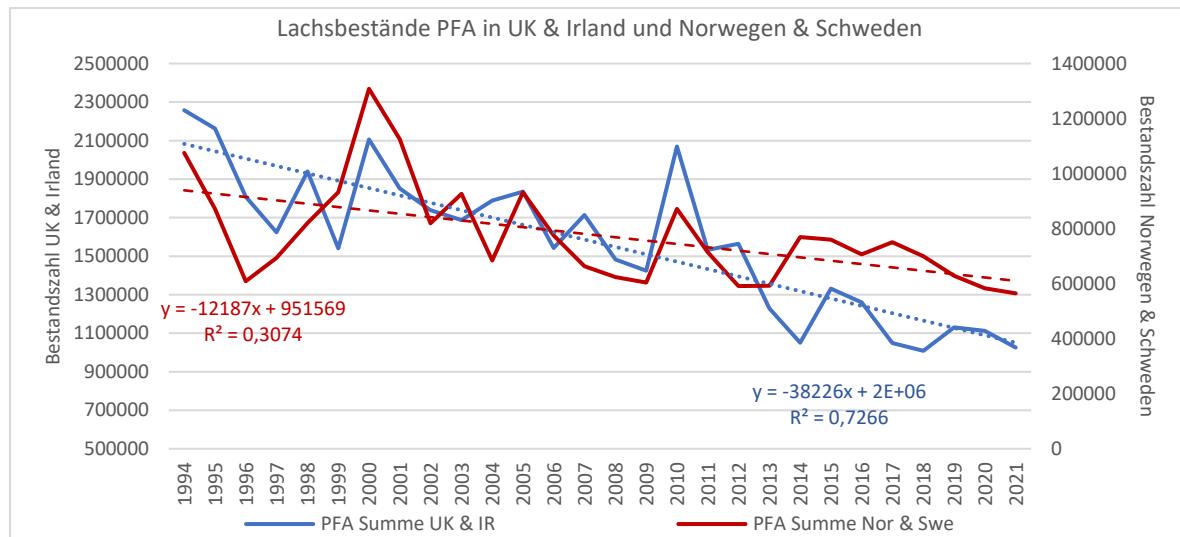


Abb. 25: Geschätzte Abundanz vor der Befischung (PFA – Pre-Fishery Abundance) in UK (England, Wales, Schottland, Nord-Irland) & Republik Irland (y-Achse links) sowie Norwegen & Schweden (y-Achse rechts)

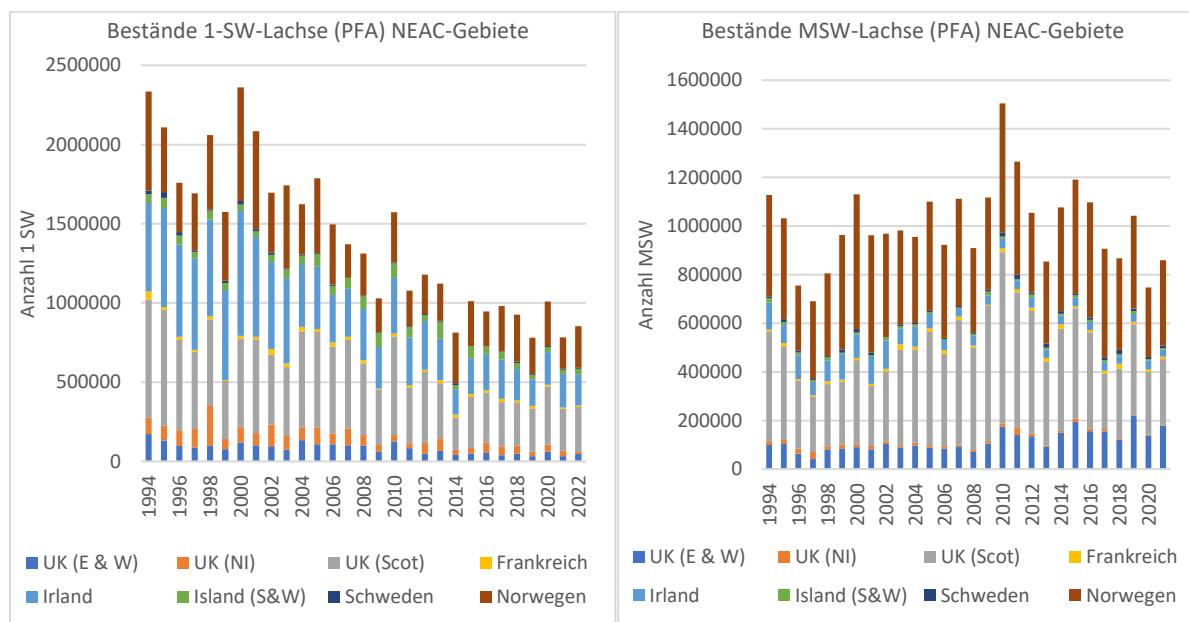


Abb. 26: Geschätzte Abundanz vor der Befischung (PFA – Pre-Fishery Abundance) der heranreifenden 1SW-Lachse (potenzielle 1SW-Rückkehr) (links) und nicht-heranreifenden 1SW-Lachse (potenzielle MSW-Rückkehr) (rechts) nach Jahr für NEAC-Länder (Quelle: ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, 2023)

Der allgemein verzeichnete Bestandsrückgang manifestiert sich vorrangig bei den 1-SW-Lachsen, während die MSW-Lachse leicht zugenommen haben (Abb. 26).

Trend England & Wales

In England & Wales ist der Trend der Anglerfänge mit Entnahme deutlich rückläufig, demgegenüber stieg der Anteil zurückgesetzter Lachse (*released salmon*) stark an. Die Netzfänge wurden ab 2020 eingestellt (Fänge wurden zurückgesetzt). Ein repräsentatives Bild geben daher vor allem die Angelfänge (Abb. 27, links) (ENVIRONMENT AGENCY, 2021). Hier zeigt sich ein zwischenzeitliches Peak im Zeitraum 2004 bis 2011, gefolgt von einem deutlichen Rückgang bis 2021. Der Anteil MSW-Lachse steigt seit 1992 an.

Die geschätzte PFA von Lachsen aus England und Wales ist von den frühen 1970er Jahren bis heute um etwa 46 % zurückgegangen (Abb. 27, rechts). Über weite Teile des Zeitraums war der Rückgang

bei der nicht reifenden (d. h. potenziellen MSW) Komponente der PFA tendenziell etwas stärker als bei der reifenden 1-SW (d. h. potenziellen Grilse) Komponente. In den letzten elf Jahren ist jedoch ein deutlicher Rückgang der PFA für 1-SW-Lachse zu verzeichnen, und der Rückgang der PFA zwischen dem Beginn und dem Ende der Zeitreihe ist nun für 1-SW-Fische (64 %) steiler als für MSW-Lachse (39 %). Es sei darauf hingewiesen, dass sich hinter diesen Trends widersprüchliche Veränderungen in den einzelnen Flussbeständen verbergen. In vielen Flüssen kam es zu stärkeren Rückgängen, die jedoch durch die erheblichen Verbesserungen und die Erholung in anderen Flüssen (z. B. im Tyne) über die gesamte Zeitspanne von 50 Jahren hinweg überdeckt werden. Die Ergebnisse deuten auch darauf hin, dass um 1990 ein deutlicher Rückgang der PFA zu verzeichnen war, was mit der allgemeinen Wahrnehmung eines Rückgangs der Überlebensrate im Meer für viele Bestände im Nordatlantik um diese Zeit übereinstimmt.

Die geschätzte Zahl der Lachse, die nach England und Wales zurückkehren (d. h. vor der Nutzung in der Binnenfischerei), stammt ebenfalls aus der nationalen Bewertung des ICES und basiert auf den Fängen der Binnenfischerei, die um die durch die Nutzungsrationen bedingte Untererfassung korrigiert wurden. Diese Schätzungen zeigen einen ähnlichen Abwärtstrend wie die PFA (Abb. 27, rechts), wenngleich der Rückgang aufgrund des Rückgangs der Nettonutzung in der Fernfischerei weniger deutlich ausfällt. Es wird geschätzt, dass die Zahl der zurückkehrenden Fische zwischen den frühen 1970er Jahren und heute um etwa 39 % zurückgegangen ist. Wie bei den PFA ist der Rückgang der zurückkehrenden MSW-Fische über weite Strecken des Zeitraums steiler als der der 1SW-Rückkehrer. In den letzten elf Jahren wurde jedoch ein höherer Prozentsatz an MSW-Fischen beobachtet, und der prozentuale Rückgang der zurückkehrenden Fische zwischen dem Beginn und dem Ende der Zeitreihe ist jetzt bei 1SW-Fischen (64 %) wesentlich größer als bei MSW-Fischen (17 %).

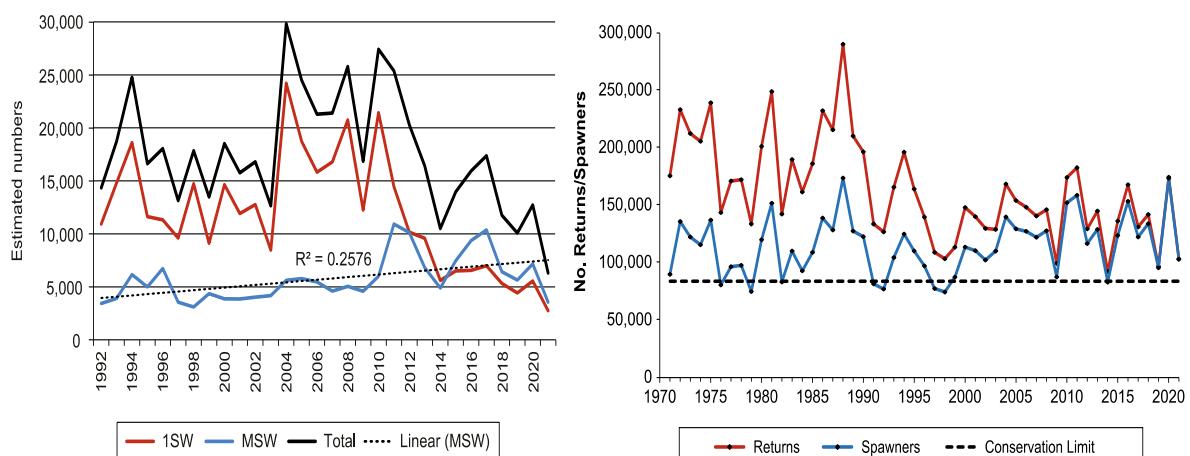


Abb. 27: links: Geschätzte Gesamtzahl (berichtigt um unzureichende Meldungen) von 1SW, MSW und allen Lachsfängen in der Rutenfischerei in England und Wales (einschließlich gefangener und wieder freigelassener Fische), Zeitraum 1992-2021; rechts: Geschätzte Gesamtzahl der zurückkehrenden und laichenden Lachse im UK (England & Wales), 1971-2021, abgeleitet aus dem ICES-NEAC PFA-Modell, 2022, zusammen mit der nationalen Erhaltungsgrenze (abgeleitet aus der Summe der flusspezifischen *conservation limits*).

4. Hypothesen

Die Datenanalyse hat zunächst die Rückkehrernachweise (ab 2005) und die besetzten Smoltäquivalente zur Grundlage. Unter stabilen Rahmenbedingungen wäre eine enge positive Korrelation zwischen Smoltäquivalenten und Rückkehrern zu erwarten; die Rückkehrerzahl wäre dann direkt abhängig von der Anzahl der in den relevanten Vorjahren besetzten Lachse. Während für den Rhein ein schwach positiver Zusammenhang im Zeitraum 2005 bis 2015 erkennbar ist (nicht signifikant, n.s.), entkoppelt sich nach einem Peak im Jahr 2015 der Verlauf ab 2016 (Abb. 28). Entsprechend wird erwartet, dass sich ab 2016 ein oder mehrere Stressoren zunehmend auswirken und so die Rückkehrerrate negativ beeinflussen. Aus der Analyse der vorliegenden Daten zu potenziellen Stressoren (biotische und abiotische Faktoren; Tab. 3) sowie der Literaturrecherche zu Bestandsentwicklungen in anderen Flusssystemen und der dort identifizierten Stressoren ergeben sich folgende Wirkungen bzw. Wirkungskombinationen auf die Lebensstadien des Lachses und ggf. anderer anadromer Arten:

a) Abfluss im Frühjahr

Der Abfluss im Migrationszeitraum steht in enger Korrelation mit der jährlichen Variation von Smoltnachweisen im Deltarhein (JURJENS, 2006; Daten bis 2005). Im Delta wurden in den abflussreichen Jahren 1999 und 2001 besonders hohe Dichten, in den abflussarmen Jahren 1998, 2003 und 2004 dagegen geringere Dichten an Lachs- und Meerforellensmolts festgestellt. Die Ergebnisse sind hinsichtlich Muster und Individuenzahlen für Lachs und Meerforelle konsistent, was einen vom Umfang des Lachsbesatzes unabhängigen Einfluss der Abflüsse indiziert (SCHNEIDER, 2009). Im Rahmen der Abwanderung wird ein zunehmender Prädationsdruck durch Kormorane und piscivore Fische wirksam. Deren Prädationserfolg wird maßgeblich durch den Faktor Abfluss bestimmt. Bei höheren Abflüssen

- erhöht sich die Wandergeschwindigkeit (geringere Expositionsdauer der Smolts),
- es erhöhen sich die benetzte Breite und das Wasservolumen im Wanderkorridor (geringere Prädatorenendichte pro Fläche und Volumen) - siehe auch e),
- es erhöht sich (in der Regel) die Wassertrübung, damit nimmt für visuell jagende Prädatoren die Wahrnehmbarkeit der Smolts ab.

Für die Überlebensrate der Smolts förderlich ist ein höherer Abfluss auch hinsichtlich

- der Orientierung in Rückstaubereichen,
- bei der Umgehung von Wasserkraftturbinen,
- bei der Auffindung des Auslasses/der Auslässe im Haringvliet

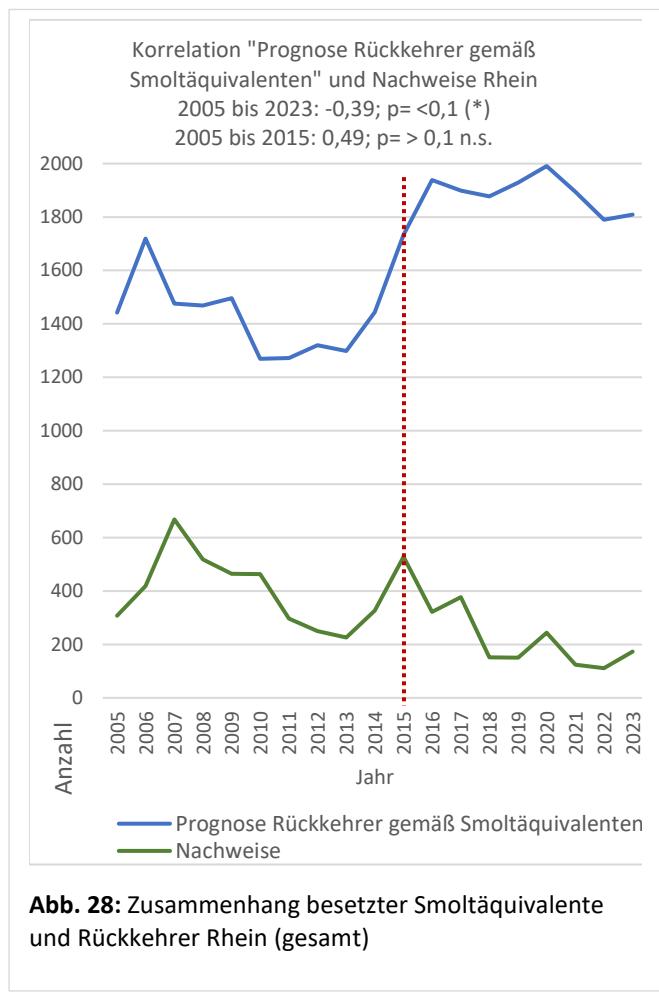


Abb. 28: Zusammenhang besetzter Smoltäquivalente und Rückkehrer Rhein (gesamt)

=>

Es wird erwartet, dass die Lachs-Rückkehrerzahl jeweils in den drei Folgejahren (1-Seewinter-Lachse; 2 SW; 3 SW) mit der Abflussmenge im Wanderkorridor im Frühjahr der Smoltabwanderung positiv korreliert.

b) Prädation in Aufwuchsgewässern und Wanderkorridoren

In den Aufwuchsgewässern und Wanderkorridoren ist ein wachsender Prädationsdruck durch die positiven Bestandsentwicklungen der Arten Kormoran (allgemein) und Gänsesäger (Schwerpunkt Hochrheingebiet) zu verzeichnen. Dies betrifft vorrangig den Beginn der Smoltifikation und die zunehmende Aggregation der Smolts zu Gruppen/Schwärmen im Rahmen der Abwanderung.

=>

Es wird erwartet, dass die Lachs-Rückkehrerzahl mit der Bestandsentwicklung von Kormoran und Gänsesäger (CH) negativ korreliert. Für den Wels wird kein Zusammenhang/ein schwacher negativer Zusammenhang erwartet - siehe jedoch e)

c) Migration im Ästuar und Übergangsbereichen zum Meer

Sowohl bei der Auswanderung aus dem Rhein (Smolts) als auch bei der Rückkehr (Adulte) sind Wanderfische im Ästuar und Übergangsbereichen zum Meer einer hohen Prädation ausgesetzt. Neben piscivoren Fischen (Wolfsbarsch bei Smolts, Makrele, Thunfisch u.a. bei Smolts und Rückkehrern) kommen hierfür insbesondere die marinen Säugetiere Seehund, Kegelrobbe (beide als Prädatoren von Smolts und Rückkehrern) und Schweinswal (Smolts, ggf. Grilse) in Betracht. Alle drei Arten haben in den vergangenen 10-20 Jahren erhebliche Bestandszuwächse erfahren. Seehunde und Kegelrobben siedeln und jagen mittlerweile vermehrt vor dem Haringvliet und vor dem Hafen Rotterdam, wobei Kegelrobben auch als Prädatoren von Schweinswalen und Seehunden dokumentiert wurden.

=>

Es wird erwartet, dass die Lachs-Rückkehrerzahl mit der Bestandsentwicklung von Kegelrobbe, Seehund und (abgeschwächt) Schweinswal negativ korreliert.

d) Marine Phase

Die Lachsbestände in europäischen wie auch amerikanischen Gewässern weisen – mit Ausnahme der west-dänischen Populationen – mehr oder weniger starke Bestandsrückgänge auf, die mit verschiedenen, teils noch nicht identifizierten Stressoren im Meer in Verbindung gebracht werden. Die Mehrzahl der Literatur nennt den Klimawandel und daran angelehnte Faktoren (u.a. Strömungsänderungen, Veränderungen der Nahrungsverfügbarkeit, Temperaturerhöhung) als einen Haupttreiber der marinen Mortalität. Viele Bestände in Nord-Europa sind zudem parasitären Lachsläusen ausgesetzt, die im Umkreis von Lachsfarmen Smolts und Postsmolts befallen und diese schwächen (COSTELLO, 2009). Dies führt häufig zu einer erhöhten marinen Mortalität und einer geringeren Kondition der überlebenden Rückkehrer. Örtlich werden Kormoranfrassdruck, hohe Seehund- und Kegelrobbenbestände, steigende Tümmeler- und Orcazahlen, Schiffsverkehr und andere Faktoren beschrieben.

=>

Es ist bei der Interpretation der vorliegenden Analysen zu berücksichtigen, dass die marine Mortalität in der jüngeren Vergangenheit insgesamt zugenommen hat. Da die Faktoren und Wirkungsmechanismen noch nicht ausreichend verstanden sind und starke lokale und einzugengebieteabhängige Faktoren wirken (vgl. Kap. 10), wurde die marine Mortalität nur deskriptiv dargestellt.

e) Rückwanderung/Aufstieg im Rhein

Für die Aufwanderer im Rhein und in großen Nebenflüssen wurden zwei Mortalitätsfaktoren identifiziert, die in der Vergangenheit erheblich zugenommen haben; ein dritter (weitgehend stabiler) Faktor rückt erst langsam in den Fokus:

1. Der Bestand des Welses hat im Rhein und u.a. in den Nebenflüssen Mosel, Main und Sieg (Unterlauf) starke Bestandszuwächse erfahren. Internationale Studien belegen die Fähigkeit des Welses zu nahrungsopportunistischen Verhaltensänderungen (Besiedlung von Fischaufstiegsanlagen; räumlich-zeitliche Abstimmung auf Migrationszeiten und -korridore) und bezeichnen einen erheblichen Prädationsdruck auf adulte Lachse, Maifische und Meerneunaugen. Ausweislich dokumentierter charakteristischer Verletzungsmuster besteht dieses Problem zunehmend auch im Rhein. Es ist anzunehmen, dass sich dieser Stressor bei geringen Abflüssen verschärft – vgl. b). Bei der Interpretation der Nachweiszahlen – hier liegen nur Daten aus den Kontrollstationen Iffezheim (ab 2000, lückenhaft) und Gamsheim (ab 2006) vor – bleibt unklar, ob der dort verzeichnete Zuwachs auf den Rhein insgesamt übertragbar ist. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass nicht die Populationsgröße, sondern die Individuenzahl *größer Welse* (ab ca. 130 cm) sowie deren räumliche Verteilung und ggf. Verhaltensanpassungen (Jagdstrategien) entscheidend für die Höhe des Prädationsdrucks auf adulte Lachse sind. Hierzu liegen nur lückenhafte Daten vor, die nur eine sehr eingeschränkte statistische Auswertung erlauben.
2. Der Schiffsverkehr im Rhein unterlag in den letzten Jahrzehnten einem Wandel hin zu wesentlich größeren Binnenschiffen (meist mit Mehrfachantrieb), die ein erhöhtes Kollisionsrisiko darstellen. Ausweislich diverser Tottfunde adulter Lachse (und anderer großwüchsiger Arten inkl. Stör) aus verschiedenen Rheinabschnitten (vermutlich im Schwerpunkt in der Waal), jeweils mit charakteristischen Schiffspropellerverletzungen, ist dieser Stressor wahrscheinlich zunehmend. Die Zunahme erklärt sich aus der wachsenden Zahl großer Binnenschiffe und aus dem im Trend abnehmenden Abfluss des Rheins, wodurch sich die Kollisionswahrscheinlichkeit aufgrund geringerer Wassertiefe und geringeren Wasservolumens (bis zur Beschränkung des Abflusses auf die Fahrrinne) insgesamt erhöht hat. Verschärfend könnten sich hohe Wassertemperaturen auswirken, insbesondere die Erwärmung der Buhnenfelder und Ufer bei hoher Sonneneinstrahlung auf Steinschüttungen.
3. Ebenfalls aufgrund charakteristischer Verletzungsmuster (bei Großsalmoniden) ist der Faktor „Turbinenbedingte Mortalität im Unterwasser“ („*Tailrace Mortality*“) in den Blickpunkt gerückt. Ursächlich ist das Einschwimmen aufsteigender schwimmstarker Individuen in Turbinenkanäle. Dieser Stressor dürfte sich bei niedrigen Abflüssen je nach Standort verstärken, hat aber vermutlich im betrachteten Zeitraum nicht signifikant zugenommen. Die Datenlage ist unzureichend.

=>

Es wird erwartet, dass die Lachs-Rückkehrerzahl (sowie Maifisch, Meerneunauge) mit der Bestandsentwicklung großer Welse und der Zunahme großer Binnenschiffe jeweils negativ korreliert. Der Faktor „*Tailrace Mortality*“ wird mangels Daten nur deskriptiv behandelt.

f) Abfluss und Migrationsverhalten

Geringe Abflüsse im Rhein können bei Wanderfischen im verzweigten Delta zu Einschränkungen der Orientierung führen. Die Wandermotivation von Großsalmoniden ist bei Abflusserhöhungen im Allgemeinen stärker ausgeprägt als bei Niedrigwasserphasen; letztere führen je nach Laichreife zu

längerer Migrationsunterbrechungen und ggf. zum Abbruch der Migration und/oder Notablaichungen abseits der Heimatgewässer. Mit sehr niedrigen Abflüssen im Sommer gehen oft auch Wassertemperaturerhöhungen einher, die bei $\geq 25^{\circ}\text{C}$ ebenfalls zu Migrationsunterbrechungen und Stress (ggf. erhöhter Mortalität) führen. Entsprechende Extreme sind bisher allerdings nur sporadisch verzeichnet worden.

=>

Bei geringen Abflüssen im Rhein sind Orientierungseinschränkungen im Delta (insbesondere im Staubereich Haringvliet) und negative Auswirkungen auf die Wandermotivation von Großsalmoniden zu erwarten. In der Interpretation der Analysen sind erhöhte Wassertemperaturen bei Niedrigwassersituationen (vorrangig im Sommer) zu berücksichtigen.

Tab. 3: Erwartete Stressoren auf die Lebensstadien der Lachsbestände im Rhein (inkl. Küste/Ästuar)

Stressor	Parr/Aufwuchsphase	Smolts	Postsmolts	Rückkehrer
Gänsesäger	X	X		
Kormoran	X	X		
Rapfen, Zander, Hecht	X	X		
Wolfsbarsch u.a. marine piscivore Fische			X	
Wels		X		X
Seehund		X	X	
Kegelrobbe		X	X	X
Schweinswal			X	
Schiffsverkehr				X
Wasserkraftanlagen		X		X
Fischerei			X	X
Abfluss	X	X		X
Wassertemperatur	X	X	X	X

5. Ermittlung und Wirkung von Stressoren

5.1 Biotische Faktoren

5.1.1 Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinenses*) und Gänsesäger (*Mergus merganser*)

Relevanz für Lebensstadien: Aufwuchs und Abwanderung, AK 0+ bis AK 2+

Datenlage Rheinsystem: Der Einfluss des **Kormorans** (*Phalacrocorax carbo sinenses*) auf die Überlebensraten von Salmonidensmolts und Rückkehrer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunaug, Flussneunaug) ist im Rheinhauptstrom bisher nicht systematisch untersucht worden. Studien an der Aare, der unteren Sieg (WKA Unkelmühle, NRW) und am Speyerbach (LÖB, in Bearbeitung) sowie Daten aus dem Nieder- und Deltarhein weisen auf einen erheblichen Fraßdruck auf Lachssmolts hin (siehe unten).

Datenlage Lachs- und Meerforellengewässer international: Im Fluss Skjern Å liegt die Verlustrate durch Kormoranprädatation bei rund 50%; in anderen Flüssen wurden Verlustraten von 79% bei Lachssmolts bis 88% für Meerforellensmolts verzeichnet (JEPSEN *et al.*, 1998; 2018) (siehe Auflistung in Tab. A1 in Anhang II).

Bestandsentwicklungen in einzelnen Regionen

Kormoran und Gänsesäger Schweiz

Der Kormoranbestand in den Lachsbesatzgewässern der Schweiz ist Schwankungen unterworfen. Zunächst hatte er seit 2002 deutlich zugenommen. Nach einem zwischenzeitlichen Rückgang um die Jahre 2013 - 2015 ist ein Anstieg bis 2018 - 2019 zu verzeichnen. Der Gänseägerbestand hat in den Lachsbesatzgewässern der Schweiz seit 1994 mit geringen Schwankungen deutlich zugenommen und stagniert seit 2018 auf hohem Niveau (Abb. 29).

Telemetrische Untersuchungen an der Aare wiesen bei 27,5 km Fließstrecke einen prädationsbedingten Verlust von 0,8% pro Kilometer bei als AK 0+ besetzten Smolts auf (WILMSMEIER *et al.*, 2023). SCHMUTZ *et al.* (2023) weisen auf einen erheblichen Fraßdruck durch Kormoran und Gänseäger (sowie Fischotter) auf die alpinen Huchenbestände hin.

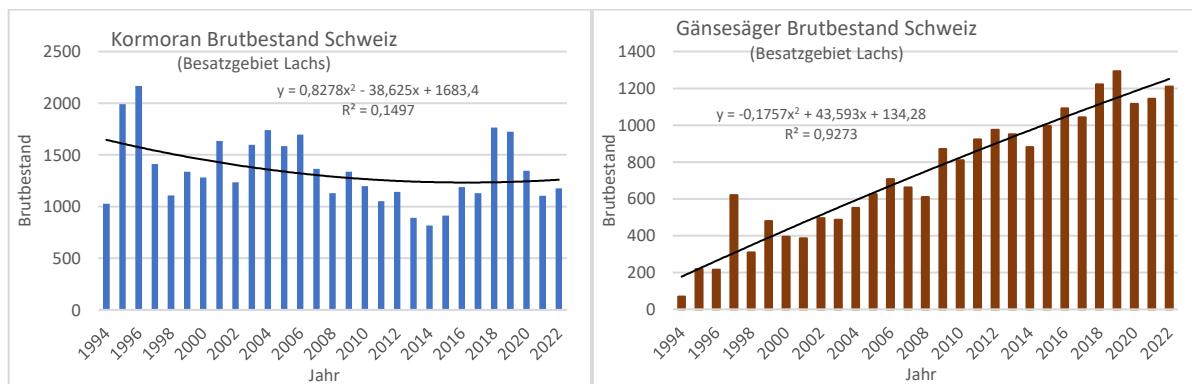


Abb. 29: Entwicklung des Kormoran- (links) und Gänseägerbestandes (rechts) in der Schweiz (Besatzgewässer)
Daten: Schweizerische Vogelwarte

Kormoran Oberrhein

Der Kormoranbestand hat im Oberrheingebiet seit 1994 mit geringen Schwankungen deutlich zugenommen und erreichte 2022 sein bisher höchstes Niveau (Abb. 30).

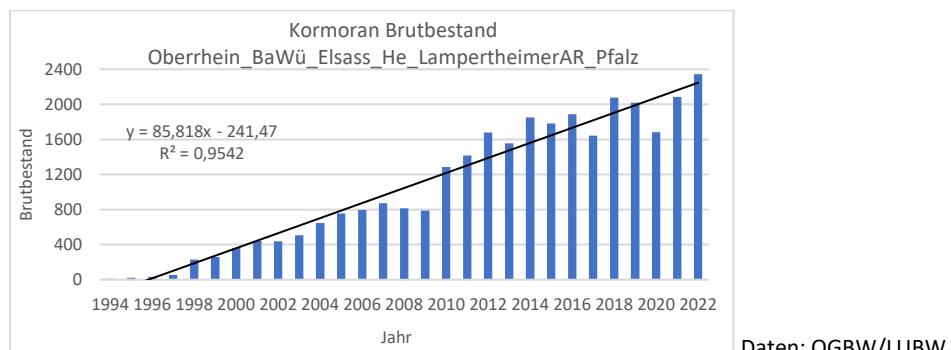


Abb. 30: Brutbestandsentwicklung des Kormorans am Oberrhein 1994 bis 2022

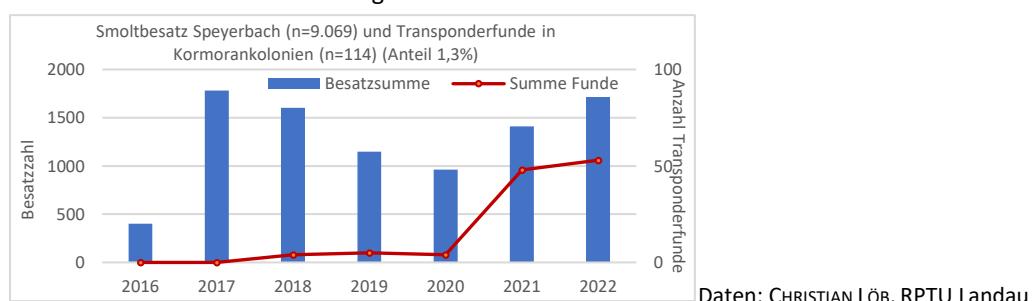


Abb. 31: Besenderte Besatzsmolts im Speyerbach und an Kormoranschlafplätzen geborgene Transponder

BLASEL (2004) wies einen erheblichen Prädationsdruck im Altrhein/Restrhein nach.

In den Jahren 2016 bis 2022 wurden im Speyerbachsystem (Oberrhein) insgesamt 9.069 mit Transpondern markierte Smolts (AK 1 und AK 2) ausgesetzt. 114 der Transponder wurden in der

Folge an drei Kormoranschlafplätzen wiedergefunden (Anteil 1,3%), wobei die Mehrzahl der Funde in 2021 und 2022 erfolgte (Daten: LÖB, Uni Landau, 2023) (Abb. 31). Nach LÖB konnte aufgrund eingeschränkter Zugänglichkeit nur ein kleiner Teil der Fläche abgesucht werden; im Rhein konnte aus methodischen Gründen gar keine Nachsuche erfolgen. Hochgerechnet auf die tatsächliche Fläche der Kolonien und die Aufenthaltsdauer an den Schlafplätzen sind über 25% der Smolts vor der Detektion an einer Antenne im Unterlauf aus dem Speyerbach durch Kormorane entnommen worden (LÖB, mündl. Mittlg.). Diese Ergebnisse stehen exemplarisch für eine Vielzahl an Beobachtungen, dass der Fraßdruck durch Kormorane auf Smolts (und Parrs) bereits in den oberen Aufwuchsgewässern beginnt (u.a. Nister, Ahr, Guldenbach, Saynbach). Gleches gilt für den Gänsehäher (A. PETERS, mündl. Mittlg. 2023).

Kormoran Mittelrhein

Im rheinland-pfälzischen Mittelrhein inkl. unterer Mosel hat sich der Kormoranbrutbestand bei einer annähernd kontinuierlichen Zunahme seit 1994 knapp verzehnfacht, die Zahl der Wintergäste variiert und hat seit 1994 moderat zugenommen (Abb. 32).

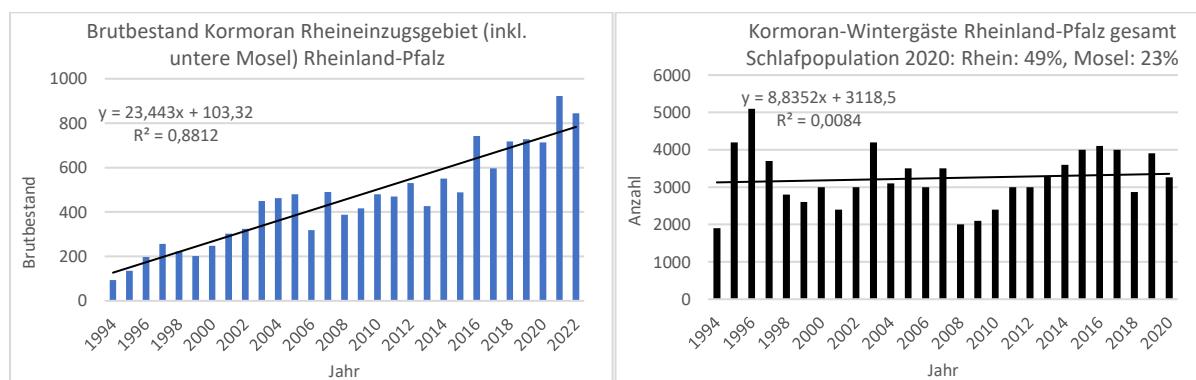


Abb. 32: Bestandsentwicklung des Kormorans im Rheingebiet in Rheinland-Pfalz (inkl. untere Mosel); links: Brutbestand 1994-2022; rechts: Wintergäste 1994-2020. In 2020 entfielen 49% der Wintergäste auf den Rhein, 23% auf die Mosel. (Daten: Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR))

Kormoran Niederrhein

Am Niederrhein inkl. unterer Sieg ist zwischen 1994 und 2021 ein Zuwachs im Brutbestand von rund 250% dokumentiert. Das Peak wurde im Jahr 2019 mit rund 570 Brutpaaren verzeichnet (Abb. 33). Daten, die im Rahmen von Abwanderuntersuchungen mit dem NEDAP Trail System ® erhoben wurden (bis einschließlich 2016), zeigen auch für den Niederrhein einen erheblichen Frassdruck auf Smolts (CAMARA, LANUV, schriftl. Mittlg. 2024): In einem Kooperationsprojekt zwischen LANUV (NRW) und dem niederländischen Umweltministerium (Rijkswaterstaat NL) wurden in zehn Untersuchungsjahren (2006-2011; 2013-2016) im deutschen Rheinsystem pro Jahr rund 130 Smolts mit NEDAP-Transpondern markiert und bis in die Nordsee überwacht (n=1305). Inklusive der Verluste aus technischen Ursachen ergaben sich für den gesamten Weg in die Nordsee für die Junglachse im Mittel Detektions-Verluste von rund 90%. Zwei Drittel der Verluste waren bereits oberhalb der niederländischen Grenze zu verzeichnen (Mittel, Station Xanten: 66%). Nachsuchen mittels mobiler NEDAP Antennen (stichprobenartig) in vier am Wanderkorridor gelegenen Kormoran-Kolonien zeigten, dass ein erheblicher Teil der beobachteten Detektions-Verluste prädationsbedingt war, wobei nicht eindeutig zu klären ist, ob die Smolts zunächst durch andere Fische und danach erst durch den Kormoran aufgenommen wurden, oder die Prädation direkt durch den Vogel erfolgte. Es ergeben sich allein für den Abschnitt bis Xanten im Mittel der Jahre 2014 bis 2016 Prädationsverluste in einer Größenordnung von 17 %, woraus abgeleitet werden kann, dass ein „erheblicher Teil von

abwandernden Lachsen, die im Smolt-Stadium in Sieg und Wupper besetzt werden, Opfer von Kormoran-Prädation wird“ (CAMARA, LANUV, schriftl. Mittlg. 2024).

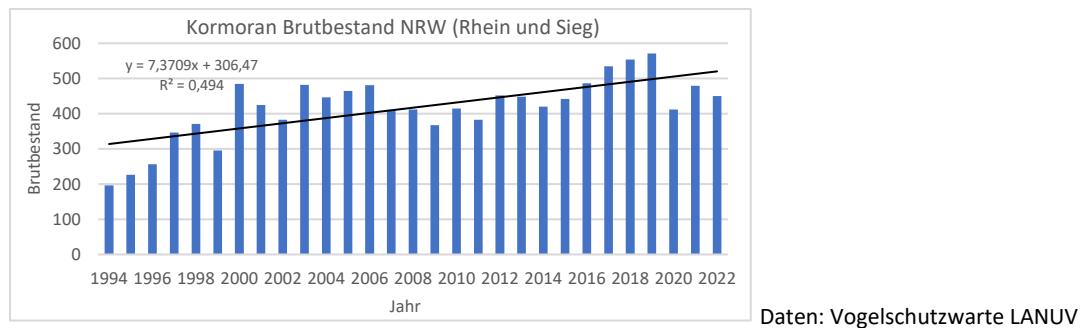


Abb. 33: Kormoranbrutbestand im Niederrhein inklusive unterer Sieg zwischen 1994 und 2021

Kormoran Delta inklusive Haringvliet

In den Niederlanden ist der Kormoranbrutbestand seit Anfang der 1990er Jahre auf hohem Niveau annähernd stabil. Die gemittelte Individuenzahl hat sich hingegen zwischen 1998 und 2018 verdoppelt. Im Bereich Haringvliet ist ein noch größerer Zuwachs zu verzeichnen. Hier stieg der Bestand futtersuchender/fressender Kormorane von rund 200 Individuen in 2008 auf knapp 900 Individuen in 2018 (+ 450%) bzw. rund 840 in 2021 (+ 420%) (Abb. 34). Die Präsenz hat ihren Schwerpunkt in den Monaten Juli bis September, also außerhalb der Hauptwanderzeit der Smolts.

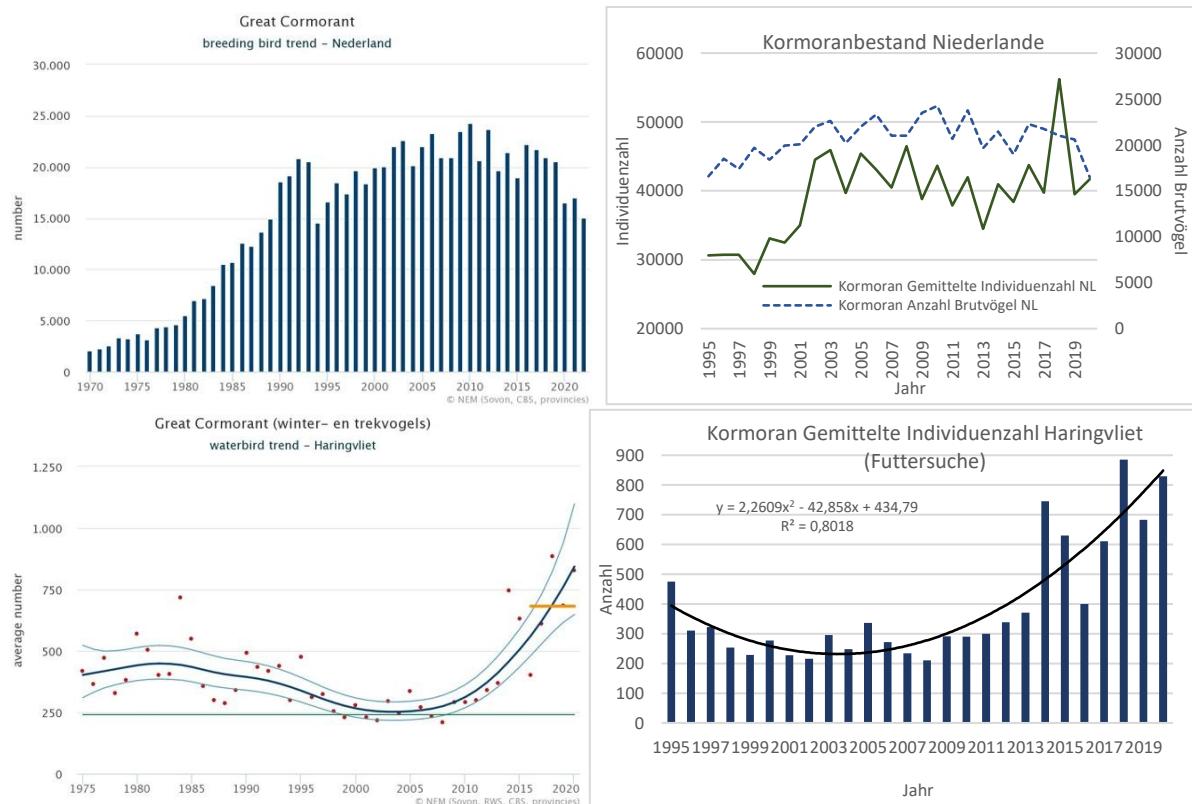


Abb. 34: Kormoranbestand in den Niederlanden (oben) und im Bereich Haringvliet (unten). Daten und Grafiken aus: <https://stats.sovon.nl/>.

Bewertung: Die teils erhebliche Zunahme des Kormorans im Rhein-Maas-System inklusive der Aufwuchsgewässer, die Erkenntnisse zum Jagd- und Fressverhalten sowie Studien an Nebenflüssen (Sieg, Nister, Speyerbach) weisen auf einen zunehmenden Fraßdruck auf abwandernde Lachse und Meerforellen und ab einer Beutefischgröße > 8-10 cm auch auf abwandernde Maifische (Niederrhein, Delta) sowie anadrome Neunaugen hin.

=> Impakt/Stressor: Zunahme

Zu Korrelationsberechnungen „Lachs-Rückkehrer und Bestandtrends Kormoran“ siehe Kap. 10.4.1.

5.1.2 Europäischer Wels (*Silurus glanis*)

Relevanz für Lebensstadien: Rückkehrer, teilweise Smolts

Datenlage Rheinsystem: Der Einfluss des Welses auf die Überlebensraten von Salmonidensmolts und Rückkehrer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge, Flussneunauge) ist im Rheinsystem bisher nicht systematisch untersucht worden. Nachweiszahlen existieren für die Fischaufstiege Iffezheim und Gamburgsheim. Die deutliche Zunahme des Welsbestands in den Niederlanden wurde von SPORTVISSERIJ NEDERLAND (VAN AALDEREN & BEELEN, 2011) und VAN RIJSSEL *et al.* (2021) dokumentiert. Diverse Fotobelege von verletzten Lachsrückkehrern mit Welsbissmarken liegen SCHNEIDER & SEUFERT (2022) vor (Anhang I & Abb. 41). CLAUS *et al.* (2021) dokumentierten Welsbisse in den Niederlanden. Welse tolerieren Brackwasser (FRIMODT 1995) und können damit auch mit der Öffnung (De Kier) das Haringvliet nahe des Sperrwerks besiedeln. Ihr Temperaturoptimum liegt bei 25-27°C.

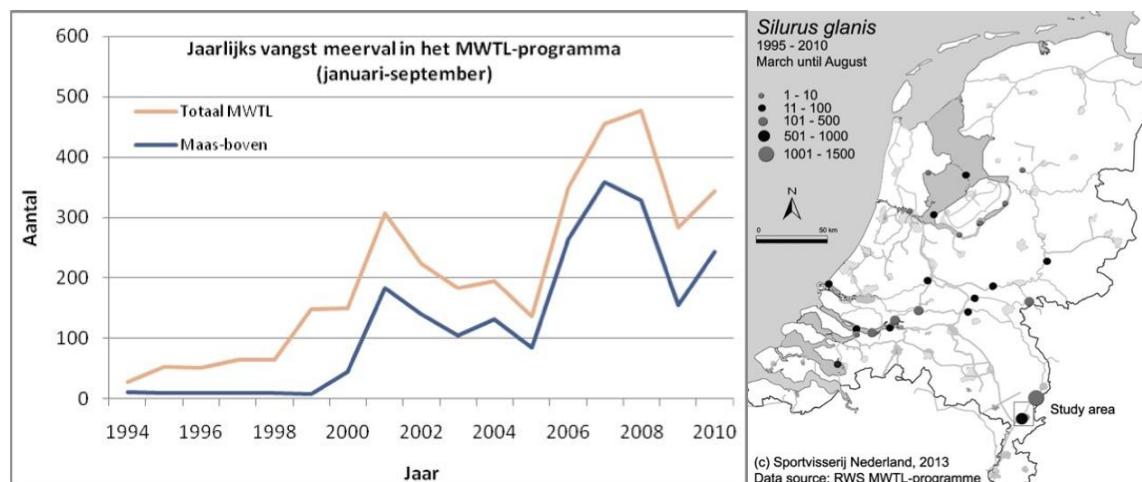


Abb. 35: Links: Jährliche Fänge von Welse in den Niederlanden (Daten des MWTL-Programms „Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands“ (Linien: gelb: gesamt; blau: Maas). Grafik aus VAN AALDEREN & BEELEN, 2011. Rechts: Die Verbreitungskarte der Welse in den Niederlanden, 1994-2010, repräsentiert Fänge der professionellen Reusenfischerei, die für das MWTL-Programm gesammelt wurden. Etwa 60 % der erfassten Exemplare wurden in einem gestauten, 12 km langen Abschnitt der Maas gefangen; Grafik aus BREVÉ *et al.*, 2014, geändert nach VAN AALDEREN & BEELEN (2011).

Im Rheinsystem hat der Wels nahezu überall stark zugenommen und es werden immer häufiger sehr große Individuen (> 180 cm bis 240 cm) dokumentiert: Seit 1999 ist die Anzahl der Welse in den Niederlanden im Rahmen der Überwachung jährlich gestiegen, wobei die Fänge zwischen 2007 und 2008 am höchsten waren. Auffällig ist auch, dass die meisten Welse in der Maas zwischen Maasbracht und Roermond gefangen werden (durchschnittlich 60 % der Fänge; VAN AALDEREN & BEELEN, 2011) (Abb. 35). Vor allem in der Maas, der IJssel und der Waal sind mittlerweile große Welse häufig. Die Welse sind nach BREVÉ *et al.* (2014) extrem standorttreu. Aus dem Oberrhein liegen Monitoringdaten aus den Kontrollstationen Iffezheim und Gamburgsheim vor, die ab 2014 ebenfalls eine deutliche Zunahme des Welses belegen (Peak in 2018) (Abb. 36 & 37).



Abb. 36: Wels im Fischpass der Kontrollstation Iffezheim im Frühjahr 2023. Die blauen Striche an der Sohle markieren 10 cm – Abstände (weitere Individuen siehe Anhang I) (Foto: St. THEOBALD).

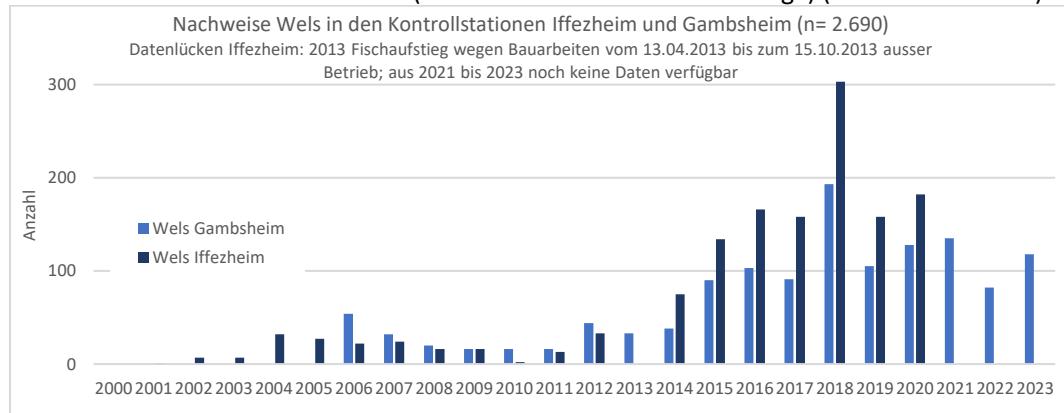


Abb. 37: Nachweise von Welsen in den Kontrollstationen Iffezheim (ab 2000) und Gamsheim (ab 2006). Datenlücken Iffezheim: 2013 Fischaufstieg wegen Bauarbeiten vom 13.04.2013 bis zum 15.10.2013 außer Betrieb; aus 2021 & 2022 noch keine Daten verfügbar.

Der Wels hat sich in den letzten Jahren offensichtlich auch in den Zuflüssen ausgebreitet und stellt somit auch in diversen Laichgewässern eine Bedrohung dar. So sind aus den letzten 10 Jahren Vorkommen großer Welse u.a. aus den Unterläufen von Sieg (NEMITZ, schriftl. Mittlg. 9.4.2024), Lahn und Nahe (BFS, eigene Daten), Kinzig (Baden-Württemberg) (RP Freiburg, schriftl. Mittlg. 5.4.2024) und III (COLL, ASR, schriftl. Mittlg. 9.4.2024) bekannt geworden. An der Kontrollstation Buisdorf (Sieg) werden aufsteigende Welse in einer Größenordnung von 30 bis 50 Registrierungen pro Jahr seit ca. 15 Jahren mit ansteigender Tendenz nachgewiesen (NEMITZ, schriftl. Mittlg., 6.4.2024). Auch in der III werden zunehmend Welse registriert (2022 und 2023 jeweils ca. 50 Indiv.; COLL, ASR, schriftl. Mittlg. 9.4.2024). In der Aare hat sich der Wels im kompletten Verlauf ausgebreitet, auch wenn er zu großen Teilen noch eine zahlenmäßig untergeordnete Rolle spielt; in 2012 wurde er in der Aare noch nicht nachgewiesen (HESSELSCHWERDT *et al.*, 2023).

Die Bestandszunahme des Welses dürfte (auch) auf die in den letzten drei Jahrzehnten angestiegenen Wassertemperaturen bzw. zeitlich ausgedehnteren Warmwasserphasen ($> 22^{\circ}\text{C}$) im Rhein(system) zurückzuführen sein (vgl. Abb. 38). Der Wels benötigt für die Reproduktion Wassertemperaturen über $20-22^{\circ}\text{C}$ und findet (mit dem Klimawandel) zunehmend bessere Bedingungen vor.

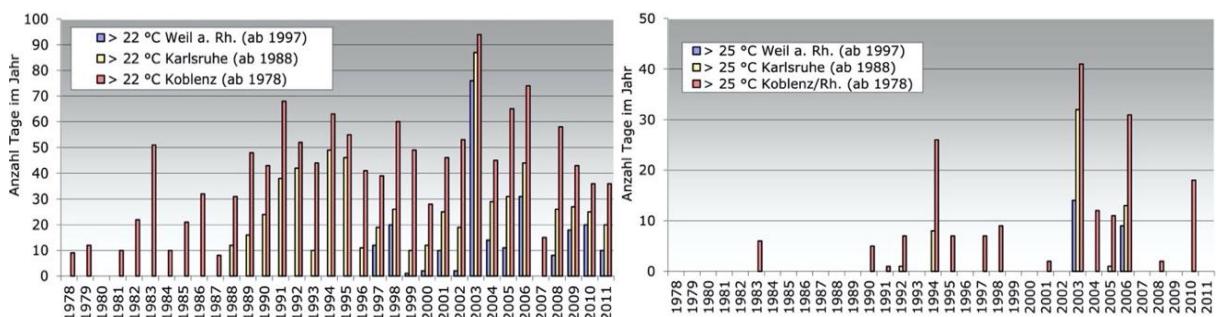


Abb. 38: Entwicklung der Rheinwassertemperatur (Überschreitungstage 22°C und 25°C) im Zeitraum 1978 bis 2011 (Grafiken aus IKSР, 2013, Bericht 209).

Datenlage Wanderfischgewässer international: BOULÉTREAU *et al.* 2018; 2020; 2021) führten an der Garonne (F) Studien zum Fraßdruck von (hier: allochthonen) Welsen auf Lachs, Maifisch und Meerneunaugen durch. Die Prädation von Welsen auf adulte Lachse wurde im Fischlift Golfech im Zeitraum 1993-2016 untersucht. Die Prädationsrate 2016 in diesem einen Fischpass allein betrug im Mittel 35% (14 von 39); von den 25 Lachsen, denen der Ausstieg gelang, wurden weitere 18 (72 %) beim Ausstieg von Europäischen Welsen (erfolglos) angegriffen (BOULÉTREAU *et al.*, 2018). Damit wurden insgesamt 82% der Lachsrückkehrer im Fischlift attackiert. Erhöhte Prädation findet aufgrund der eingeschränkten Auffindbarkeit des Lifts auch im Unterwasser statt. Die Autoren nennen den Wels als neuen Prädator für adulte Lachse. In einer Videoaufnahme wird ein Lachs von 80 cm Länge gezeigt, der von einem Wels von 160 cm Länge verschluckt wird (Abb. 39). Die Autoren halten es für sehr wahrscheinlich, dass die starke Prädation auf Lachse auf Verhaltensanpassungen von auf Großsalmoniden spezialisierten Welsen zurückzuführen ist.

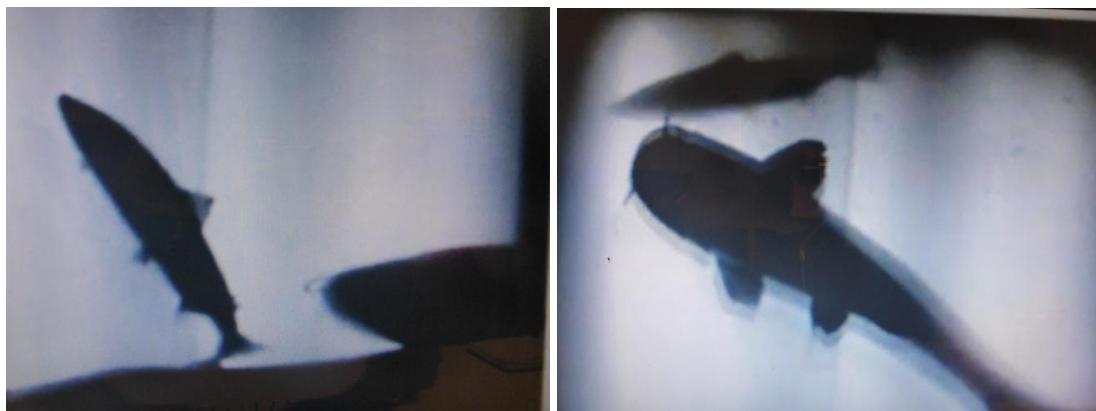


Abb. 39: Wels mit 160 cm Länge frisst adulten Zweiseewinter-Lachs mit 80 cm Länge. (Szene aus Videoaufzeichnung, BOULÉTREAU *et al.*, 2018).



Abb. 40: Welsattacken auf laichende Maifische (Szenen aus Videoaufzeichnung, BOULÉTREAU *et al.*, 2021)



Abb. 41: Welsbissmarke an Lachsrogner, 89 cm (Wisper, 2017).

Die These einer Verhaltensanpassung wird durch weitere Studien über das Prädationsverhalten von Welsen in Südfrankreich gestützt. So berichten BOULÉTREAU *et al.* (2021) von wiederholten Attacken

großer Welse auf laichende Maifische. Die Attacken erfolgten an der Wasseroberfläche und es waren mehrere Welse beteiligt (Abb. 40). Welse störten 12 % der aufgezeichneten 1024 nächtlichen Laichvorgänge, und dieser Anteil stieg auf 37 % der 129 Laichvorgänge, die über Aufnahmen mit der Kamera bei schwachem Licht geschätzt wurden. Analysen des Mageninhalts von 251 großen Welsen (Körperlänge > 128 cm), die im selben Flussabschnitt gefangen wurden, ergaben, dass Maifische 88,5 % der identifizierten Beutetiere in der Welsnahrung ausmachten. Die Autoren machen den Fraßdruck durch den Wels für einen erheblichen Bestandsrückgang des Maifischs in der Garonne mit verantwortlich. In einer weiteren Studie stellten BOULÉTREAU *et al.* (2020) fest, dass mindestens 80 % der von ihnen markierten Meerneunaugen (39 von 49) innerhalb eines Monats erbeutet wurden und dass 50 % der freigelassenen Neunaugen im Durchschnitt bereits 8 Tage nach der Markierung gefressen wurden. Diese sehr hohe Prädationsrate deutet darauf hin, dass der Europäische Wels eine zusätzliche ernsthafte Bedrohung für einheimische Meerneunaugenpopulationen darstellt.

Bewertung: Die erhebliche Zunahme des Welses im Rhein-Maas-System, die neueren Erkenntnisse zum Jagd- und Fressverhalten sowie die Funde von Lachsen mit Bissverletzungen im Rhein und Nebenflüssen (Sieg, Lahn), die eindeutig Wels-Attacken zugeordnet werden können, sowie die Besiedlung der FAA Iffezheim durch Welse, weisen auf einen zunehmenden Fraßdruck auf Lachse, Meerforellen, Maifische (Abwanderer und Rückkehrer) sowie anadrome Neunaugen hin.

=> Impakt/Stressor: starke Zunahme

Zu Korrelationsberechnungen „Lachs-Rückkehrer und Bestandtrend Wels“ siehe Kap. 10.4.3.

5.1.3 Seehund (*Phoca vitulina*) und Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*)

Relevanz für Lebensstadien: Smolts, Postsmolts, Rückkehrer

Datenlage Rheinsystem: Der Einfluss der Seehunde und Kegelrobben auf die Überlebensraten von Salmoniden-smolts und Rückkehrer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge, Flussneunauge) ist im Rheinsystem bisher nicht systematisch untersucht worden. In der Nordsee jagen Kegelrobben neben Fischen (inkl. Salmoniden) auch Seehunde und Schweinswale.

Datenlage Lachs- und Meerforellengewässer international: diverse Studien, siehe unten.

Seehunde und Kegelrobben als Prädatoren

In der Nordsee gilt die Kegelrobbe als größter (überwiegend piscivorer) Top-Prädator, wobei auch Prädation auf Seehunde und Schweinswale vorkommt. Seit einigen Jahren mehren sich Hinweise auf einen (wachsenden) Fraßdruck auf anadrome Arten durch die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) im Deltagebiet. Salmoniden können während der Abwanderung in den Küstengewässern eine wichtige Rolle in der Ernährung der Kegelrobben spielen (u.a. SUURONEN & LEHTONEN, 2012; Abb. 42). Nach CRONIN *et al.* (2014) sind kleinere Lachspopulationen am stärksten durch Prädation gefährdet - selbst ein geringes Maß an Prädation durch "spezialisierte" Robben kann unverhältnismäßig große Auswirkungen auf kleine Populationen haben.

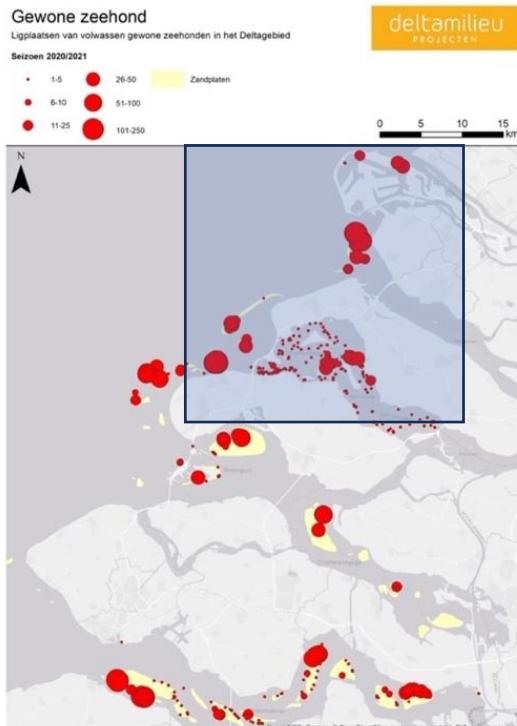


(Foto: ©Rob Harris, University of St. Andrews)

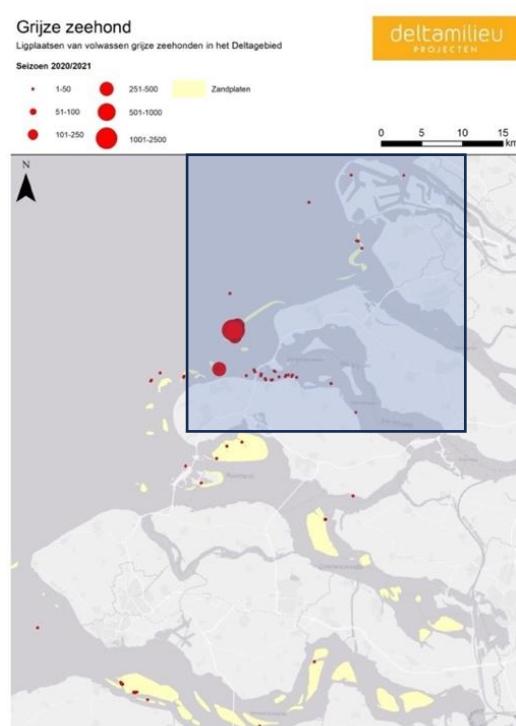
Abb. 42: Eine Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) frisst einen ausgewachsenen Lachs im Fluss Ness, Schottland

Bewegungsradien und Bestandsentwicklung Kegelrobbe und Seehund

Aus Angaben in verschiedenen Studien kann angenommen werden, dass für das Rhein-Maas-System insbesondere die Bestandszahlen beider Arten im niederländischen Delta relevant sind (Abb. 43). Seit den 1990er Jahren ist eine starke Zunahme sowohl der Seehunde als auch der Kegelrobben im Delta (insbesondere in der Nähe der Haringvliet-Schleusen) und im Wattenmeer zu verzeichnen (Abb. 44). Zusammengerechnet lag der Bestand an Seehunden (*Phoca vitulina*) und Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) im niederländischen Wattenmeer in 2022 bei rund 14.000 Individuen (Abb. 44 rechts). Während der Seehundbestand seit 2008 annähernd stabil ist, nimmt der Bestand der Kegelrobbe seit 2008 deutlich zu. Die Sandbänke im Küstenbereich um das Haringvliet bilden einen Besiedlungsschwerpunkt für beide Arten (MEISE, Common Wadden Sea Secretariat, schriftl. 5.6.23).



Figur 11. Ligplaatsen van volwassen gewone zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in het seizoen 2020/2021. Ein: HERE, Garmin, © OpenStreetMap contributers, and the GIS user community.



Figur 16. Ligplaatsen van volwassen grijze zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in seizoen 2020/2021. Ein: HERE, Garmin, © OpenStreetMap contributers, and the GIS user community.

Abb. 43: Regionale Verteilung der Vorkommen von Seehund (links) und Kegelrobbe (rechts) im Deltagebiet; blauer Kasten: Range Grevelingen, Haringvliet, Nieuwe Waterweg (aus: Hoekstein *et al.*, 2022)

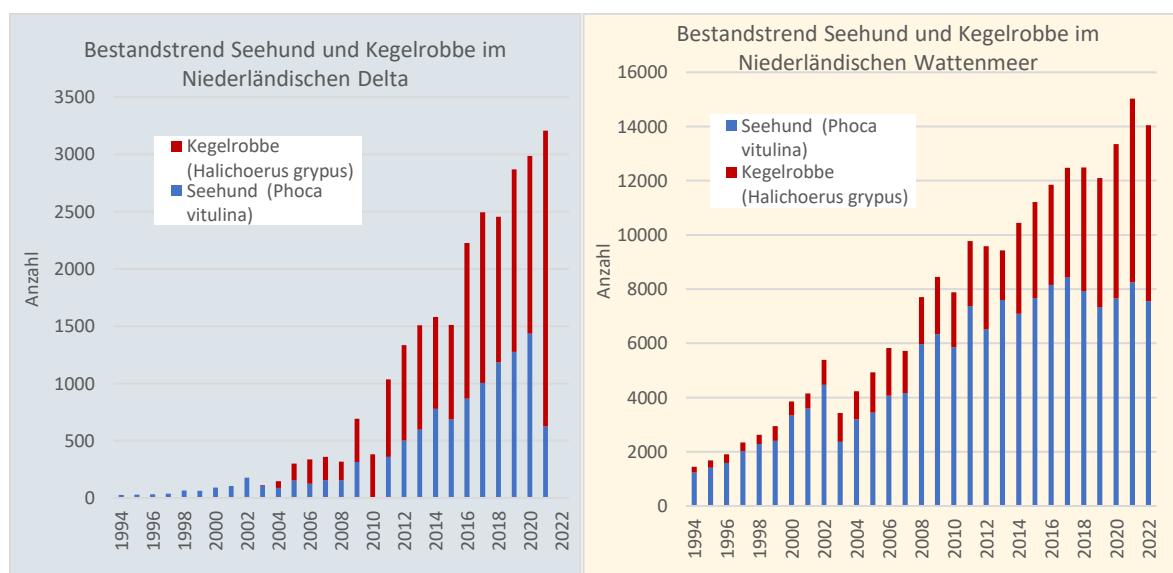


Abb. 44: Gesamtzahl der Seehunde und Kegelrobben zur Zeit des Fellwechsels (August bzw. März); links: im Delta (2022 keine Daten); rechts: im Wattenmeer (Daten: COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT, 2023)

Bewertung: Gemäß der Bestandsentwicklung und dem Jagd- und Fressverhalten von Seehund und insbesondere Kegelrobbe liegt ein ansteigender Fraßdruck auf Lachse, Meerforellen, Maifische (Abwanderer und Rückkehrer) und anadrome Neunaugen vorrangig rund um das Haringvliet nahe.

=> Impakt/Stressor: Zunahme

Zu Korrelationsberechnungen „Lachs-Rückkehrer u. Bestandtrends Seehunde/Kegelrobben“ siehe Kap. 10.4.2.

5.1.4 Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Relevanz für Lebensstadien: Postsmolts

Datenlage Rheinsystem: Der Einfluss von in der Nordsee jagenden Schweinswalen auf die Überlebensraten von Salmonidensmolts und Rückkehrer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge, Flussneunauge) ist für das Rheinsystem nicht systematisch untersucht. Der anhand von Zählungen (Sichtungen) dokumentierte Bestand der Schweinswale in der Nordsee (NL) ist erheblichen Schwankungen ausgesetzt; im Zeitraum 2000 bis 2018 ist ein leichter Aufwärtstrend zu verzeichnen (Anhang II, Abb. A13).

Bewertung: Die stark fluktuierende und letztlich nur moderat zunehmende Bestandsentwicklung des Schweinswals in der niederländischen Nordsee zwischen den Jahren 2000 bis 2023 lässt keinen zunehmenden Fraßdruck auf Lachse, Meerforellen, Maifische und anadrome Neunaugen erwarten.

=> Impakt/Stressor: kein zunehmender Einfluss

Zu Korrelationsberechnungen „Lachs-Rückkehrer und Bestandstrend Schweinswal“ siehe Kap. 10.4.4.

5.1.5. Sonstige Fische als Prädatoren

Relevanz für Lebensstadien: Smolts, Postsmolts

Im Rheinsystem inkl. Küste existieren außerhalb der Aufwuchsgewässer weitere Prädatoren, u.a. Wolfsbarsch, Zander, Hecht, Rapfen. Eine bedeutende Zunahme des Fraßdrucks (hier: Smolts) liegt vermutlich nicht vor. Eine Ausnahme bildet ggf. der Europäische Wolfsbarsch *Dicentrarchus labrax*, dessen Bestand zumindest im niederländischen Wattenmeer deutlich zugenommen hat. Die Art erreicht Größen von 50-70 cm (selten um 80 cm) und kommt als potenzieller Fressfeind für Smolts und Postsmolts sowie juvenile Maifische in Frage.

In Anhang II findet sich eine ausführlichere Abhandlung des Themas (auch Abb. A14 & A15).

Bewertung: Die gegenwärtigen Kenntnisse zur Bestandsentwicklung der Arten Zander, Hecht und Rapfen lassen einen zurückliegenden, jedoch insgesamt wahrscheinlich stabilen bis mäßig zunehmenden Fraßdruck auf Lachssmolts, Meerforellensmolts, Maifische und anadrome Neunaugen erwarten. Eine Ausnahme bildet wahrscheinlich der Wolfsbarsch, dessen Bestand im Delta deutlich zugenommen hat (relevant für Smolts, Postsmolts, juvenile Maifische).

=> Impakt/Stressor: wahrscheinlich stabil bis moderate Zunahme .

Korrelationsberechnungen können für die drei Arten mangels belastbarer Daten nicht angestrengt werden.

5.1.6 Pink Salmon (Buckellachs)

Der Pink Salmon oder Buckellachs (*Oncorhynchus gorbuscha*) ist in den nördlichen Teilen des Pazifiks beheimatet. Der Buckellachs ist aus dem nördlichen Russland bis in südnorwegische, schottische und irische sowie vereinzelt in dänische Lachsgewässer vorgedrungen (WHELAN & Mo, 2022). Eine nachhaltige Besiedlung des Rheins ist bisher nicht erfolgt; Einzelnachweise liegen aus dem Wuppersystem (Dhünn, 12.8.2019, VAKI-Videoaufzeichnung) und aus der Maas vor.

Bewertung: Ein zurückliegender Einfluss auf hiesige Lachspopulationen kann gesichert ausgeschlossen werden.

=> **Impakt/Stressor: bisher kein Einfluss**

Korrelationsberechnungen können mangels belastbarer Daten nicht angestrengt werden.

5.2 Abiotische Faktoren

5.2.1 Abfluss

Relevanz für Lebensstadien: Smolts, Rückkehrer

Delta-Rhein (Niederlande)

Der Abfluss des Rheins teilt sich im Deltagebiet auf drei Stromarme Waal, IJssel und Neder-Rijn auf, die je nach Gesamtabfluss unterschiedlich beschickt werden. Generell gilt: Wenn der Abfluss am Pegel Lobith (Oberer Rhein = Bovenrijn) niedrig ist, ist die Verteilung 80% Waal, 18% IJssel und 2% Neder-Rijn. Bei hohem Abfluss ist die Verteilung 65% Waal, 15% IJssel und 20% Neder-Rijn (Tab. 4). Die Wasseraufteilung wird über das Wehr bei Driel (Neder-Rijn) gelenkt. Der Abfluss über das Haringvliet und den Nieuwe Waterweg hängt (auch) vom Abfluss bei Lobith ab. Wenn der Abfluss unter 1100 m³/s liegt, ist der Haringvlietdamm geschlossen. Bei einem Abfluss von ca. 2.000 m³/s werden ca. 80% des Abflusses über den Nieuwe Waterweg und 20% über das Haringvliet verteilt. Bei einem Abfluss von ca. 4.000 m³/s oder mehr werden ca. 55-60% des Abflusses über das Haringvliet und 40% über den Nieuwe Waterweg verteilt. Das Steuern des Wassers geschieht mit Hilfe der Staustufe Driel und den Haringvlietschleusen, so dass rund 1500 m³/s über den wichtigsten Schifffahrtsweg, den Nieuwe Waterweg, in die Nordsee fließen (Abb. 45). In der Vergangenheit war das Haringvliet bei Abflüssen < 1.200 m³/s (Abfluss Lobith) verschlossen und wirkte als Barriere. Zwischen 1.200 und 1.700 m³/s bestand eine Öffnung von 20 m², die eine Einwanderung für schwimmstarke Arten potenziell ermöglicht. Über 1.700 m³/s wurden die Schleusen graduell weiter geöffnet (0,45 m² pro m³/s).



Tab. 4: Abflussverteilung des Rheinwassers in m³/s über die drei Rheinarme Waal, IJssel und Neder-Rijn (RIJKSWATERSTAAT, 2012).

Bovenrijn	Waal	%	Nederrijn/ Lek	%	IJssel	%
750	616	82,1%	30	4,0%	104	13,9%
1000	813	81,3%	30	3,0%	157	15,7%
1250	1006	80,5%	30	2,4%	214	17,1%
1500	1200	80,0%	30	2,0%	270	18,0%
1750	1370	78,3%	70	4,0%	310	17,7%
2000	1461	73,1%	232	11,6%	307	15,4%
2250	1587	70,5%	342	15,2%	321	14,3%
2500	1729	69,2%	425	17,0%	346	13,8%
3000	2049	68,3%	531	17,7%	420	14,0%
3500	2363	67,5%	644	18,4%	493	14,1%
4000	2683	67,1%	756	18,9%	561	14,0%
5000	3355	67,1%	940	18,8%	705	14,1%
6000	4032	67,2%	1122	18,7%	846	14,1%
7000	4690	67,0%	1316	18,8%	994	14,2%
8000	5328	66,6%	1528	19,1%	1144	14,3%
10000	6500	65,0%	2010	20,1%	1490	14,9%
13000	8307	63,9%	2717	20,9%	1976	15,2%
16000	10144	63,4%	3376	21,1%	2480	15,5%

Abb. 45: Durchschnittliche Anteile der verschiedenen Mündungsarme am Wasserabfluss von Rhein und Maas
Grafik: M. DÖRRBECKER (Chumwa) <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=46692314>

Im besonders abflussarmen Jahr 2003 war das Haringvliet im Hauptzeitraum der Migration Mai bis November nahezu 50% der Tage geschlossen, in 2004 waren es hingegen weniger als 5% der Tage. Allerdings wurden zwischen den beiden Jahren an den Kontrollstationen Iffezheim, Buisdorf/Sieg und Mosel/Koblenz weder für den Lachs noch für die Meerforelle signifikante Veränderungen in den Aufstiegszahlen verzeichnet (SCHNEIDER, 2009). Dennoch wird mit der sukzessiven Veränderung des Schließmodus hin zu einer weitgehend permanenten Öffnung insbesondere für den weniger streunenden Lachs eine zunehmende Verbesserung der Aufwandermöglichkeiten erwartet. Die stärker streunende Meerforelle findet nach telemetrischen Untersuchungen eher die alternative, permanent offene Migrationsroute über den Nieuwe Waterweg (Daten RIZA). Lachse wandern dagegen besonders häufig über das Haringvliet ein. Anschließend bildet die Waal und weniger der Lek die wichtigste Migrationsroute (VAN RIJSSEL *et al.*, 2024). Unter einem Abfluss von 1.800 m³/s kommt die Migration über den Lek zum Erliegen und die Salmoniden migrieren über die Verbindung Noord in die Waal (vgl. Abb. 46). Das Management der Wehre Hagestein, Amerongen und Driel (Lek und Niederrhein) und die daran angelehnten Migrationsmöglichkeiten veranschaulicht Tab. 5 (vgl. JURJENS, 2006). Nach VRIESE, ATKB (schriftl. Mittlg., 29.4.2024), war in allen Jahren, in denen Studien mit dem NEDAP-System durchgeführt wurden, die Zahl der markierten Lachse relativ gering. Ausgehend von der Gesamtzahl der markierten Salmoniden (Lachse und Meerforellen) ist die Verteilung von 2/3 über das Haringvliet und 1/3 über den Nieuwe Waterweg näherungsweise richtig. In den ersten Jahren (1996-2000) der Untersuchung war die Zahl der Einwanderer über den Nieuwe Waterweg allerdings höher. Das lag offenbar daran, dass die erste Messstation am Haringvliet weiter landeinwärts (in der Nähe der Stadt Hellevoetsluis) und nicht an den Haringvliet-Schleusen lag. Als die Detektionsstation schließlich an den Haringvliet-Schleusen aufgestellt wurde, stieg die Zahl der Detektionen (Fische, die in das Haringvliet gelangen) an (wahrscheinlich mehr vagabundierende Meerforellen). Es ist zu berücksichtigen, dass der Fang und die Markierung von Salmoniden immer im Voordelta (Stellendam nahe Haringvliet) und nicht am Nieuwe Waterweg erfolgt (zu tief, zu viel Schiffsverkehr, kaum möglich, Reusen zu verwenden). So ist 1/3 der Eintritte über den Nieuwe Waterweg ein Hinweis darauf, dass die Einwanderung über die Haringvliet-Schleusen mehr oder weniger problematisch war. Seit der Einführung des Kier-Managements (Öffnen der Schleusen bei Flut und Salzwasserzufluss in das Haringvliet seit 2019) ist die Passage der Haringvlietschleusen erheblich erleichtert. Etwa 65 % der Süßwasserfische, die ins Meer gespült werden, können über die Kier wieder ins Haringvliet gelangen. In den letzten Jahren ist die Zahl der markierten Lachse allerdings so niedrig gewesen wie nie zuvor, so dass derzeit keine genaue Einschätzung möglich ist.

Tab. 5: Management der Wehre in Abhängigkeit zum Abfluss und Konsequenz für die Migrationsmöglichkeit (Aufstieg) vor 2019 (aus JURJENS, 2006, verändert)

Anzahl Wehre geschlossen	Abfluss Lobith m ³ /s	Zeitraum (%)	Einschätzung der Migrationsmöglichkeit
0	> 3.500	10	gut
1	2.400-3.500	20	eingeschränkt
2	1.400-2.300	50	schlecht
3	< 1.400	20	sehr schlecht

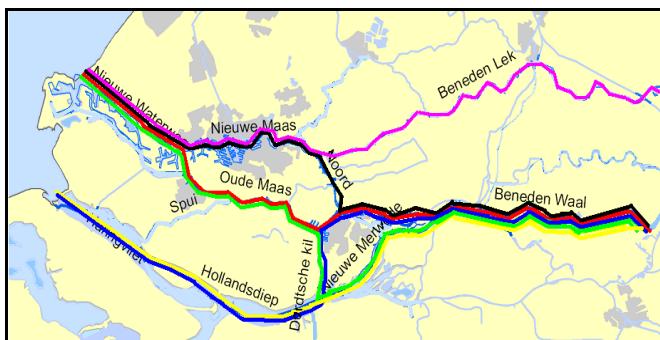


Abb. 46: Darstellung der wichtigsten Migrationsrouten im Deltarhein (aus JURJENS, 2006)

Besonders abflussarme Jahre am Rhein waren 2003, 2011, 2015, 2017 und 2020, wobei seit 1997 ein negativer Trend erkennbar ist (Abb. 47). Betroffen waren auch die meisten Aufwuchsgewässer. Die Durchgängigkeit von Mündungsbereichen und Flachstellen in Zuflüssen wurde örtlich durch geringe Abflüsse stark beeinträchtigt (z.B. Sieg, Ahr, Wisper); systematische Aufzeichnungen liegen nicht vor.

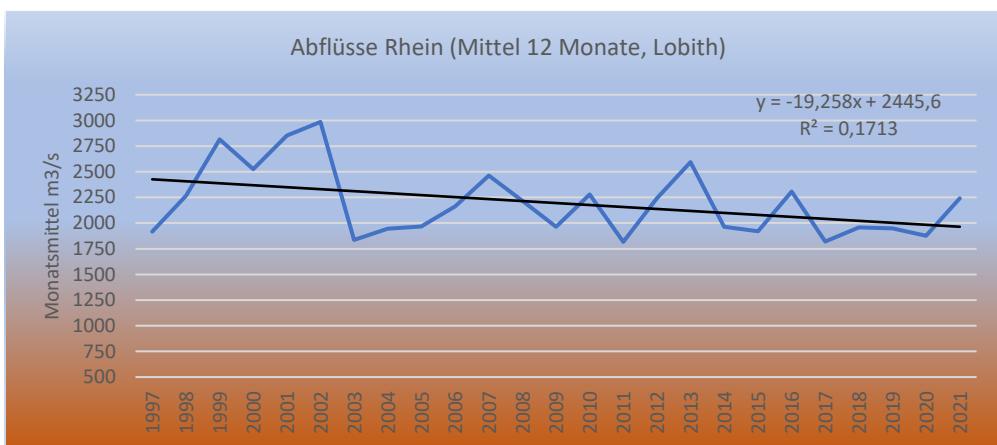


Abb. 47: Abflüsse Rhein (Lobith): Monatsmittelwerte. Abflussarme Jahre waren 2003, 2011, 2015, 2017 und 2020 (Tiefstwerte 2003, 2011 und 2017).

Bewertung: Der im Trend zunehmend geringere Abfluss im Rhein übt durch Verstärkung der Effekte von Prädation, Schiffsverkehr, Turbinenmortalität und Temperaturerhöhung sehr wahrscheinlich einen *zunehmenden* negativen Einfluss auf Lachse, Meerforellen, Maifische und anadrome Neunaugen aus. Ein positiver Effekt der teilweisen Öffnung der Haringvlietschleusen ist aus den vorliegenden Daten bisher nicht erkennbar. In Aufwuchsgewässern können Niedrigwässer zu erhöhten Mortalitäten bei Junglachsen, mangelhafter Passierbarkeit (Auf- und Abstieg) und eingeschränkten Laichmöglichkeiten geführt haben.

=> Impakt/Stressor: Zunahme

Zu Korrelationsberechnungen „Lachs-Rückkehrer und Abfluss“ siehe Kap. 10.1 & 10.2.

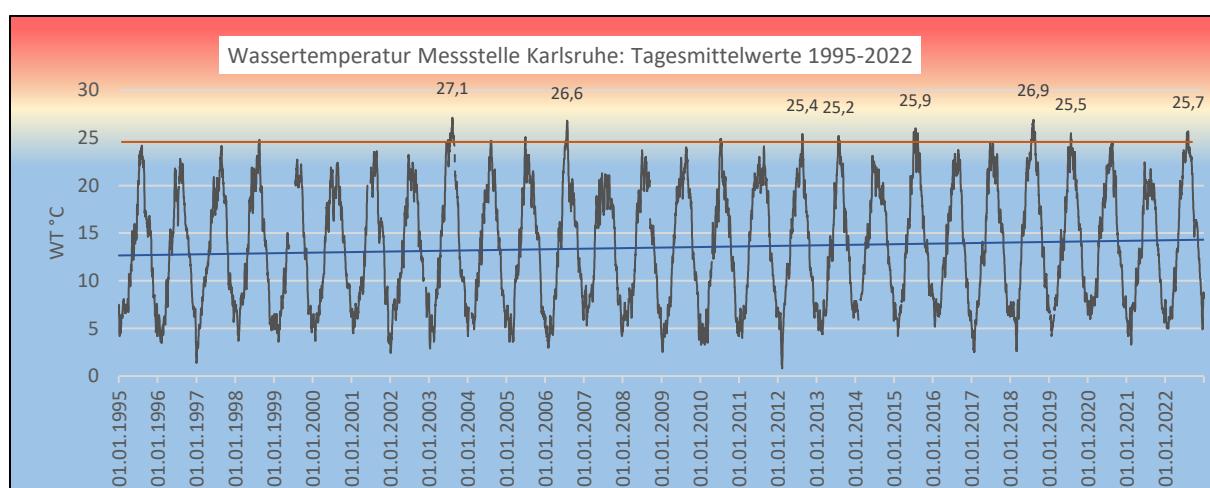
5.2.2 Temperatur und Sauerstoff

Relevanz für Lebensstadien: Aufwuchs und Abwanderung, AK 0+ bis AK 2+; Rückkehrer

Im gesamten Verbreitungsgebiet des Atlantischen Lachses liegen die Wassertemperaturen nahe an der Grenze seines vollen thermischen Toleranzbereichs, mit niedrigen Werten knapp über 0°C in den nördlichsten Breiten und hohen Sommerwerten in Westeuropa, die sich 25°C nähern (ELLIOT et al., 1998). Im südlichen Verbreitungsgebiet (z.B. Loire) werden Wassertemperaturen zwischen 25 und 27°C erreicht. Die Temperaturmaxima im Rhein überschritten in keinem Jahr die obere Letalgrenze von 28°C. Dass keine negativen Auffälligkeiten bei den Rückkehrerzahlen festgestellt wurden

(SCHNEIDER, 2009), obwohl in 2003 Werte oberflächennah bis über 30°C erreicht wurden (SCHNEIDER, eigene Messungen nördlicher Oberrhein), dürfte darauf zurückzuführen sein, dass Lachse und Meerforellen kühlere Refugialräume aufgesucht haben. Bei Temperaturen zwischen 23-25°C unterbrechen Lachse ihre Migration (SCHNEIDER, 2009); solche Migrationspausen dürften in den Jahren 2003, 2006, 2012, 2013, 2018, 2019 und 2022 aufgetreten sein (Höchstwert: 27,1 °C in 2003) (Abb. 48, oben). Im Rhein lagen auch in den besonders heißen und abflussarmen Extremjahren 2003 und 2018 die Sauerstoffgehalte nie unter 5,4 mg/l (Abb. 48, unten; siehe auch Abb. 47).

Der Faktor Wassertemperatur ist für die Aufwuchsphase (hier wurde die Letalgrenze 28°C offenbar bisher noch nicht erreicht) und für die abwandernden Smolts relevant. Bei Temperaturen > 23°C geraten Junglachse unter Stress, was mit erhöhter Mortalität verknüpft sein kann (BERNTHAL *et al.*, 2023). Die Emigration setzt im Allgemeinen ab einer Wassertemperatur von ca. 8°C ein und wird auch durch Abflusserhöhungen ausgelöst; die Migrationsgeschwindigkeit wird mit Geschwindigkeiten von 0,2 – 112 km/Tag angegeben (zusammengefasst in WILMSMEIER *et al.*, 2023). In der Aare wurden bei drei Hindernissen (Kraftwerke) 4,3 – 35,3 km/Tag (Median 23,3) für „semi-wilde“ Smolts und 1,2 – 22,3 km/Tag (Median 11,8) für Besatzsmolts ermittelt (Zufluss Bünz), ein Smolt erreichte in der Wigger bei 7 Kraftwerken 8,4 km/Tag. Die semi-wilden Lachse aus der Bünz legten die gesamte Strecke von der Bünz in den Rhein in durchschnittlich 50,7 h (ca. 2 Tage) zurück, was einer mittleren Geschwindigkeit von 1,14 km/h (27,4 km/Tag) entspricht (WILMSMEIER *et al.*, 2023). Im Loire-Allier-System lagen die Wandergeschwindigkeiten im Mittel bei ca. 32 km/Tag (Spanne: 5 – 106 km/Tag), wobei Querbauwerke die Geschwindigkeit deutlich herabsetzen (IMBERT *et al.*, 2013). Im Loire-Allier-System bewältigen die Smolts aus dem Oberlauf 890 km Fließstrecke im Mittel in 22 Tagen. Im Durchschnitt erreichen diese Smolts das Loire-Delta um den 20. April. Das „physiologische Zeitfenster“ für die Anpassung an Salzwasser beträgt ca. 3 Wochen. Für den Übergang vom Süßwasser ins Meer, der mit einer Umstellung der Osmoregulation und einem Wechsel des Nahrungsspektrums verbunden ist, liegt die präferierte Temperaturspanne bei 8° bis 15°C (AREVALO *et al.*, 2021). Diese Temperaturspanne wurde in der Zeitreihe 1994-2022 an der Rheinmündung bei Hoek van Holland im Schwerpunkt von April bis Mai erreicht, im Juni lagen bereits höhere Temperaturen vor. In der offenen Nordsee lag in der Vergangenheit die optimale Temperaturspanne im Zeitfenster von Anfang Mai bis Juni vor (Abb. 49), wobei die Smolts bereits ihre osmotische Anpassung vollzogen haben und hier die temperaturbedingte Verfügbarkeit von Nahrung bedeutend ist.



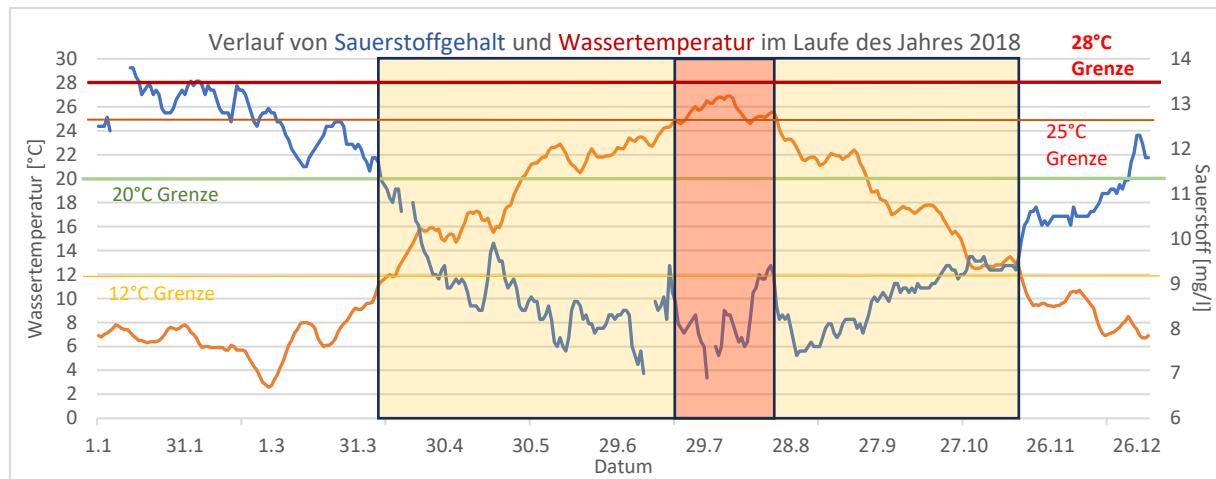


Abb. 48: oben: Tagesmittelwerte der Wassertemperatur, Messstelle Karlsruhe (mit ansteigendem Trend); unten: Sauerstoffgehalt (blaue Linie) und Wassertemperatur (rote Linie), Kasten: Zeitraum $>25^{\circ}\text{C}$; Messstelle Karlsruhe im Extremjahr 2018 (1.1.-31.12.2018).

Die Daten im Zeitraum 1994-2022 zeigen für die Rheinmündung einen leicht rückläufigen Temperaturtrend mit einem ungewöhnlich kalten Frühjahr in 2013. Die Temperaturverhältnisse im Rhein (Frühjahr) werden insgesamt als unproblematisch bewertet. Es ist jedoch zu erwarten, dass im Zuge des Klimawandels Smoltabwanderungen zunehmend früher einsetzen (AREVALO *et al.*, 2021). Im Durchschnitt hat in den letzten 50 Jahren die Wanderung der Smolts in Richtung Meer im gesamten Nordatlantik pro Dekade 2,5 (± 0.3) Tage früher begonnen (OTERO *et al.*, 2014). Da der Temperaturanstieg im Frühjahr in der Nordsee träger verläuft als im Rhein und seinen Zuflüssen, ist es nicht auszuschließen, dass das Erreichen der Nordsee zunehmend öfter bereits vor dem optimalen Zeitfenster stattfindet. Dem steht jedoch entgegen, dass die Migrationsstrecke im Rhein für die meisten Subpopulationen relativ lang ist sowie Zeitverluste durch Rückstaubereiche zu erwarten sind und somit eher ein spätes Erreichen des Ästuars die Regel ist. Smolts aus der Schweiz benötigten im Jahr 2023 bei hohen Abflüssen ab KW Birsfelden zwischen 49.9 h (2,08 Tage) und 808,7 h (33,7 Tage) (Median= 157.6 h; 6,6 Tage) (Mittlg. A. PETER, 3.5.2024).



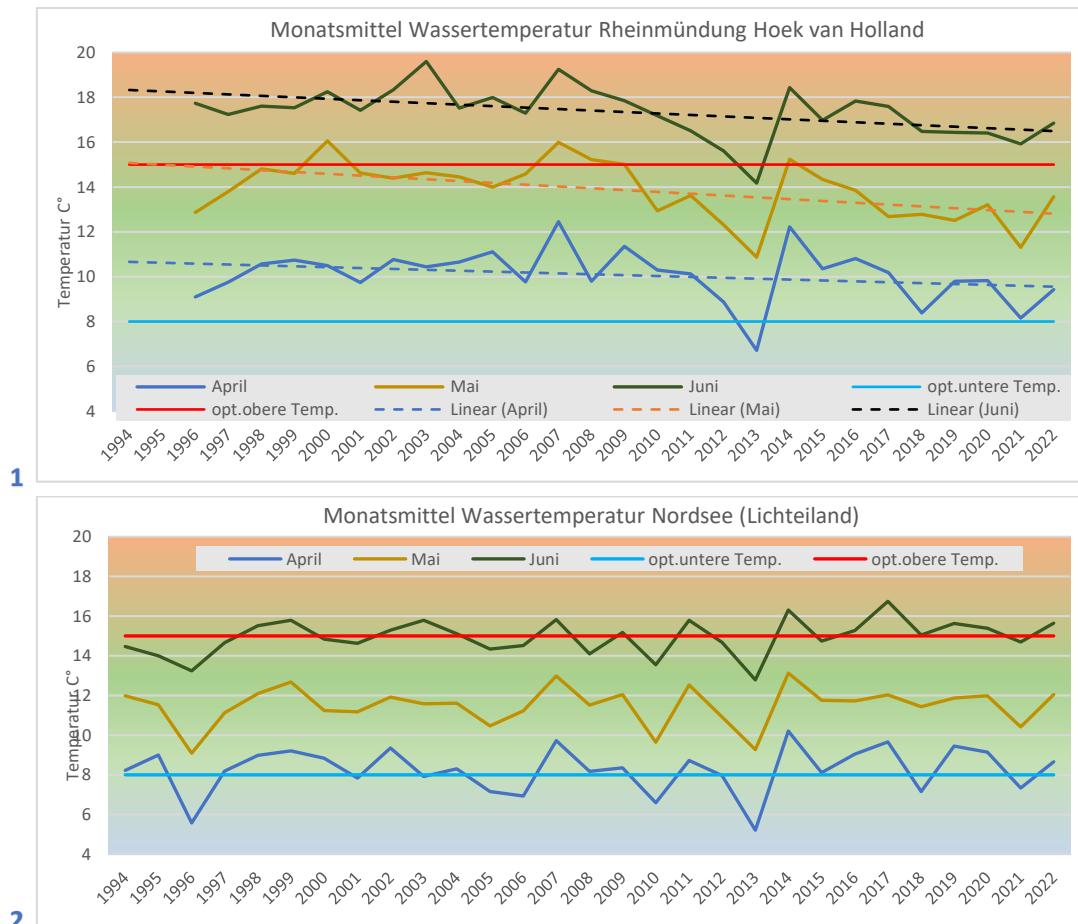


Abb. 49: Monatsmittelwerte der Wassertemperatur im Frühjahr; Mitte: an der Rheinmündung (Hoek van Holland (1); unten: in der offenen Nordsee (2); Karte oben: Lage der Messstellen (außer Nordsee April 2007 und April - Juni 2008: Daten Europlattform Nordsee))

Bewertung: Im Rhein lagen auch in den abflussarmen und heißen Extremjahren 2003 und 2018 die Sauerstoffgehalte nie unter 5,4 mg/l. Damit kann eine direkte Mortalität von *Salmoniden* aufgrund von Sauerstoffmangel im Rhein ausgeschlossen werden. Die Wassertemperaturen erreichten selbst in den Extremjahren 2003 und 2018 nicht die Letalgrenze von 28°C (Lachs). Es ist davon auszugehen, dass sich *Salmoniden* dem Temperaturstress durch das Aufsuchen von kühleren Refugialräumen entziehen, was mit einer Unterbrechung der Aufwanderung verbunden ist und die Prädationsgefahr erhöht. Eine erhöhte Mortalität durch Temperaturstress im Rhein kann nicht ausgeschlossen werden. In den betrachteten Zeitreihen ist ein Trend zu abflussarmen und heißen Jahren erkennbar, der vermutlich auf den Klimawandel zurückzuführen ist. Die zurückliegende Temperaturentwicklung im Frühjahr hatte bisher sehr wahrscheinlich keinen negativen Einfluss auf die *Smolt*abwanderung bzw. den Übertritt vom Rhein in die Nordsee.

=> Impakt/Stressor: Zunahme bei Rückkehrern

5.2.3 Schiffsverkehr

Relevanz für Lebensstadien: Rückkehrer, teilweise Smolts

Berichte u.a. aus den USA, Russland und China zeigen viele Fälle von beschädigten (tiefe Risse und Schnitte) und getöteten Fischen verschiedener Arten in Flüssen, in denen die industrielle Schifffahrt stark vertreten ist. Die Mehrzahl der Studien zur „Schiffspropellermortalität“ stammen aus den USA. SPIERTS (2016) stellt in einer Literaturstudie diverse Arbeiten und Belege vor. In Studien zur Fischmortalität durch Schubverbände im Mississippi und Illinois River (USA) ermittelten z.B.

GUTREUTER *et al.* (2003) Mortalitätsraten von 2,52 Individuen/km (1,00–6,09 Individuen/km) bei der bis 47 cm langen Maifischart gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) und 0,53 Individuen/km (0,00–1,33) für Schaufelstöre (shovelnose sturgeon, *Scaphirhynchus platorynchus*, Länge meist 50 – 85 cm). KILLGORE *et al.* (2011) ermittelten in Abhängigkeit von den hydraulischen und geomorphologischen Rahmenbedingungen des Flusses < 1 bis > 30 „eingesaugte“ Individuen verschiedener Arten pro gefahrenen Kilometer, mit einer in Relation zur Fischkörpergröße steigenden Wahrscheinlichkeit.

Belege Rheinsystem (siehe auch 7.1)

2011 wurden an den Stränden der Waal auf einer Länge von etwa 500 m vier große Barben tot aufgefunden. Die Fische waren stark beschädigt und wurden wahrscheinlich von Schiffsschrauben getroffen. Es wurde vermutet, dass die Fische vor allem wegen des extrem niedrigen Wasserstands in die Schiffsschrauben "gesaugt" wurden. Jahre zuvor wurde ein vergleichbares Phänomen beobachtet, als viele tote Brassen in den Randmeren (Wasserflächen an den Rändern von Poldern) in den Niederlanden „halbier“ aufgefunden wurden. Im Mai 2011 gab es diverse Berichte über Hunderte von toten Blankaalen und Meerneunaugen an den trockenen Sandstränden der großen Flüsse in den Niederlanden. In all diesen Fällen wurde ein direkter Zusammenhang zwischen extrem niedrigen Wasserständen und Kollisionen mit Schiffsschrauben hergestellt (siehe unten).

SCHNEIDER & SEUFERT (2022a) identifizierten über eingesandte Fotobelege von Totfunden aus dem Rhein und eigene Untersuchungen des Rechenguts am Kraftwerk Kostheim (Main) Schiffspropelleropfer von 10 Arten: Aal, Stör (hier: Sternhausen), Lachs, Meerforelle, Barbe, Rotauge, Wels, Zander, Flussbarsch und Hecht.

Abflüsse, Schiffstypen und Kollisionswahrscheinlichkeit

Bei Niedrigwassersituationen wie 2003 und 2011 und 2018 konzentriert sich der Abfluss in der Wasserstraße Rhein auf die Schifffahrtsrinne. Bei diesen Bedingungen ist das Risiko einer Kollision großer Fische mit Schiffsschrauben durch den nahezu zwangsläufigen Aufenthalt in der engen Fahrrinne *a priori* höher als bei normalen und erhöhten Abflüssen.

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch von einer Schiffsschraube getroffen wird, steigt mit der Fischlänge und der Schraubendrehzahl (Umdrehungen pro Minute) sowie der Größe (Ladung bzw. Ladekapazität) des Schiffes. Hinsichtlich Fluchtbewegungen ist auch die jeweilige Sprintgeschwindigkeit relevant, d.h. schwimmschwache Arten (wie Störe) sind nochmal besonders gefährdet (SPIERTS, 2016). Die Gefährdung ist in breiten Flussabschnitten, in tiefem Wasser sowie bei schneller Strömung geringer.

Schnell fahrende, schwer beladene Schiffe mit großem Tiefgang und starkem Mehrfachantrieb stellen - insbesondere bei geringen Abflüssen - das größte Risiko dar (VAN DE VEN, 2021).

Die Handelsflotte, die den Rhein als Wasserstraße nutzt, wurde 2021 auf etwa 10.000 Schiffe geschätzt, von denen etwa 7.000 die niederländischen Rheinarme nutzen. Die Zentralkommission für die Rheinschifffahrt und (NL) VAN DE VEN (2021) machen zu den durchschnittlichen Verkehrszahlen (Schiffsbewegungen/Tag) in verschiedenen Rheinabschnitten folgende Angaben:

- Waal: 300, Boven Merwede: 260; IJssel: 35, Nederrijn: 20 (Summe: 615)
- Deutsch-Niederländische Grenze: 600
- Köln: 400
- Mainz: 300
- Karlsruhe: 200
- Iffezheim: 100

Die Gesamtzahl der Schiffe in der Rheinschifffahrt ist seit 2005 zurückgegangen. Bei den kleinen Schiffen (Ladekapazität bis 1.000 t) ist ebenfalls ein deutlicher Rückgang festzustellen.

Demgegenüber hat haben große Binnenschiffe mit Ladekapazitäten ≥ 3.000 t einen Zuwachs von 25 % erfahren (Abb. 51). Die Anzahl der Fahrbewegungen auf der Waal und der Boven Merwede ist nur geringen Fluktuationen unterworfen.

Gemessen an der Schifffahrtsintensität ist die „Trefferwahrscheinlichkeit“ für Blankaale auf der Waal am höchsten (vgl. Abb. 50). Sowohl die absolute Anzahl der Schiffsbewegungen als auch die relative Anzahl im Verhältnis zum Wasservolumen sind auf der Waal am höchsten (VAN DE VEN, 2021). Die Waal ist auch die wichtigste (Wander-)Route für Blankaale, Lachse und Meerforellen.



Abb. 50: Links: Auf bestimmten Abschnitten der Waal (NL) ist der Schiffsverkehr von allen Rheinabschnitten am intensivsten (Quelle: Google Maps, 2023); rechts: Schematische Darstellung des lateralen Gefährdungsbereichs bei einer Fahrrienenbreite von ca. 120 m und Verkehr von großen Containerschiffen

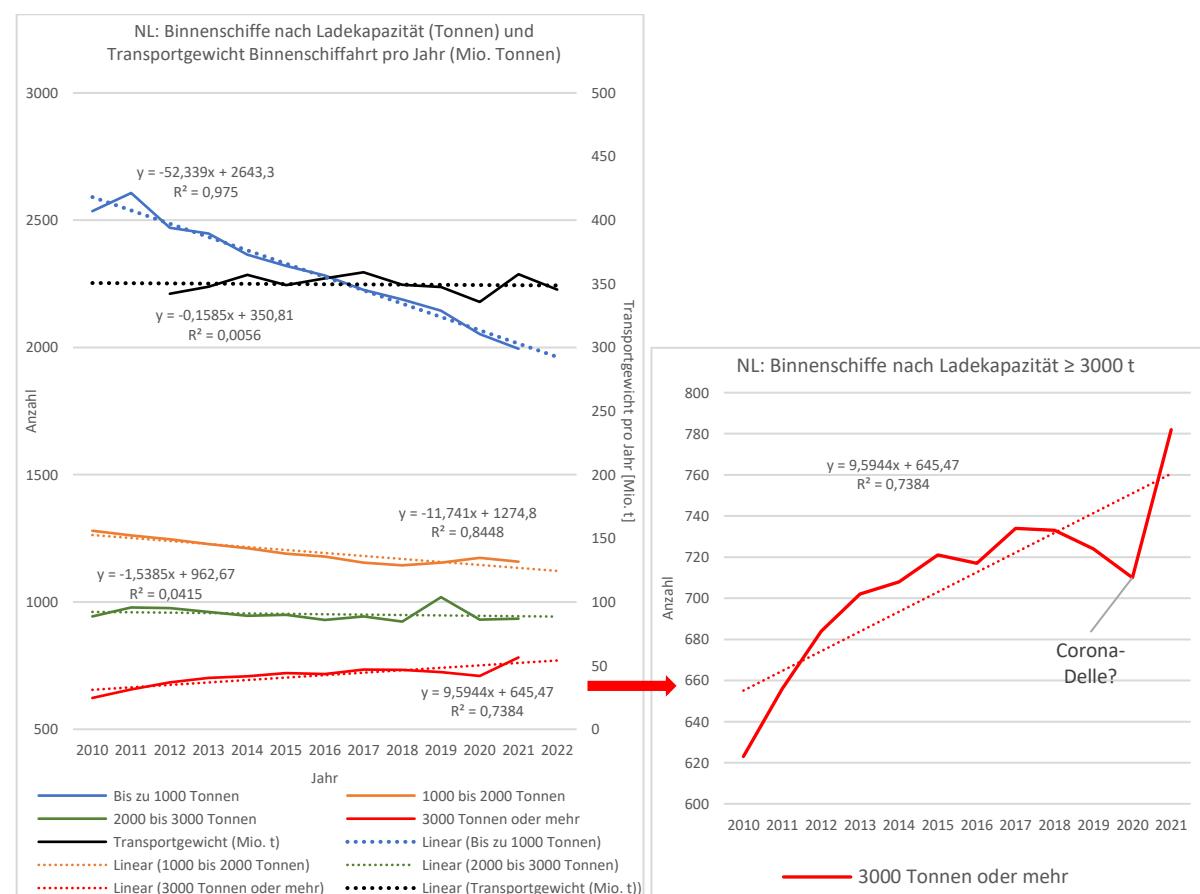


Abb. 51: Binnenschiffe nach Ladekapazität (Tonnen; t) und Transportgewicht der Binnenschifffahrt pro Jahr (Mio. Tonnen) (links); Zunahme großer Binnenschiffe mit einer Ladekapazität ≥ 3000 Tonnen um +25% (rechts)

Von VAN DE VEN (2021) wurde ein mathematisches Modell für die Waal bei Druten verwendet, um die Gesamtdurchflussmenge pro 24 h durch die Propeller der vorbeifahrenden Schiffe (die

Propellerdurchflussmenge) und das Verhältnis dieser Menge zum Flussabfluss zu schätzen. Dabei wurden verschiedene Szenarien durchgespielt, um eine Vorstellung von der Größenordnung und dem Verhältnis zwischen den verschiedenen Faktoren und dem Risiko für die Fische zu bekommen. Szenario 3 „Trockener Sommer“: Im Sommer 2018 floss der gesamte Abfluss der Waal dreimal durch die Propeller der Schiffe.

Die Schädigungshäufigkeit steht in direktem Zusammenhang mit der Intensität der Schifffahrt (u.a. SPIERTS, 2016) und der Größe der Individuen (GUTREUTER *et al.*, 2003; KILLGORE *et al.*, 2011; BALAZIK, 2012). Weitere Faktoren sind die Breite und die Tiefe der Schifffahrtsrinne (KILLGORE *et al.*, 2011) (vgl. Abb. 50). Im Rhein (inkl. Lek und Waal) verbleiben bei Niedrigwasser zwischen Schiffsdecken und Gewässersohle nur wenige Dezimeter Bodenfreiheit (Fahrrinnentiefe meist um 250 cm).

Bewertung: Unter Berücksichtigung der Entwicklung der zurückgegangenen Abflüsse im Rhein (siehe Kap. 10.1) und der Zunahme an Großschiffen hat die theoretische Kollisionswahrscheinlichkeit zwischen Schiffspropellern und Fischen trotz konstantem Transportgewicht und nahezu unveränderten Fahrbewegungen (Daten 2009 bis 2018) im Zeitraum 2010 bis 2022 zugenommen, da die Zahl der Schiffe mit größerer Tragfähigkeit gestiegen ist (+ 25%; vgl. Abb. 51, rechts). Große schnell fahrende, schwer beladene Schiffe mit großem Tiefgang und starkem Mehrfachantrieb stellen - insbesondere bei geringen Abflüssen - das größte Risiko für Fische dar. In der vielbefahrenen Waal ist das Kollisionsrisiko am höchsten. Dass adulte Salmoniden den eher flachen (oft wärmeren) Bereich zwischen Ufer und Längsdämmen im Rahmen der Migration nutzen, ist wenig wahrscheinlich.

=> Impakt/Stressor: deutliche Zunahme

5.2.4 Wasserkraft und Durchgängigkeit

Relevanz für Lebensstadien: Smolts, Rückkehrer (Habitate: auch Reproduktion und Aufwuchsphasen der AK 0+ bis AK 2+)

5.2.4.1 Durchgängigkeit Fischaufstieg

Die Durchgängigkeit in den Wanderkorridoren des Lachses bzw. die Erreichbarkeit der im Wanderfischprogramm enthaltenen Nebenflüsse hat sich seit dem Beginn der Wiederansiedlung Anfang der 1990er Jahre im Rheinhauptstrom und einigen Nebengewässern substanzial verbessert (Tab. 6). Zur Situation im Rhein bzw. Oberrheingebiet siehe Abb. A16 & A17 in Anhang II. Die Durchgängigkeit von Ausleitungstrecken in Zuflüssen kann je nach Regelung durch geringe Abflüsse beeinträchtigt werden; Niedrigwasserphasen haben im Rheineinzugsgebiet zugenommen.

Tab. 6: Inbetriebnahme wichtiger Fischaufstiegsanlagen Rheinsystem; Entnahmeverbot Lachs & Meerforelle

Jahr	Delta	Oberrhein	Mosel	Sieg
2000	[Entnahmeverbot L&MF]	Iffezheim		Buisdorf
2001	Driel			
2004	Amerongen, Hagestein			
2006		Gambsheim		
2012			Koblenz (Neubau)	
2016		Straßburg, Kembs		
2018	Haringvliet (Kier)			
2019		Gerstheim		

Bewertung: Die Durchgängigkeit für Wanderfische im Rheinsystem hat sich seit dem Jahr 2000 verbessert. Allerdings fehlen für die überwiegende Anzahl der Standorte spezifische Funktionskontrollen. Mit der teilweisen Öffnung des Haringvliets ab 2018 sollten die Smoltabwanderung und die Rückwanderung optimiert werden. Entsprechend war ab 2019 bis 2022 (2022: Rückkehr der in 2019 abgewanderten 3-Seewinter-Lachse) eine sukzessive Erhöhung der Rückkehrerzahlen erwartet worden.

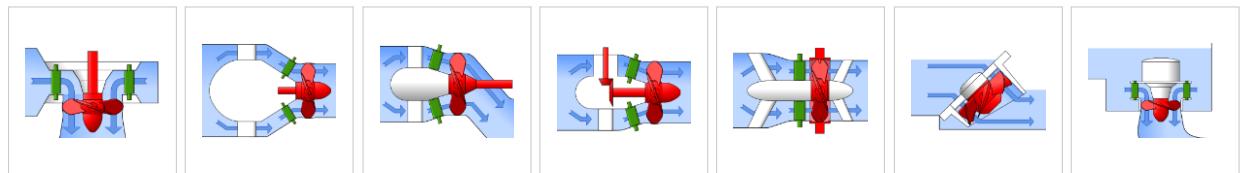
=> Impakt/Stressor: Im Rheinhauptstrom deutliche Abnahme | Mehrzahl der Nebengewässer: unklar

5.2.4.2 Wasserkraft

In Anlagen mit horizontal ausgerichteten Turbinen und geringem Δh kann es bei Strömungsgeschwindigkeiten im Saugschlauch von bis zu 6 m/s zum Einschwimmen schwimmstarker Fische (insbesondere Salmoniden) und – bei Kontakt mit Turbinen und anderen Anlagenteilen – zu schweren Verletzungen (meist im vorderen Kopfbereich) kommen (FERC, 1995) (*Tailrace mortality* - vgl. Kap. 7.5). Bei vertikalen Turbinen liegt der kritische Wert hinsichtlich Turbinenkontakt wahrscheinlich deutlich unter 6 m/s, weil die Fische eine 90°-Drehung vollziehen müssen, um die Turbinenschaufeln zu erreichen. Allerdings besteht - wie bei Horizontalturbinen - die Gefahr, durch Scherkräfte und Turbulenzen an Anlagenteile im Saugschlauch geschleudert zu werden (insbesondere bei Ermüdung, z.B. nach mehreren Aufstiegsversuchen). Hierauf zurückzuführende Verletzungen dürften sich als Abschürfungen und Schuppenverluste manifestieren.

Tab. 7 veranschaulicht die Varianten des häufigsten Turbinentyps „Kaplan-Turbine“, Tab. A2 in Anhang II zeigt die Einschätzung der Barrierewirkung und des *Tailrace Mortality Risk* an den wichtigsten Kraftwerksstandorten an Rhein und Maas inkl. Angaben zu Turbinentypen und Strömungsgeschwindigkeiten im Saugschlauch.

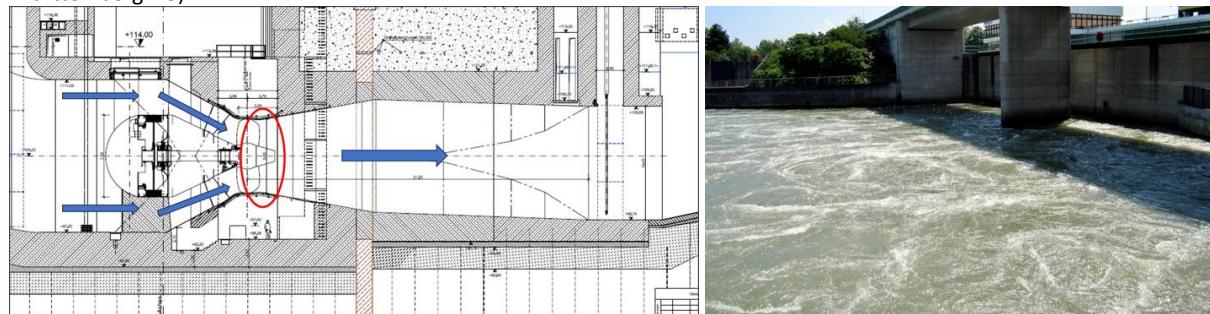
Tab. 7: Schemata verschiedener Kaplan-Turbinentypen (Quelle: <https://de.wikipedia.org/wiki/Kaplan-Turbine>)



Vertikale Kaplan-Turbine; Der Generator liegt über dem Wasserzulauf	Eigentliche Kaplan-Rohrturbine (horizontal); Der Generator liegt im Inneren der Birne	S-Turbine; Die Turbinenwelle führt durch das Saugrohr zum Generator	Getriebe-Rohrturbine; Die Turbinenwelle ist über ein Getriebe mit dem Generator verbunden	Straflo-Turbine; Die Turbinenschaufeln tragen einen umlaufenden Ring mit dem Generator-Läufer	VLH-Turbine; Der Generator ist im Inneren des Laufrads installiert	DIVE-Turbine mit festen Laufradschaufeln; Der Generator sitzt direkt über der Turbine und ist komplett überspült
--	---	--	--	--	---	---

In Iffezheim existieren zwei unterschiedliche Turbinentypen (Maschinen 1-4 und Maschine 5). Tab. 8 zeigt die Turbineninformationen inkl. der Ausströmgeschwindigkeiten an der Nabe (als starke Näherung, mittels der vereinfachten Annahme einer gleichmäßigen Volumenstromverteilung) (ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG, schriftl. Mittlg. 27.9.2023). Daraus ergibt sich, dass bei niedrigen Durchflüssen die Möglichkeit des unterwasserseitigen Einschwimmens großer MSW-Lachse nicht völlig ausgeschlossen werden kann. Bei höheren Abflüssen bildet die starke (und turbulente) Strömung (> 6-7 m/s) hingegen eine EinschwimmbARRIERE (vgl. FERC, 1995).

Tab. 8: Turbineninformationen Kraftwerk Iffezheim (Grafik und Tabelle: ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG)



	Maschinen 1 - 4	Maschine 5
Spanne Schluckvermögen im Betriebsbereich min - max	140 m³/s – 275 m³/s	160 m³/s – 400 m³/s
Laufreddurchmesser = engster Querschnitt an der Nabe	5 m	6 m
Durchflossene Fläche an der Nabe	20 m²	28 m²
Geschwindigkeit direkt an der Nabe (roter Kreis) über Spanne Schluckvermögen min - max	7 m/s – 14 m/s	6 m/s – 14 m/s

Pilotstudie Wasserkraftwerk Unkelmühle (Sieg)

Die Prädation an Kraftwerksanlagen kann - wie an der Sieg-Wasserkraftanlage Unkelmühle (Abb. 52) - einen erheblichen Verlustfaktor für Lachssmolts darstellen (ØKLAND *et al.*, 2016). Der Gesamtverlust durch die Wasserkraftnutzung an der Unkelmühle betrug *trotz optimierten technischen Fischschutzes inkl. Abstiegshilfen* im Jahr 2014 mindestens 16,0% und in 2015 25,1%. In 2016 war der Verlust durch das Wasserkraftwerk geringer als in den beiden vorangegangenen Jahren (2,9%), was auf einen höheren Wasserdurchfluss als in den Vorjahren zurückgeführt wurde, also mehr Smolts das Kraftwerk erfolgreich über die Hochwasserentlastungsschleuse passierten (HAVN *et al.*, 2018) (zur Bedeutung des Abflusses vgl. Kap. 6.1). Eine Turbinenpassage wurde in den Untersuchungen nicht verzeichnet, d.h. der 10 mm – Rechen hatte eine Abweisrate von 100%.

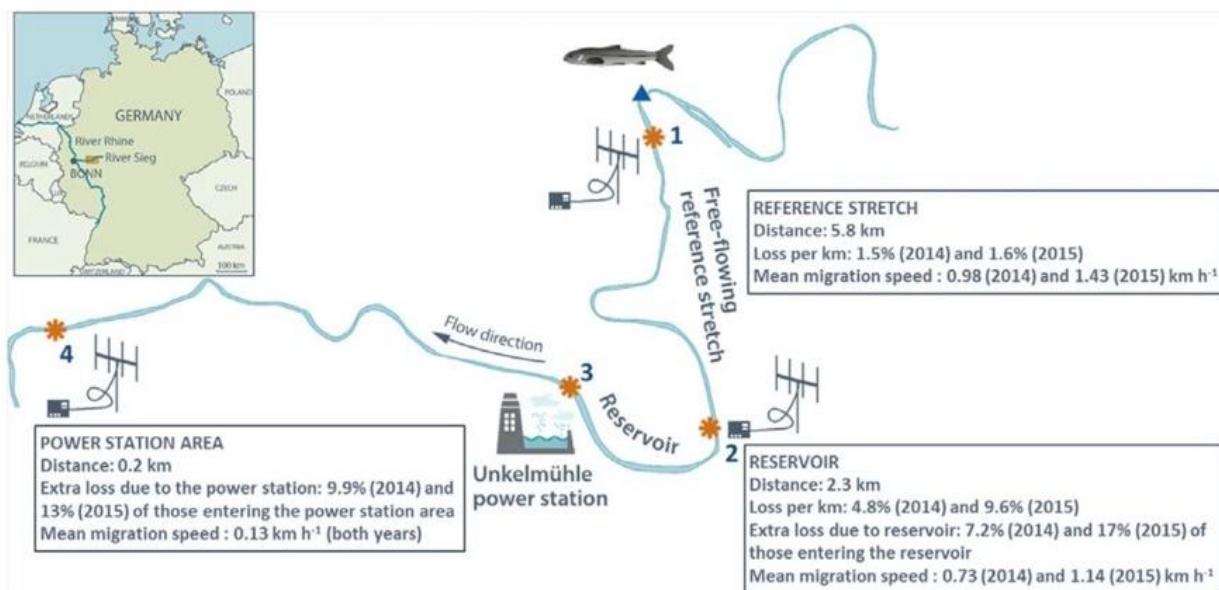


Abb. 52: Hauptergebnisse für mit Radiotransmittern ausgestattete Smolts auf verschiedenen Flussabschnitten der Sieg (Kästchen). Das blaue Dreieck zeigt die Freisetzungsstelle von markierten Smolts; die orangen Sterne kennzeichnen die Empfängerstellen, an denen vorbeiziehende Smolts registriert wurden (Standort 4 wurde erst 2015 betrieben). Grafik aus ØKLAND *et al.*, 2016

Bewertung: Die Anzahl an Wasserkraftanlagen hat in den Wanderfischgewässern leicht zugenommen. Gleichzeitig wurden (insbesondere in Baden-Württemberg und an der Sieg in NRW) diverse WKA mit Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen ausgestattet. Daher wäre eigentlich von einer leicht rückläufigen Entwicklung des Impakts/Stressors Wasserkraft auszugehen. Die negativen Einflüsse der Wasserkraftwerke auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Smolts (Turbinenmortalität, Prädation, Belastung des Zeitbudgets) müssen jedoch auch hinsichtlich des Faktors Abflüsse (hier: Frühjahr) betrachtet werden, denn je weniger Wasser anteilig als Wehrüberfall abfließt, desto höher sind die Anteile des turbinierten Abflusses. Niedrige Abflüsse fördern an WKA auch die Prädationswahrscheinlichkeit insbesondere im Rückstaubereich und verringern die Abwandergeschwindigkeit. Ein diesbezüglicher Zusammenhang lässt sich aus den Untersuchungen am Standort Unkelmühle (Sieg) und sehr wahrscheinlich auch an den Korrelationen »Rückkehrzahlen versus Abflüsse im Frühjahr 1 und 2 Jahre zuvor« (vgl. Kap. 9) ableSEN.

=> Impakt/Stressor: moderate Zunahme

Die Gefahr eines Einschwimmens in Turbinenbereiche hat am Main mit der Inbetriebnahme der WKA Kostheim (2010) und der damit hergestellten Anbindung an das Unterwasser Eddersheim zumindest lokal mit hoher Wahrscheinlichkeit zugenommen. Die meisten Hinweise stammen aus der Maas.

=> Impakt/Stressor: lokale Zunahme

5.2.5 Elektromagnetische Felder um Unterseekabel

Relevanz für Lebensstadien: Postsmolts, Rückkehrer

Untersee-Stromkabel verursachen elektromagnetische Felder (EMF) in der Meeressumwelt. Gegenwärtig gibt es keine gesicherten Anhaltspunkte, dass sich Unterseekabel negativ auf die Migration von Lachsen und andere Wanderfische auswirken (u.a. WYMAN *et al.*, 2023).

Eine vertiefende Darstellung des Faktors „Elektromagnetische Felder um Unterseekabel“ findet sich in Anhang II.

Bewertung: Zu den Auswirkungen von Unterseekabeln (einschließlich möglicher langfristiger Folgen) sind weitere migrationsbasierte Studien erforderlich.

=> **Impakt/Stressor: Zunahme, Bedeutung jedoch unklar**

6. Zuordnung von Verletzungen an Rückkehrern

Die Identifikation von Verletzungsursachen anhand äußerer Schädigungen ist in vielen Fällen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Im Folgenden sind Schädigungsmuster zusammengestellt, deren Ursachen mit hoher Sicherheit nachvollzogen werden konnten. Eine ausführliche Zusammenstellung bietet die Fotodokumentation in Anhang I.

6.1 Kollisionen mit Schiffspropellern

Kollisionen mit Schiffspropellern führen zu tiefen Schnittverletzungen, Amputationen von Körperteilen (häufig Schwanzflossen) und Totaldurchtrennungen. Häufigste äußere Verletzungen bei Totfunden im Rhein sind nach SCHNEIDER & SEUFERT (2022a) sogenannte „Kehlschnitte“ seitlich im Kopfbereich. Diesem Verletzungstyp ist gemein, dass die Verletzung nur an einer Körperseite des Fisches auftritt und - analog zur Stellung der Propellerflügel - häufig schräg zur Körperachse des Fisches verläuft (Abb. 53). Gemäß der gemeldeten Funde sind vorrangig größere und schwimmstarke Individuen bzw. Arten (Barbe, Zander, Stör, Meerforelle, Lachs) betroffen.



Abb. 53: links: Lachsrogner mit frischem Kehlschnitt von Kiemendeckel bis Kehle, lebend gefangen am 17.11.2012 im Saynbach; rechts: Lachsmilchner, Totfund mit Kehlschnitt; aus Oppenheimer Hafen im September 2009 (Foto: HERZOG, Meldung an SGD Süd Neustadt/Weinstraße)

6.2 Bissverletzungen durch Wels

Abb. 54 zeigt zwei MSW-Rogner, die in Iffezheim fotografiert wurden. Ausweislich der Größe und Form der sichelförmigen Bissspuren wurden diese (und viele weitere, hier nicht dargestellte) Lachse durch große Welse von unten attackiert. Weitere Hinweise lieferten VAKI-Aufzeichnungen an der Kontrollstation an der Mosel (Koblenz) (MOCKENHAUPT, schriftl. Mittlg.).

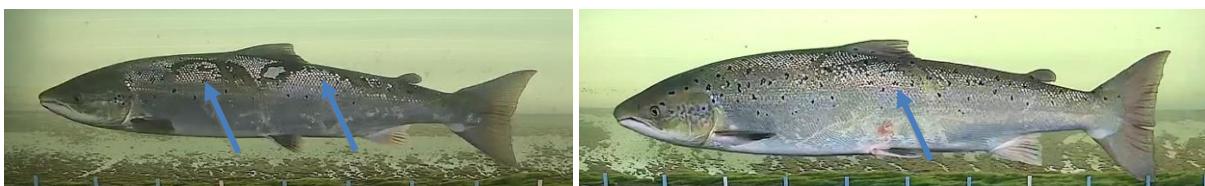


Abb. 54: Spuren von Welsbissen, Fischpass Iffezheim: oben: Lachsmilchner ca. 80 cm mit gleich zwei Bissspuren (30.5.2021); unten: Lachsmilchner ca. 90 cm (23.4.2023) (Fotos: STEFAN THEOBALD).

6.3 Verletzungen durch Seehund und Kegelrobbe

Durch Seehunde und Robben verursachte Verletzungen sind aufgrund von Krallenspuren (oft im nahen Umfeld teils tiefer, unscharf umrandeter Fleischwunden) meist sehr charakteristisch (Abb. 55).



Abb. 55: Lachsrogner mit (bestätigtem) Seehundbiss; aus Agger (Siegssystem) 2003 (Foto: ARMIN NEMITZ)

6.4 Fischerei (Netz- und Reusenfänge, Handling)

Verletzungen durch Kiemennetze sind als lineare Wunden zu erkennen, deren Schweregrad von dünnen, dunklen Linien bis zu großen offenen Wunden reicht. Solche Verletzungen befinden sich in der Regel um die Schnauze herum, auf der Rückenseite hinter dem Kopf und erstrecken sich von der vorderen Spitze der Rückenflosse bis zum Ansatz der Bauchflossen (BASS *et al.*, 2018). Weiterhin sind eingerissene Schwanzflossen (oben rechts) und gekreuzt verlaufende Linienmuster (unten) typische Merkmale für Netzfang-Verletzungen (K. WHELAN, ATLANTIC SALMON TRUST, mündl. Mittlg. 2023) (Abb. 56).



Abb. 56: Links: Lachs aus Iffezheim (22.2.2023) mit netzartigem Verletzungsmuster; rechts: Lachs aus Iffezheim (3.4.2023) mit eingerissener Schwanzflosse (Fotos: ST. THEOBALD)

6.5 Wasserkraft-Turbinen (*Tailrace Mortality*)

Da Fische im Allgemeinen der Hauptströmung folgen und das aus dem Turbinenauslauf austretende Wasser hinsichtlich Volumen und Geschwindigkeit eine starke Leitwirkung hat, ist die Möglichkeit des Einschwimmens in Saugschläuche bis zum Turbinenlaufrad prinzipiell für alle schwimmstarken Arten gegeben, sofern die Austrittsgeschwindigkeit geringer ist als die individuelle Sprintgeschwindigkeit des Fisches und die hydraulischen Verhältnisse ein Einschwimmen in das Saugrohr ermöglichen. Für schwimmstarke und sich an starker Strömung orientierende Salmoniden, wie Meerforelle und Lachs (Abb. 57), besteht ein besonders hohes Gefährdungspotenzial, in diesen Bereichen geschädigt zu werden, weil diese Arten im Sprint bis zur Laufradschaufel vordringen können. Fische können auch durch den Kontakt mit den Wänden des Saugrohrs oder in Scherströmung im Saugrohr Verletzungen erleiden (FERC, 1995). Eine mutmaßlich sehr hohe Verletzungsgefahr auch für andere Arten (u.a. Maifische) besteht folglich bei geringen Fallhöhen und niedrigen Austrittsgeschwindigkeiten (z. B. horizontale Turbinen, VLH-Turbinen).



Abb. 57: Lachse aus der Maas unterhalb von Wasserkraftanlagen mit charakteristischen Verletzungen im Schnauzenbereich (Fotos: SPORTVISSERIJ NEDERLAND; Y. NEUS)

6.6 Meerneunauge und Flussneunauge

Beide Rundmaularten (Cyclostomata) sind anadrom. Ihre kieferlosen Mäuler verfügen über scharfe Hornzähnchen. Diese gelten als Anpassung an eine parasitische Lebensweise. Der sogenannte Zungenapparat übernimmt bei beiden Arten das Abraspeln von Gewebeteilchen. Zurück bleiben meist markante, mehr oder weniger kreisrunde Wunden, die sich sekundär auch infizieren können (Abb. 58). Lachse mit Neunaugen-Bissspuren sind im Rheineinzugsgebiet (mit Ausnahme von Einzelfunden aus der Sieg (2015) und aus der Eifel-Rur (Maassystem; 2019) bisher noch nicht zweifelsfrei dokumentiert worden.



Abb. 58: Lachse mit Meerneunaugen-Bissspuren aus der Sieg, 2015 (Foto: A. NEMITZ); aus der Eifel-Rur bei Roermond, 2019 (Foto: T. BELGERS).

6.7 Krankheiten, Parasiten und Schadstoffe

Monitoring

Zum Thema Fischkrankheiten und Parasiten bei Rückkehrern existiert bei den Rheinanliegern kein spezifisches Monitoring. In Frankreich werden in die Fischzucht Obenheim überführte Rückkehrer von den Fischpässen Iffezheim und Gombsheim untersucht (bisher keine Seuchenfälle). Die in der jüngeren Vergangenheit häufiger beobachteten Hautverletzungen sind nicht primär auf Fischkrankheiten und Parasiten zurückzuführen. Diverse Schadstoffe unterliegen am Rhein einem annähernd flächendeckenden Monitoring.

"Red Skin Disease" Eine potenzielle Bedrohung für die Bestände des Lachses im Rheinsystem zeichnet sich durch das Auftreten der "Red Skin Disease" (RSD) ab. Lachse mit entsprechenden Krankheitssymptomen sind im Rheineinzugsgebiet bisher noch nicht dokumentiert worden.

Meerwasserbakterium *Tenacibaculum dicentrarchi* Norwegische Wissenschaftler haben die Bedrohung durch das Meerwasserbakterium *Tenacibaculum dicentrarchi* für Postmolts hervorgehoben⁴. Aus dem Rhein liegen keine Hinweise auf Krankheitssymptome vor.

⁴ <https://www.fishfarmingexpert.com/norway-norwegian-school-of-veterinary-science-tenacibaculum-dicentrarchi/seaborne-bacteria-blamed-for-sudden-and-powerful-disease-outbreak/1362617> Aufgerufen 1.6.2023, 17:06

Gyrodactylus salaris In Norwegen hat die Ausbreitung des Parasiten *Gyrodactylus salaris* dramatische Auswirkungen auf viele Wildlachsbestände gehabt. Lachse mit *Gyrodactylus*-Befall sind im Rheineinzugsgebiet bisher noch nicht dokumentiert worden.

ISA (Infectious Salmon Anemia - Virus) Die infektiöse Anämie des Lachses (Infectious salmon anaemia, ISA) ist eine Infektion mit dem Orthomyxovirus bei Atlantischen Lachsen, die einen systemischen und tödlichen Zustand hervorruft, der durch schwere Anämie und variable Hämorrhagien und Nekrosen in mehreren Organen gekennzeichnet ist. Mit ISA infizierte Lachse sind im Rheineinzugsgebiet bisher noch nicht dokumentiert worden.

Schadstoffe

Eine in den letzten 20 Jahren zunehmende Beeinträchtigung der Smolts und Rückkehrer durch Schadstoffe im Rhein ist aufgrund des allgemeinen Rückgangs der (gemessenen bzw. überwachten) Schadstofffrachten auch bei zunehmenden Niedrigabflüssen (geringerer Verdünnung) eher unwahrscheinlich. Bei Lachsrückkehrern ist eine Beeinträchtigung aufgrund der kurzen Aufenthaltsdauer und dem Einstellen der Nahrungsaufnahme nahezu auszuschließen.

7. Binnen- und Küstenfischerei

Als eine der Maßnahmen zur Verbesserung der Situation von Lachs und Meerforelle wurde in den Niederlanden im Jahr 2000 die Rücksetzverpflichtung eingeführt (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005). Untersuchungen mit markierten Lachsen und Meerforellen legen nahe, dass Lachse und Meerforellen gefangen werden. Etwa 15 % der (intern) markierten Tiere wurden bei den Erhebungen zurückgemeldet. Davon entfiel etwa die Hälfte auf Fänge von Berufsfischern, die andere Hälfte wurde von Sportfischern gefangen (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005).

Lachse, die in den verschiedenen Fischereien landen, scheinen nach Erhebungen und Überwachungen hauptsächlich in der Reusen- und Schleppnetzfischerei (Garnelen- und kleine Schleppnetzfischerei) gefangen zu werden - insgesamt möglicherweise mehrere hundert Smolts und adulte Lachse, wobei die Sterblichkeitsrate der Salmoniden in der Reusen- und Schleppnetzfischerei auf 0-25 % geschätzt wird. Es bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten und Wissenslücken hinsichtlich der Repräsentativität dieser Daten (VAN RIJSSEL *et al.*, 2019).

7.1 Angelfischerei (illegal Fischerei, Beifang)

Beifang: Es liegen keine belastbaren, quantitativen Daten zu Angelfängen im Rheinsystem vor. Unbeabsichtigte „Beifänge“ unterliegen im gesamten Rheinsystem einer Rücksetzverpflichtung, deren Einhaltung nicht systematisch kontrolliert wird bzw. werden kann. Die Rücksetzpflicht bei der Sportfischerei kann zwar eine wirksame Managementmaßnahme sein – das Überleben von Lachsen ist jedoch nur teilweise gegeben (DEMPSON *et al.*, 2002; THORSTAD *et al.*, 2003).

Die Anzahl der von deutschen und niederländischen Freizeitfischern gefangenen Lachse bleibt unklar. Die Schätzungen der an den Haringvliet-Schleusen gefangenen Salmoniden schwanken zwischen 5-30 von JANSEN *et al.* (2008) und Hunderten auf jährlicher Basis, basierend auf Interviews (VAN GIELS & VRIESE 2016). Obwohl die Berufs- und Freizeitfischer seit dem Jahr 2000 gesetzlich verpflichtet sind, gefangene Salmoniden zurückzugeben, ist unklar, welcher Prozentsatz dieser Fischer dies tatsächlich tut.

Illegal Fischerei (Poaching): Der Umfang der Verluste durch gezielte Fischwilderei (Poaching) kann aufgrund fehlender Daten nicht quantifiziert werden. Aus den Niederlanden ist bekannt, dass es mehrere Freizeitfischer gibt, die gezielt auf Salmoniden fischen, aber es scheint, dass dies nur wenige

sind und dass der Fang eines Lachses in den niederländischen Flüssen eine Seltenheit ist (Quelle: SPORTVISSERIJ NEDERLAND), obwohl die Chancen, einen Lachs zu fangen, an den sogenannten Hotspots Haringvliet und Maasvlakte (Nieuwe Waterweg) und IJmuiden (hauptsächlich Meerforellen) höher sein dürften. Die Schätzungen der an den Haringvliet-Schleusen gefangenen Salmoniden schwankten zwischen 5 und 30 von JANSEN *et al.* (2008) und Hunderten pro Jahr auf der Grundlage von Interviews (VAN GIELS & VRIESE, 2016). In einer Untersuchung zum potenziellen Fangerfolg durch *gezielte* Angelfischerei auf Lachse im Mündungsbereich eines Laichgewässers (Saynbach; Mittelrhein) wurde aufgezeigt, dass in einem spezifischen Zeitfenster mehr Lachse gefangen werden konnten, als durch andere Methoden (Sichtungen, Elektrofischerei an drei Erhebungstagen) nachgewiesen werden konnten (vgl. SCHNEIDER, 2009). Ein vergleichbarer „Fangerfolg“ scheint auch an anderen Flussmündungen und unterhalb von Querbauwerken in großen Flüssen möglich. BLASEL (mündl. Mittl. 2008) hat Hinweise, dass einem einzelnen Angler in 2007 unterhalb Gamsheim rund 40 Großsalmonidenfänge gelangen (alle entnommen). Da Lachse nicht homogen im Hauptstrom verteilt sind, sondern charakteristische Migrationsrouten (inkl. Ruhezonen) frequentieren (was folgerichtig bereits ab dem späten Mittelalter zur Einrichtung stationärer „Salmenfänge“ geführt hat) und insbesondere zur Laichzeit vor Laichgewässermündungen Aggregationen bilden, kann die wachsende Kenntnis über solche „ertragreichen“ Lokalitäten den Fangerfolg Einzelner erheblich steigern.

7.2 Küstenfischerei (Poaching, Beifang)

Beifang: Auf der Grundlage von Interviews, Fragebögen, Überwachungsdaten und Beobachtungen, die 2018 durchgeführt wurden, haben VAN RIJSEL *et al.* (2019) eine grobe (vorläufige) Schätzung von 187 adulten Atlantischen Lachsen und 202 Smolts vorgenommen, die jährlich von kommerziellen Fischern in den Niederlanden gefangen werden. Die Autoren mutmaßen, dass sich die Fänge aufgrund des zurückgehenden Bestandes seither verringern.

Illegaler Fischerei (Poaching): Es liegen deutliche Hinweise, jedoch keine belastbaren Daten vor.

Bewertung: Der Faktor Fischerei ist mangels belastbarer Daten kaum einzuschätzen. Er übt sehr wahrscheinlich einen *anhaltend* negativen Einfluss auf Lachse und Meerforellen und ggf. Maifische aus.

=> Impakt/Stressor: anhaltend, voraussichtlich keine Zunahme

Korrelationsberechnungen können mangels belastbarer Daten nicht angestrengt werden.

8. Hybriden *Salmo salar* x *Salmo trutta*, Farmlachse, Genetik

8.1 Hybriden *Salmo salar* x *Salmo trutta*

Das Auftreten von juvenilen Hybriden *Salmo salar* x *Salmo trutta* im Rheinsystem ist bisher nur in wenigen Fällen bestätigt. Im Jahr 2017 wurden sieben potenzielle Wildlinge aus dem Elzbach (Moselsystem) im Rahmen genetischer Untersuchungen als Hybriden identifiziert (ENSING, 2018). In 2018 wurde neben 75 Forellen der AK 0+ ein weiterer Lachs-Forellen-Hybrid registriert (SCHNEIDER, 2020). THEOBALD (2022) stellte bei 6.586 Proben aus Aufzuchtanlagen 5 sichere Hybriden fest. Auch in Frankreich wurden ausgesprochen wenige Hybriden dokumentiert (FRANZÖSISCHE DELEGATION, schriftl. Mittl. 2024 an IKSR). Genetische Probleme durch Hybriden *Salmo salar* x *Salmo trutta* sind im Rheinsystem bisher nicht bekannt; ein zurückliegender Einfluss auf hiesige Lachspopulationen kann entsprechend mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

8.2 Farmlachse

Farmlachse sind im Rheinsystem bisher nicht systematisch erfasst worden. Da äußere Merkmale wie Flossendeformationen und Kiemendeckelverkürzungen auch bei Besatzsmolts vorkommen, sind Farmlachse letztlich nur genetisch zu identifizieren. Ein zurückliegender Einfluss auf hiesige Lachspopulationen kann zwar nicht sicher ausgeschlossen werden, dürfte aber von untergeordneter Bedeutung sein.

Bewertung: Die unter 9.1, 9.2. und 9.3 aufgeführten Faktoren üben bisher keinen Einfluss auf Lachse und Meerforellen aus.

=> Impakt/Stressor: bisher ohne Bedeutung

Korrelationsberechnungen können mangels belastbarer Daten nicht angestrengt werden.

8.3 Genetik

Sieg: Die Auswertungen zur genetischen Diversität der Lachse, die in die Sieg aufsteigen, haben gezeigt, dass diese insgesamt vergleichbar ist mit der aus natürlichen Populationen. Die genetische Vielfalt der Sieg-Lachse ist somit im Vergleich mit anderen Populationen nicht reduziert. Dies weist darauf hin, dass in Zuchten mit genügend großen Elterntierzahlen gearbeitet wird und dass Inzucht für den Fortbestand der Art derzeit kein Problem darstellen dürfte (AQUABIOS, 2017).

Oberrhein/Schweiz: Die Untersuchung der genetischen Vielfalt im Vergleich mit den Rückkehrern zeigt für alle besetzten Populationen und für alle Elterntiere keine Einschränkungen der genetischen Vielfalt. Die erlangten Ergebnisse zeigten jedoch auch einen (aus der Literatur bekannten) Fitnessverlust durch Domestifikation. So überlebten besetzte Lachse, die von Wildlachsen stammten, besser als Lachse, die von Zuchtlachsen abstammten (VONLANTHEN, 2020; AQUABIOS, 2023).

9. Marine Mortalität

Die Rückkehr adulter Lachse ist in vielen Wild- und Zuchtbeständen des Nordatlantiks seit 1985 zurückgegangen oder zusammengebrochen (vgl. Kap. 4.5). Aufwertungsmaßnahmen, Schließungen der kommerziellen Fischerei und Beschränkungen der Angelfischerei konnten den Rückgang nicht aufhalten. Menschliche Einflüsse wie Staudämme, Umweltverschmutzung oder Überfischung der Meere waren in der Vergangenheit für den Rückgang einiger Bestände verantwortlich, aber auch bei Fluss- und Brutbeständen ohne offensichtliche lokale Einflüsse ist die Zahl der erwachsenen Tiere seit 1985 zurückgegangen oder zusammengebrochen (DADSWELL *et al.*, 2022). Viele Bestände in Nord-Europa sind zudem einem massiven Befall von parasitären Lachsläusen ausgesetzt, die im Umkreis von Lachsfarmen Smolts und Postsmolts befallen und diese schwächen (COSTELLO, 2009).

Klimawandel: die negativen Auswirkungen von Seeläusen auf das Überleben von Salmoniden scheinen sich durch wärmere Umweltbedingungen zu verstärken (BATEMAN *et al.* 2016, SHEPHARD *et al.* 2016). Die erhöhte Sterblichkeit der Lachse im Meer gilt als eine der Hauptursachen für die beobachteten Bestandsrückgänge in den letzten Jahrzehnten (CHAPUT 2012; OLMOS *et al.* 2019; THORSTAD *et al.* 2021). Die wärmeren Temperaturen im Nordatlantik haben die ozeanischen Bedingungen verändert und das Wachstum und die Überlebensrate von Lachsen durch die Verringerung der marinen Nahrungsmöglichkeiten verringert (PEYRONNET *et al.* 2007; TODD *et al.* 2008; FRIEDLAND *et al.* 2009). Für die Rheinpopulationen ist zunehmend von Bedeutung, dass bei einem Anstieg des Meeresspiegels mehr Salzwasser bei dem Nieuwe Waterweg eindringen wird und die Siele im Haringvlietdam und im Abschlussdeich weniger lang geöffnet sind (kürzere Spüldauer).

Prädation: Es wird angenommen, dass Robben zum Rückgang einiger lokaler Lachspopulationen beigetragen haben (BUTLER *et al.*, 2006).

Fischerei: Die marine Fischerei auf Lachs im Nordatlantik ist nach internationalen Übereinkommen weitgehend eingestellt (ICES 2019; NASCO 2014, 2020). Eine Zunahme des *legalen* (!) Fischereidrucks im Meer liegt damit nicht vor und kann nach derzeitigem Kenntnisstand den Rückgang der marinen Überlebensraten nicht erklären (Literatur in GILLSON *et al.*, 2022). Die Abflachung der Abundanz adulter Fische und die Verringerung der durchschnittlichen Größe adulter Fische sind jedoch gemeinsame Merkmale vieler überfischter Bestände und lassen auf illegale, nicht gemeldete und unregulierte (IUU) Fischerei auf See schließen (DADSWELL *et al.*, 2022).

Eine vertiefende Darstellung der Problematik „Marine Mortalität“ findet sich in Anhang II.

Bewertung: Der Faktor Marine Mortalität als Folge des Klimawandels scheint stark zuzunehmen. Ein verstärkender Einfluss durch illegale Fischerei ist nicht auszuschließen. Die Marine Mortalität übt wahrscheinlich einen *zunehmend* negativen Einfluss auf Lachse, Meerforellen und ggf. Maifische aus.

=> Impakt/Stressor: Zunahme

Korrelationsberechnungen können mangels belastbarer Daten nicht angestrengt werden.

10. Statistische Zusammenhänge und Multivariate Statistik

10.1 Abfluss und Rückkehrernachweise

10.1.1 Frühjahrsabfluss

Ein geringer Frühjahrsabfluss bei der Smoltabwanderung (Abb. 59 & 60, Beispiel Pegel Emmerich) korreliert mit geringen Rückkehrerzahlen im Rhein in den beiden Folgejahren (1 SW- und 2-SW-Lachse); bei 3-SW-Lachsen lässt sich dieser Bezug nicht herstellen (Abfluss Frühjahr 3 Jahre zuvor = Abwanderjahr der 3-SW-Lachse: Korrelation Rhein: -0,09; Iffezheim: 0,18; Sieg: 0,02). Die Daten legen einen engen Zusammenhang zwischen Abfluss im Frühjahr und Überlebensraten von Smolts nahe. Die Hypothese, dass geringe Abflüsse einen erheblichen negativen Einfluss auf den Wirkungsumfang der Stressoren Kormoranprädation, Gänsesägerprädation (vorrangig Schweiz), sonstige Prädation durch piscivore Fische und Vögel, Turbinenschäden (kraftwerksbedingte Schäden) sowie auf die Wandergeschwindigkeit der Smolts und die Orientierung im Delta (insbesondere Staubereich Haringvliet) haben, wird bestätigt. Der Faktor Abfluss hat durch seinen Einfluss auf die Abwandergeschwindigkeit der Smolts bzw. das Erreichen des marinen Milieus innerhalb des physiologisch geeigneten Zeitfensters wahrscheinlich auch einen Einfluss auf die Fangeffektivität der Prädatoren Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal sowie auf die marine Mortalität der Postsmolts. Eine Quantifizierung des Wirkungsumfangs der einzelnen Stressoren lässt sich nicht angeben (es ist allerdings aufgrund der geringen Größe der Smolts von einem untergeordneten negativen Einfluss auf den Wirkungsumfang des Stressors Schiffspropellerschädigung auszugehen). Bei den 3-SW-Lachsen scheinen andere Faktoren den Effekt zu überlagern.

Abb. A19 in Anhang II zeigt den schwachen Zusammenhang der Rückkehrernachweise Iffezheim (nur gemessene Individuen mit entsprechender Seewinter-Einteilung) und der Abflüsse (Summe der Monatsmittel April & Mai) am Pegel Emmerich; oben: Frühjahr 1 Jahr zuvor (= 1-SW-Lachse) (Korrel. 0,24); Mitte & unten: Frühjahr 2 Jahre zuvor (= 2-SW-Lachse) (Korrel. 0,46 bzw. 0,31).

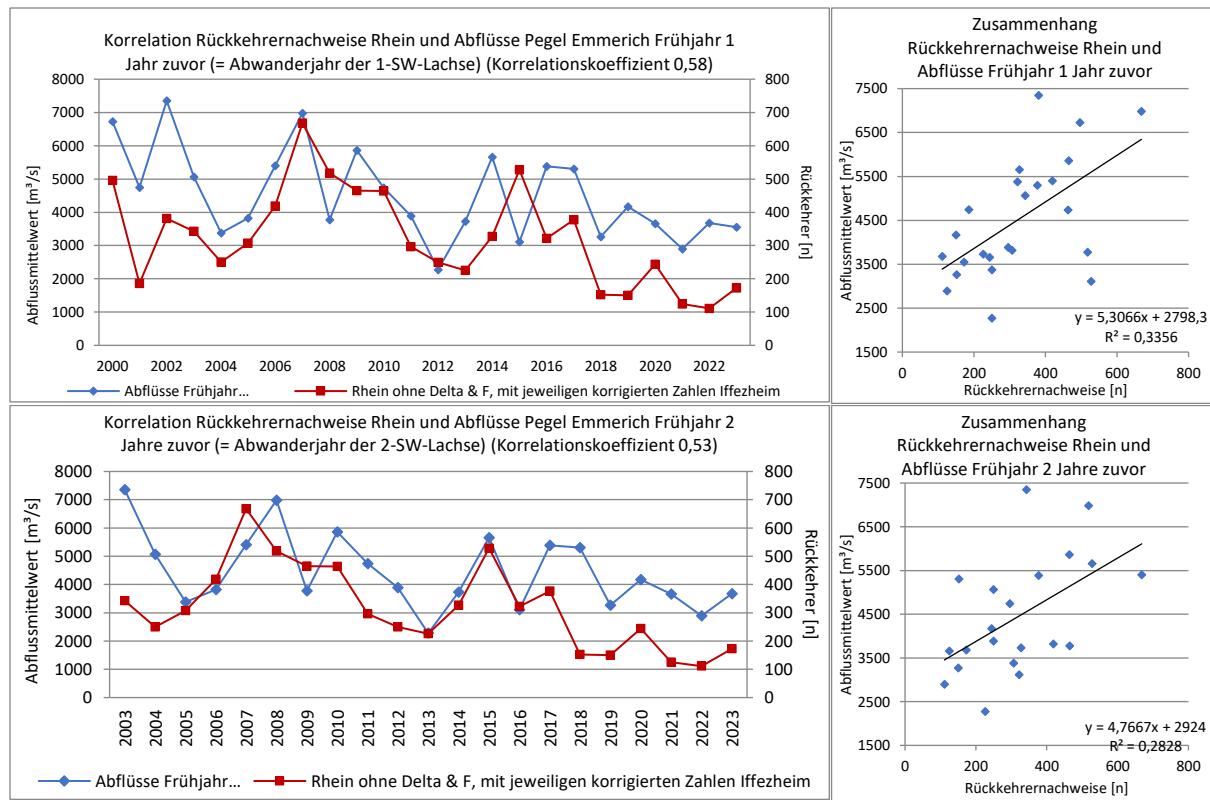


Abb. 59: Korrelation der Rückkehrernachweise im Rhein und der Abflüsse (Summe der Monatsmittel April & Mai) am Pegel Emmerich; oben: Frühjahr 1 Jahr zuvor (= Abwanderjahr der 1-SW-Lachse) (Korrel. 0,58; $p = <0,01^{**}$); unten: Frühjahr 2 Jahre zuvor (= Abwanderjahr der 2-SW-Lachse) (Korrel. 0,53; $p = <0,05^*$); Hinweis: Die Zeitreihe beginnt bei 2-SW-Lachsen aufgrund der Stammumstellungen zu hohen MSW-Anteilen erst 2003.

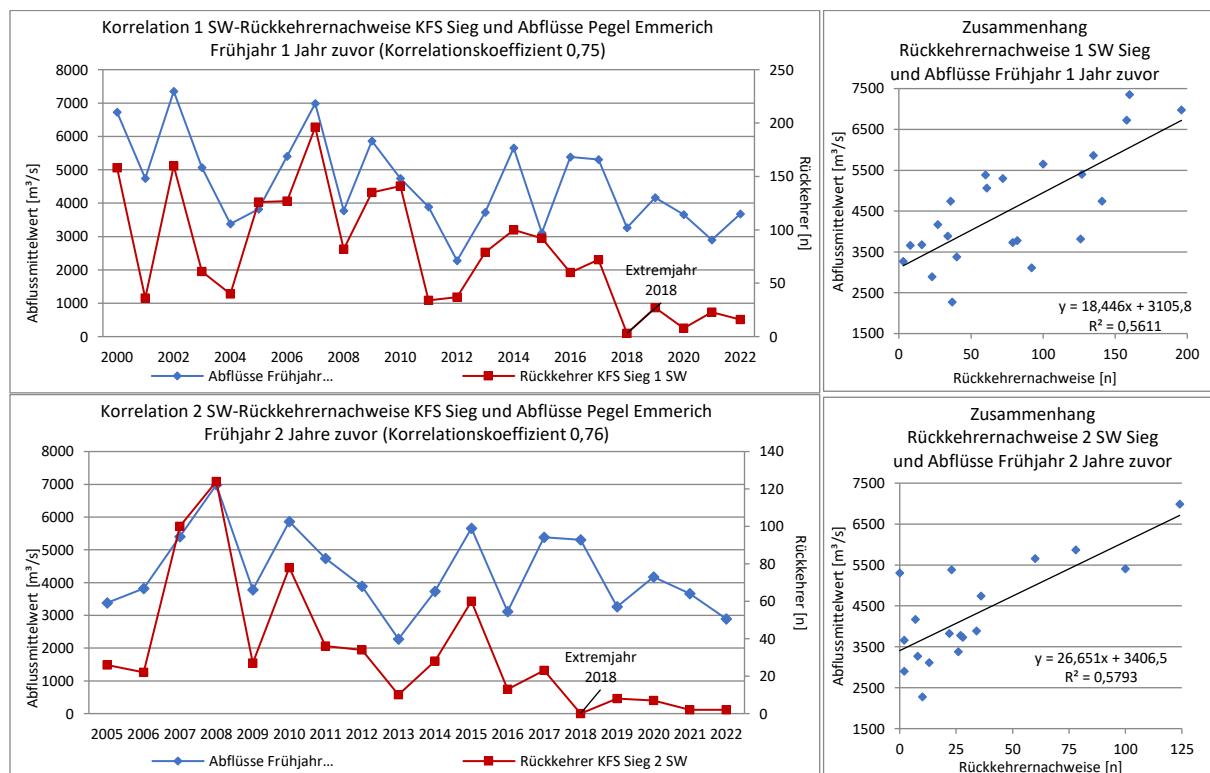


Abb. 60: Korrelation der Rückkehrernachweise KFS Sieg (nur gemessene Individuen mit entsprechender Seewinter-Einteilung) und der Abflüsse (Summe der Monatsmittel April & Mai) am Pegel Emmerich; oben: Frühjahr 1 Jahr zuvor (= 1-SW-Lachse) (Korrel. 0,75; $p = <0,001^{***}$); unten: Frühjahr 2 Jahre zuvor (= 2-SW-Lachse) (Korrel. 0,76; $p = <0,001^{***}$); Hinweis: Die Zeitreihe beginnt bei 2-SW-Lachsen aufgrund der Stammumstellungen zu hohen MSW-Anteilen erst 2005.

Bemerkenswert ist, dass die Residuen in Abb. 59 und 60 etwa nach dem Jahr 2015 deutlich zunehmen, was bedeuten würde, dass abflussunabhängige Stressoren seit 6-8 Jahren zunehmen.

Bei der Rückwanderung ist durch geringen Frühjahrsabfluss ein Einfluss auf den Wirkungsumfang der Stressoren Schiffspropellerschädigung, *Tailrace Mortality* (einige Standorte, vgl. Tab. A2 in Anhang II), Orientierungseinschränkungen im Delta (insbesondere Staubereich Haringvliet) und auf die Wandermotivation zu erwarten. Die Korrelationsberechnungen liefern darauf keine Hinweise (Korrelation Rhein: 0,17; Iffezheim: -0,17; Sieg: 0,19; alle $p = >0,1$ n.s.) (Abb. A20 – A22 in Anhang II).

10.1.2 Jahres-, Herbst- und Sommerabfluss

Ein geringer Herbstabfluss hat keinen Einfluss auf die Smoltabwanderung.

Bei der Rückwanderung ist durch geringe Abflüsse (und hohe Wassertemperaturen) eigentlich ein erheblicher Einfluss auf den Wirkungsumfang der Stressoren Schiffspropellerschädigung, *Tailrace Mortality* (einige Standorte, vgl. Tab. A2 in Anhang II), Orientierungseinschränkungen im Delta (insbesondere Staubereich Haringvliet) und auf die Wandermotivation zu erwarten (sowie ggf. ein untergeordneter Einfluss auf den Wirkungsumfang der Stressoren Prädation durch Welse und Angelfischerei). Diese Annahme wird durch die Korrelationsberechnung hinsichtlich Rheinrückkehrer nicht gestützt. Aus Abb. 61 wird ersichtlich, dass z.B. die hohe Rückkehrerzahl in 2007 mit hohen Abflüssen zusammentrifft – 2002 und 2013 führen hohe Abflüsse dagegen zu keinem wesentlichen Anstieg. Die „Extremjahre“ 2003 und 2018 (Kreise) weisen nur im Fall 2018 geringe Rückkehrernachweise auf, die sich in 2019 trotz vergleichsweise höherer Abflüsse fortsetzen. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt THIELMANN-SCHLICH (2022) beim Vergleich der Abflüsse der Sieg mit den Rückkehrerzahlen an der KFS Sieg (2000 bis 2020). Insgesamt deuten diese uneinheitlichen Ergebnisse darauf hin, dass die Anzahl der Lachsauftreiber nur bedingt von den mittleren Abflussmengen abhängt und andere Einflussvariablen wichtiger sind. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass Stressoren, deren Wirkung mit niedrigen Abflüssen in Zusammenhang stehen dürfte, wie Welsbestand (Peak in 2018, vgl. Abb. 37 in Kap. 5.1.2 sowie Kap. 10.4.3) und Anzahl sehr großer Binnenschiffe (deutliche Zunahme ab 2010, zwischenzeitliche Peaks in 2017 und 2018, vgl. Abb. 51 in Kap. 5.2.3 sowie Kap. 10.4) erst nach 2010 deutlich zugenommen haben und sich niedrige Abflüsse in den letzten 5-10 Jahren möglicherweise zunehmend negativer ausgewirkt haben als davor.

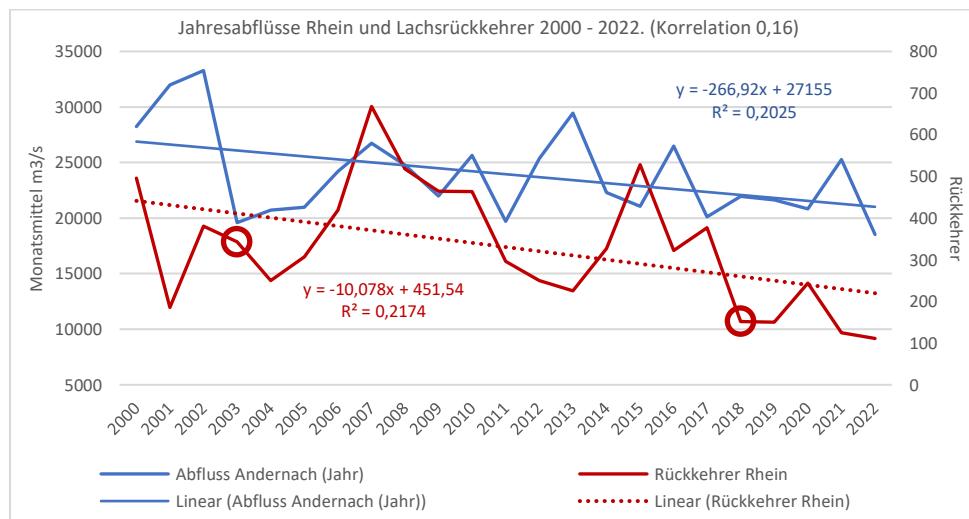


Abb. 61: Lachsrückkehrer Rhein und mittlere Jahresabflüsse (Korrelationskoeffizient 0,16; $p > 0,1$ n.s.). Die beiden „Extremjahre“ 2003 und 2018 sind durch Kreise hervorgehoben.

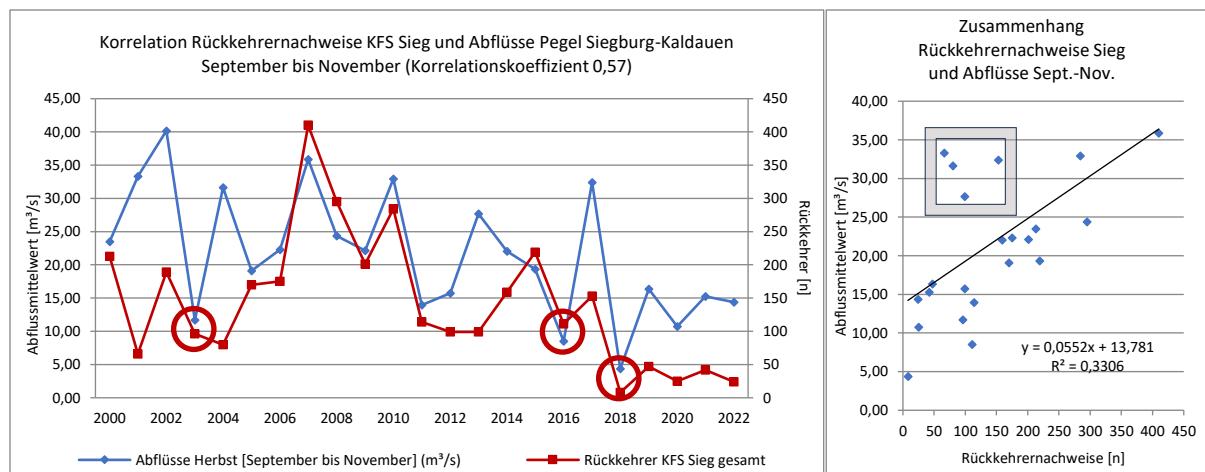


Abb. 62: Lachsrückkehrer Sieg und Abflüsse Sieg (Kaldauen) im Zeitraum September bis November (Korrelationskoeffizient 0,57; $p < 0,01^{**}$). Links: die „Extremjahre“ 2003, 2016 und 2018 sind durch Kreise hervorgehoben; rechts: die vier vom Trend stark abweichenden Jahre 2001, 2004, 2013 und 2017 sind durch einen grauen Kasten hervorgehoben.

In die Zuflüsse bzw. Laichgewässer steigen die Rückkehrer vorrangig im Spätsommer und Herbst auf. Belastbare Daten zu Rückkehrerzahlen und Abflüssen in Zuflüssen bzw. Laichgewässern liegen nur von der KFS Sieg vor. Danach besteht für das Hauptaufstiegszeitfenster September bis November zwar in den meisten Jahren ein positiver Zusammenhang der beiden Parameter (Korrelationskoeffizient 0,58), dieser ist jedoch in den Jahren 2001, 2004, 2013 und 2017 trotz relativ hoher Abflüsse nicht gegeben (Abb. 62). Damit kann auch für den Zufluss Sieg kein eindeutiger Zusammenhang zwischen erhöhten Abflüssen in der Hauptwanderzeit und Rückkehrerzahlen abgeleitet werden. Die Daten deuten jedoch darauf hin, dass sich extrem abflussarme Jahre (2003, 2016 und 2018) negativ auf die Rückkehrerzahlen auswirken.

10.2 Wassertemperaturen und Rückkehrernachweise

Die Wassertemperaturen im Rhein haben an der Messstelle Karlsruhe zwischen 2000 und 2022 an insgesamt 105 Tagen die für Lachse kritische Grenze (Temperaturstress) von 25°C überschritten; die längsten Hitzephäsen wurden (analog zu den Niedrigabflüssen, Kap. 10.2) in den Jahren 2003 (32 Tage) und 2018 (29 Tage) verzeichnet (Abb. 63). In 2003 wurde eine höhere Rückkehrerzahl dokumentiert als in den Jahren 2001 und 2004, die beide keine 25°C -Überschreitungstage aufwiesen. In 2018 ging die Rückkehrerzahl zwar zum wiederholten Mal (vgl. 2007 bis 2011) dramatisch zurück, blieb aber auch in den kühleren Folgejahren auf sehr niedrigem Niveau. Es liegt auch rechnerisch kein Zusammenhang zwischen Rückkehrerzahlen und Hitzetagen vor (Korrelation -0,13; $p > 0,1$ n.s.).

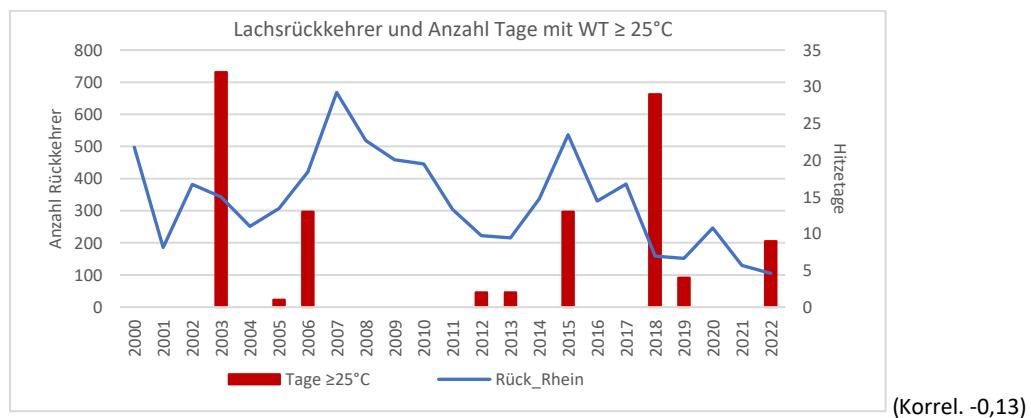


Abb. 63: Lachsrückkehrer Rhein und Anzahl Tage mit Wassertemperaturen $\geq 25^{\circ}\text{C}$ (Messstelle Karlsruhe)

10.3 Schiffsverkehr und Rückkehrernachweise

Die Lachs-Rückkehrernachweise stehen rechnerisch in einem umgekehrten Zusammenhang mit der Zunahme großer Binnenschiffe (≥ 3.000 t) (Abb. 64). Große Binnenschiffe mit Mehrfachantrieb erhöhen insbesondere bei großen Fischen und niedrigen Abflüssen maßgeblich die Kollisionswahrscheinlichkeit mit Schiffspropellern (vgl. Kap. 5.2.3).

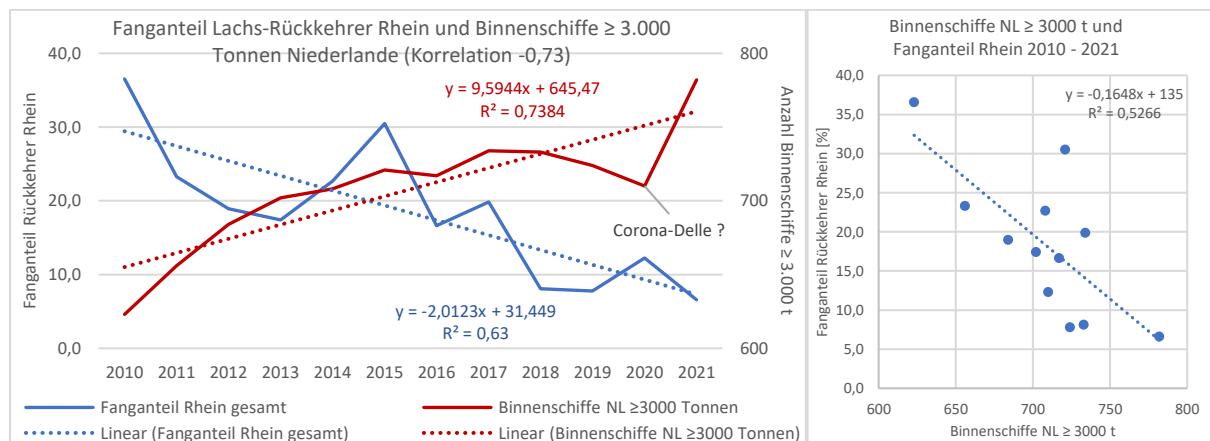


Abb. 64: Fanganteil Lachs Rhein und Entwicklung großer Binnenschiffe mit ≥ 3.000 t in den Niederlanden (Korrelationskoeffizient $-0,73$; $p < 0,01^{**}$).

10.4 Abundanz von Prädatoren und Rückkehrernachweise

10.4.1 Kormoran und Gänsesäger

Die Lachs-Rückkehrernachweise stehen sehr wahrscheinlich in einem umgekehrten Zusammenhang mit der Zunahme des Kormorans. Die Abb. 65 sowie A23-A26 in Anhang II zeigen die Korrelationsberechnungen für den Rhein, die Sieg (KFS) und Iffezheim (alles: Brutvögel) mit Blick auf den Bestand futtersuchender (jagender) Kormorane im Haringvliet. Die Rückkehrerdaten sind jeweils aufgeschlüsselt in Rückkehr 1 und 2 Jahre nach den Jahreszahlen Kormoran, weil sich der Stressor in den Vorjahren auf die Smolts auswirkt.

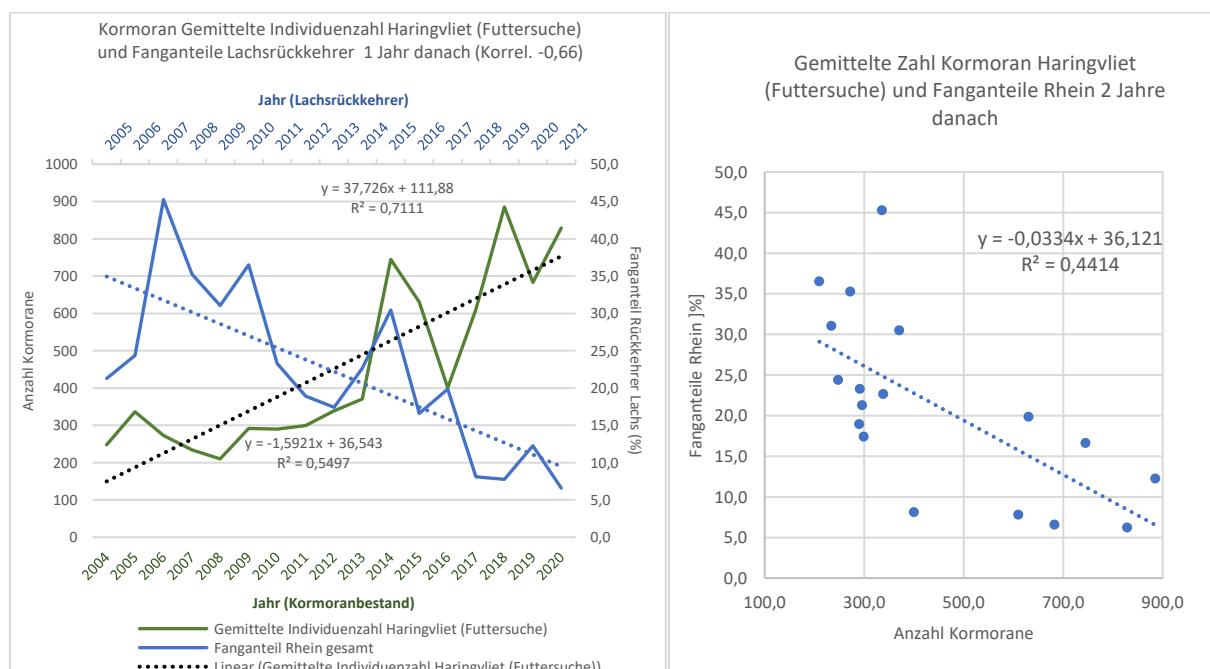


Abb. 65: Anzahl futtersuchender Kormorane Haringvliet und Fanganteile Lachsrückkehrer Rhein 2 Jahre danach (Korrelation $-0,66$; $p < 0,01^{**}$); siehe auch A23-A26 in Anhang II

Ein besonders enger Zusammenhang besteht offensichtlich zwischen der Anzahl futtersuchender Kormorane im Haringvliet und den Fanganteilen Lachsrückkehrern im Rhein 1 und 2 Jahre danach. Hier liegen die Korrelationskoeffizienten jeweils bei -0,66 (beide $p = <0,01^{***}$) (Abb. 65 & A26 in Anhang II).

10.4.2 Seehund und Kegelrobbe

Die Lachs-Rückkehrzahlen stehen sehr wahrscheinlich in einem umgekehrten Zusammenhang mit der Zunahme der Arten Seehund und Kegelrobbe (Abb. 66 sowie Abb. A27 in Anhang II). Negative Korrelationen bestehen bei den Datensätzen „Rhein“, „Hessen & Rheinland-Pfalz“ und „KFS Sieg“. Lediglich für „Iffezheim“ besteht ein leicht positiver Zusammenhang, der aber unter dem Aspekt steigender Besatzzahlen im Oberrheingebiet gesehen werden muss.

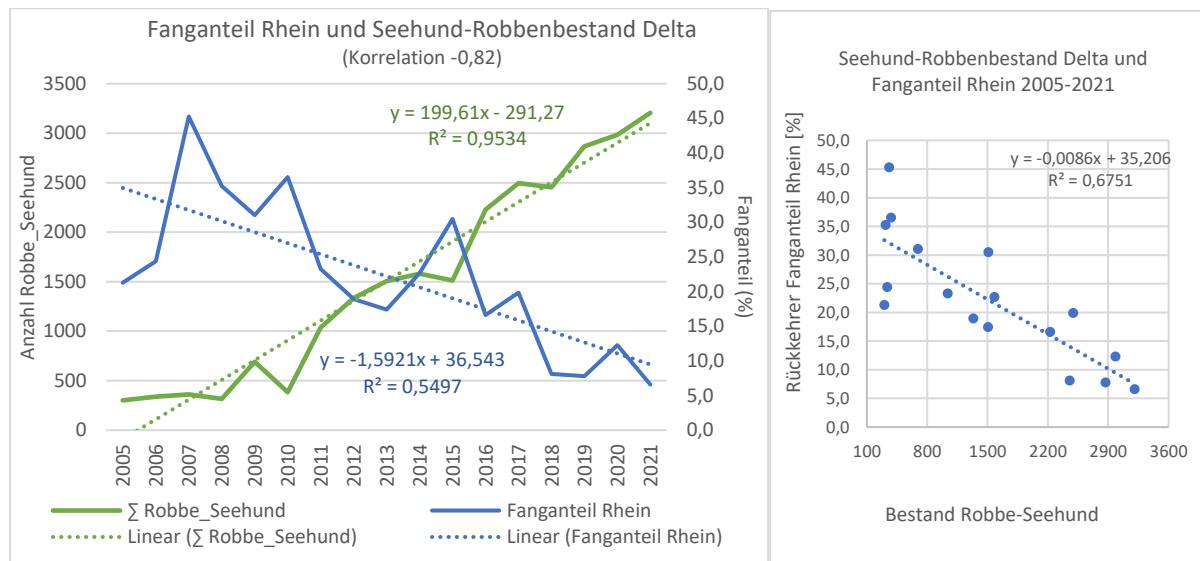


Abb. 66: Seehund-Kegelrobbenbestand gepoolt und Fanganteile Rhein (Korrelationskoeffizient -0,82; $p = <0,001^{***}$).

10.4.3 Wels

Die Lachs-Rückkehrzahlen stehen sehr wahrscheinlich in einem umgekehrten Zusammenhang mit der Zunahme des Welses. Die Datenlage zur Entwicklung des Welsbestandes ist sehr spärlich und lückenhaft. Als einzige durchgängige Zeitreihe lassen sich die Wels-Daten aus Gamsheim verwenden, diese wurden mit den Fanganteilen Rhein abgeglichen (Abb. 67). Es ergibt sich ein negativer Zusammenhang (Korrelationskoeffizient -0,73). Die betrachtete Zeitreihe ist allerdings relativ kurz (2006-2022).

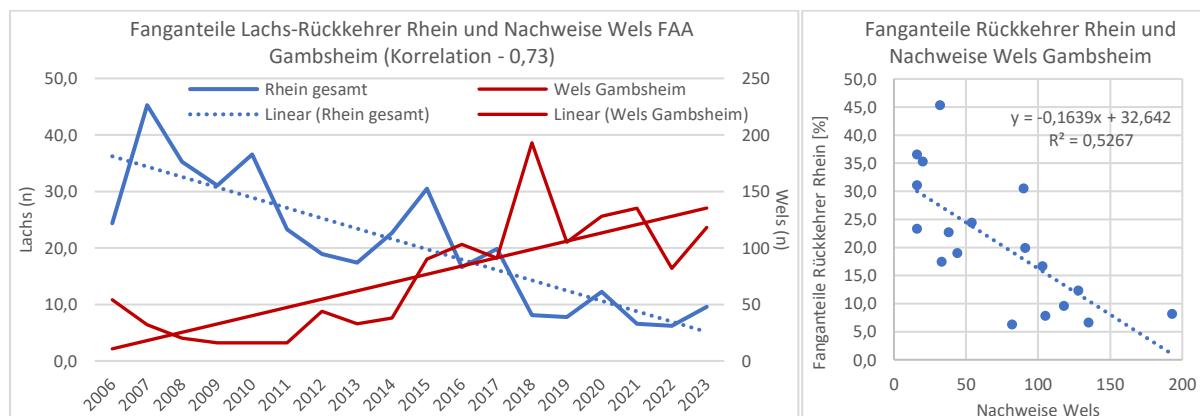


Abb. 67: Fanganteile Rhein und Nachweise Wels im Fischpass Gamsheim (Korrelationskoeffizient -0,73; $p = <0,001^{***}$).

10.4.4 Schweinswal

Abb. A28 in Anhang II zeigt für den Zeitraum 2000 bis 2018 keinen Zusammenhang zwischen den Nachweiszahlen der Lachs-Rückkehrer im Rhein und Sichtungen von Schweinswalen (Korrelationskoeffizient: 0,08). Die Bestandszahlen während der Abwanderung ein Jahr zuvor (betrifft 1-Seewinter-Lachse) und zwei Jahre zuvor (betrifft 2-Seewinter-Lachse) weisen einen schwachen negativen Zusammenhang mit den Rückkehrernachweisen auf (Korrelationskoeffizienten: -0,31 und -0,15; beide $P = >0,1$ (n.s.); Abb. A28 mitte & unten in Anhang II). Für eine weitere Bewertung ist die relativ kurze Zeitreihe 2000 bis 2018 nicht repräsentativ.

10.5 Abgleich mit Trends Meerforelle im Rhein

Die Datenlage erlaubt nur für die Nachweise der Meerforelle, nicht jedoch für Maifisch und Meerneunaugen einen Abgleich mit den Nachweisen von Lachsen im Rhein (Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim). In den Jahren mit eingeschränktem Monitoring in Iffezheim wurde Iffezheim als Wert Gamsheim $\times 1,53$ gewertet (entspricht der Relation aus den repräsentativen Jahren). Ausweislich der fehlenden Übereinstimmungen liegt zwischen den Bestandtrends der beiden Arten kein Zusammenhang vor (siehe Abb. A29 & A30 in Anhang II).

10.6 Abgleich mit Trends in anderen Flüssen und Regionen

Nahezu alle europäischen Lachsbestände - außer in dänischen Gewässern wie der Skjern Å - sind in den letzten 5 – 10 Jahren durch Bestandsrückgänge gekennzeichnet (siehe Abb. A12, A31 & A32 in Anhang II). Dabei wurde ein Rückgang insbesondere bei 1-SW-Lachsen festgestellt (siehe Abb. 26; 27 links). Mit Ausnahme der Skjern Å indizieren alle Daten einen deutlich rückläufigen Trend nach 2017. Ein direkter Zusammenhang ist nicht erkennbar. Auffällig ist ein Peak der Nachweise in Loire und Rhein im Jahr 2015 (siehe auch Abb. 20); weitere Analysen sind nicht möglich, weil keine besatzbereinigten Daten vorliegen.

10.7 Multivariate Statistik

Vorbemerkung: Die Schwankungen der Rückkehrraten zwischen den Flüssen innerhalb eines Jahres sind (höchstwahrscheinlich) weitgehend auf lokale und regionale Unterschiede bei den Faktoren zurückzuführen, die sich auf die frühe Phase der marinen Wanderung und das Überleben auswirken, während die langfristigen zeitlichen Muster der Rückkehrraten höchstwahrscheinlich durch die Kombination lokaler, regionaler und nordatlantischer Faktoren bestimmt werden, die während der gesamten Zeit des Lachses im Meer wirken. Erhöhte Prädationsverluste können mit Belastungen zu einem früheren Zeitpunkt und an einem früheren Ort im Lebenszyklus verbunden sein. Diese Übertragungseffekte können im Süßwasser, in der frühen Phase der marinen Wanderung und bis zur Rückkehr in die Flüsse als potenzielle Laichfische auftreten. Fast alle beschriebenen Stressoren (außer Seehund- und Kegelrobbenbestände) wirken sich in Relation zum Abfluss im jeweilig relevanten Zeitfenster unterschiedlich auf die Überlebensraten aus.

Eine Einschätzung inkl. Datenlage im Hinblick auf die Möglichkeit statistischer Tests liefert Tab. 9.

Methoden: Um den Zusammenhang zwischen den Lachsrückkehrzahlen (mit und ohne Berücksichtigung des Besatzaufwands) und den mit univariaten Verfahren identifizierten potentiellen Einflussfaktoren in einem Modell zusammenzufassen, wurde das multivariate statistische Verfahren der Hauptkomponentenanalyse (principal component analysis; PCA) angewendet (Software: R, Paket: „vegan“). Es wurde grundsätzlich wie folgt vorgegangen:

1. Zunächst wurden die Rückkehrerjahre hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit in der Ausprägung der potentiellen Einflussvariablen ordiniert (auf Basis der Korrelationsmatrix):
 - Frühjahrsabfluss während der Smoltabwanderung
 - Bestandsentwicklung von fischfressenden Vögeln im Einzugsgebiet und / oder im Wanderkorridor während der Smoltabwanderung
 - Bestandsentwicklung von Robben (Seehund und Kegelrobbe) in Rheindelta und Wattenmeer im Jahr der Rückwanderung
 - Herbstabfluss während der Rückwanderung
 - Bestandsentwicklung des Welses im Wanderkorridor während der Rückwanderung
 - Anzahl großer Schiffe (> 3.000 t) im Wanderkorridor während der Rückwanderung
2. Aus dieser Ordination wurden nur die aussagekräftigen Hauptkomponenten (Eigenwert > 1,0; markant im Scree-Plot) zur weiteren Analyse herangezogen
3. Die Beziehung der Lachsrückkehrzahlen (mit und ohne Berücksichtigung des Besatzaufwands) zu den aussagekräftigen Hauptkomponenten wurde *a posteriori* mittels Monte-Carlo- Permutationstest (999 Iterationen) statistisch getestet.

Tab. 9: Einschätzung der Bedeutung des Abflusses auf die Wirkungsstärke verschiedener Stressoren: Auswirkungen auf Überlebensraten

Stressor	Zeitfenster / Lebensphase	räumlicher Schwerpunkt	Auswirkung hoher Abfluss	Auswirkung mittlerer Abfluss	Auswirkung niedriger Abfluss	Auswirkung sehr niedriger Abfluss	Multi-faktorielle Analyse mit Abfluss
Kormoran	Aufwuchsphase 1-2 Jahre, Smolt-abwanderung	Aufwuchsgewässer, Wanderkorridor, Küste	sehr positiv	positiv	negativ	sehr negativ	ja
Gänsesäger	Aufwuchsphase 1-2 Jahre, Smolt-abwanderung	Aufwuchsgewässer (besonders CH)	sehr positiv	positiv	negativ	sehr negativ	ja
Wels	Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Rhein, Mosel, Main Querbauwerke, Fischaufstiege, Zuflussmündungen	eher unabhängig	eher unabhängig	negativ an Mündungen Laichgewässer	sehr negativ an Mündungen Laichgewässer	ja
Seehund & Kegelrobbe	Smoltwanderung; Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Mündung, Küste, Nordsee	unabhängig	unabhängig	unabhängig	unabhängig	ja
Schiffsverkehr	Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Rhein (besonders Waal), von der Mündung stromaufwärts abnehmend	positiv	negativ	sehr negativ	sehr negativ	ja
Tailrace Mortality	Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Kraftwerke mit Horizontal-Kaplan-turbinen (u.a. Maas, Main)	lokal unterschiedlich	lokal unterschiedlich	negativ	sehr negativ	nein, Daten nicht ausreichend
Fischerei Binnenland	Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Mündungen Laichgewässer; historische Fangplätze (?)	positiv	negativ	sehr negativ	sehr negativ	nein, Daten nicht ausreichend
Temperatur	Aufwuchsphase 1-2 Jahre; Rückkehr (1 SW: Herbst, MSW: ab Frühjahr)	Aufwuchsgewässer, Wanderkorridore	sehr positiv	positiv	negativ	sehr negativ	Stressor ist mit Abfluss verknüpft
Konkurrenz, Wasserqualität, Lebensraum	Aufwuchsphase	Aufwuchsgewässer, Wanderkorridore	sehr positiv	positiv	negativ	sehr negativ	nein, Daten nicht ausreichend

Diese Analyse wurde zum einen für alle gemeldeten Rückkehrer im Rheineinzugsgebiet, zum anderen für die einzelnen Fangstationen, bei denen eine Mehrfachzählung des gleichen Individuums

ausgeschlossen war (Sieg, Iffezheim, Mosel) durchgeführt. Dabei wurden die Bezugsdaten zu Beständen fischfressender Vögel oberhalb des Haringvliets räumlich angepasst. Details zu den verwendeten Variablen finden sich in Anhang III (Tab. A III 1). Zusätzlich zur beschriebenen inhaltlichen Analyse wurde auch stets das Rückkehrjahr *a posteriori* in Beziehung zu den relevanten Hauptkomponenten gesetzt, da die Ergebnisse der univariaten Beziehungen ein hohes Maß an zeitlicher Korrelation vermuten ließen.

Ergebnisse:

Die graphischen Darstellungen (sogenannte Biplots) sind wie folgt zu verstehen:

Die unausgefüllten Punkte stellen die Rückwanderjahre dar, ihre Position entspricht ihren Scores auf den in der Graphik dargestellten Hauptkomponenten (s. Achsenbeschriftung). Je näher zwei Punkte aneinander liegen, desto ähnlicher waren die Eingangsdaten der beiden durch die Punkte symbolisierten Rückwanderjahre. Die Eigenwerte der Achsen bzw. ihr Anteil erklärter Varianz geben dabei an, in welchem Umfang die Variabilität in den Eingangsdaten (die potentiellen Einflussvariablen, s.o.) von der jeweiligen Hauptkomponente abgebildet wird.

Die blauen Striche aus dem Ursprung stellen Vektoren dar (die Darstellung wurde zur besseren Lesbarkeit angepasst, eigentlich müssten es Pfeile sein), die für die einzelnen Eingangsvariablen (blaue Beschriftung) deren Beziehung zu den Hauptkomponenten anzeigen. Diese wird durch die Länge (die Koordinaten zwischen -1 und 1 auf beiden Achsen der Endpunkte entsprechen dem Korrelationskoeffizienten mit den Hauptkomponenten) und Richtung der Vektoren ausgedrückt. Je länger ein Vektor in die Richtung einer Hauptkomponente weist, desto enger ist die Beziehung der Variable zur Achse bzw. desto mehr Variabilität innerhalb dieser Variable wird durch diese Hauptkomponente repräsentiert (hohe Faktorladung).

Vektoren, die in die gleiche Richtung weisen, deuten dabei positive Korrelationen der Variablen untereinander an, in entgegen gesetzter Richtung deutende Vektoren negative Korrelationen zwischen den Variablen, und senkrecht zueinanderstehende Vektoren deuten eine weitgehende statistische Unabhängigkeit der Variablen untereinander an. Dies gilt nicht nur für die Variablen, die rechnerisch in die Ordination eingegangen sind (blau), sondern auch für die *a posteriori* einzeln ergänzten Vektoren für die Lachsrückkehrer (mit und ohne Berücksichtigung des Besatzes, in rot dargestellt) bzw. das Rückkehrjahr (grün).

Bei der Analyse der Korrelationsstruktur der potentiellen Einflussvariablen auf die Lachsrückkehrer im Gesamtrhein zeigte die Hauptkomponentenanalyse für alle vier gerechneten Varianten (je zwei Modelle mit einem einjährigen bzw. zweijährigen Versatz der Frühjahrsabflüsse und Vogelprädationsdaten, davon zwei Modelle mit Daten zur Vogelprädation aus dem Gesamteinzugsgebiet bzw. Kormorandaten aus dem Haringvliet), dass sich die Variablen gut auf zwei Hauptkomponenten kondensieren ließen (Abb. 68). Ab der dritten Hauptkomponente waren die berechneten Gradienten nicht mehr eindeutig informativ (Verfehlens des Kaiser-Kriteriums von Eigenwert $> 1,0$ bzw. nicht markant im Screeplot). Wegen der weitgehenden Redundanz der Ergebnisse wird hier nur eine Modellvariante exemplarisch graphisch dargestellt, die anderen finden sich in Anhang III (Abb. A III 1-3). Insgesamt bildeten die ersten beiden Hauptkomponenten zusammen immer mindestens 70 % bis > 85 % der Variabilität in den Eingangsdaten ab, wobei stets > 50 % von der ersten Hauptkomponente abgedeckt wurden. Diese PC 1 wurde in allen vier Analysevarianten maßgeblich von den Stressoren im unteren Wanderkorridor gebildet (hohe Faktorladungen von $> 0,7$ für Wels, Robben, Schiffsverkehr und bei deren Integration ins Modell für Kormorane im Haringvliet). Die zweite Hauptkomponente, die in allen Varianten wesentlich weniger

Erklärungswert aufwies, war durch die Abflussvariablen geprägt (jeweils Faktorladungen $> 0,7$ bzw. $< -0,7$), wobei eine einjährige Phasenverschiebung zu einer gleichen Ausrichtung der Vektoren von Frühjahrs- und Herbstabflüssen führte (Abb. 68, Abb. A III 2), während eine zweijährige Phasenverschiebung eine entgegengesetzte Ausrichtung bewirkte (Abb. A III 1, A III 3).

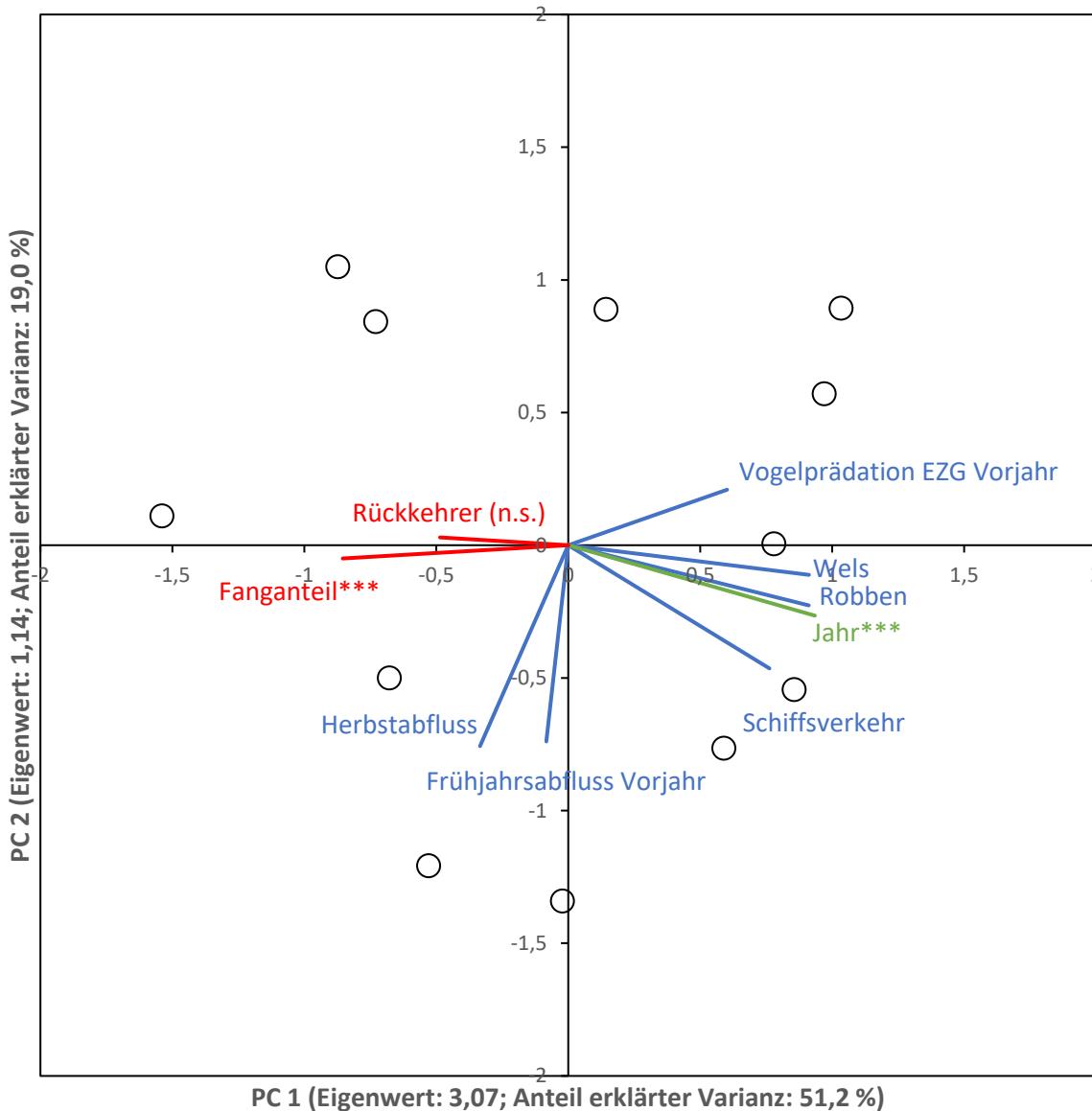


Abb. 68: Hauptkomponentenanalyse für den **Rhein** (Lachsrückkehrer 2010-21). Modell mit Vogelprädation im gesamten Einzugsgebiet (EZG) und einjähriger Phasenverschiebung bei Variablen mit vermutetem Einfluss auf abwandernde Smolts (Details s. Text). Signifikanzniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Auf den ersten Blick könnte man also zu dem Schluss kommen, dass in den vier Modellvarianten PC 1 den Prädatorendruck im unteren Bereich des Wanderkorridors abbildet, und zwar mit zunehmendem Prädatorendruck, je höher der Score auf PC 1 ist. PC 2 würde als zweite Dimension eine Abflusskomponente abbilden. PC 1 ist jedoch gleichzeitig höchst signifikant positiv korreliert mit der Jahreszahl des Rückkehrerjahrs (grüner Pfeil, *a posteriori* eingepasst) und könnte somit auch eine reine Zeitachse darstellen, obwohl die Jahreszahl gar nicht in die Hauptkomponentenanalyse eingegangen ist. Es lässt sich also nicht differenzieren, ob in das bestehende Modell nachträglich eingepasste

Vektoren in direktem Zusammenhang mit den Daten zum Prädatorendruck stehen oder lediglich eine stetige Entwicklung in der Zeit zeigen. Daher ist der signifikante negative Zusammenhang zwischen den um den Besatzaufwand korrigierten Lachsrückkehrern (Fanganteil, rot) und der ersten Hauptkomponente nicht eindeutig zu interpretieren. Er besagt lediglich, dass die Anzahl der Lachsrückkehrer (wobei der Besatzaufwand mitberücksichtigt wurde) mit der Zeit weniger wurde, während gleichzeitig die Stressoren eine zunehmende Tendenz über die Zeit zeigten. Die Abflüsse (PC 2) hingegen zeigten keinen ausgeprägten Zusammenhang mit der Rückkehr der Lachse.

Führt man diese Analyse auf Ebene der einzelnen Fangstationen durch, fällt zunächst auf, dass die auf der Korrelationsmatrix der in die Ordination eingehenden Variablen basierenden Muster sehr ähnlich sind (Abb. 69 & 70; Anhang III) wie die in der Analyse zum Gesamtrhein. Das liegt daran, dass ein großer Teil der eingehenden Variablen nahezu identisch ist, da ja nur die Variablen aus dem Einzugsgebiet angepasst wurden (Kormorane, im Fall der Sieg Abflüsse) und im Gegensatz zur vorherigen Analyse die regionalen Daten zur Vogelprädation simultan mit den Daten aus dem Haringvliet eingerechnet wurden. Zudem lagen für die Mosel keine Monitoringdaten für 2010 und 2011 vor, so dass diese Jahre insgesamt nicht in die Analyse eingingen.

Am Beispiel der **Sieg** (Modell mit einer Phasenverschiebung von einem Jahr für die Variablen, die in Zusammenhang mit der Smoltabwanderung gesehen werden) lässt sich das verdeutlichen (Abb. 69). Auch in dieser Analyse erklärten die ersten beiden Hauptkomponenten einen Großteil der Variabilität in den Eingangsvariablen mit einem deutlich höheren Anteil bei der ersten Achse. Auch hier wurde die erste Hauptkomponente PC 1 vor allem durch die Variablen Schiffsverkehr, Robben und Wels geprägt, und PC 1 war wieder hoch positiv korreliert mit dem Rückkehrerjahr, während die Abflussvariablen stärkere Beziehungen zu PC 2 aufwiesen.

Sowohl die Rückkehrerzahlen als auch der um den Besatzaufwand korrigierte Fanganteil im Verhältnis zur Rückkehrerprognose waren negativ mit PC 1 korreliert, wobei sich auch im Fall der Sieg nicht beurteilen lässt, inwieweit ein Zusammenhang zu den Bestandszahlen der Prädatoren / zur Intensität der Schifffahrt besteht oder nur ein gegensätzlicher Trend der Variablen in der Zeit.

Bei einem Modell mit einer Phasenverschiebung von zwei Jahren für die Variablen, die in Zusammenhang mit der Smoltabwanderung gesehen werden, änderte sich das Bild nur unwesentlich (Abb. A III 4).

Im Falle der Fangstation an der **Mosel** bestand dahingehend ein Unterschied zu den anderen Analysen, dass aufgrund einer Monitoringpause 2010 und teilweise 2011 nur eine kürzere Zeitreihe analysiert werden konnte. Zudem ist die Mosel dahingehend ein Sonderfall, dass die Rückkehrerzahlen in der Mosel immer sehr viel kleiner waren als in den anderen Fangstationen, so dass Unterschiede von wenigen Einzeltieren sich stark auf die Analyseergebnisse auswirken.

Wie bei den vorangegangenen Analysen bildeten auch bei der Mosel (Modell mit einer Phasenverschiebung von einem Jahr für die Variablen, die in Zusammenhang mit der Smoltabwanderung gesehen werden) die gleichen Variablen einen Zusammenhang zu PC 1 aus, PC 2 stand in Zusammenhang mit Abflussdaten (Abb. 70). In diesem Fall war das Rückkehrerjahr sogar noch stärker mit der ersten Hauptkomponente korreliert als die auf sie ladenden Einzelvariablen. Im Unterschied zu den vorangegangenen Analysen gab es jedoch keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Lachsrückkehrern und den Hauptkomponenten, was auch aus der Kürze der Vektoren (rot) ablesbar ist (für den betrachteten Zeitraum bestand auch keine negative Korrelation zwischen den Rückkehrerzahlen an der Mosel und der Zeit, die Rückkehrerzahlen nahmen also nicht signifikant ab).

Die redundante Modellvariante mit zweijähriger Phasenverschiebung für die Variablen, die in Zusammenhang mit der Smoltabwanderung gesehen werden, zeigt Anhang III (Abb. III 5).

Die Analyse der Daten in Bezug auf die Lachsrückkehrer an der Fangstation **Iffezheim** glich in ihrer Aussage jener von der Station Mosel. Die erste Hauptkomponente war stark mit der Zeit korreliert, und sowohl für eine Phasenverschiebung um ein Jahr (Abb. 71) als auch um zwei Jahre (Abb. III 6 in Anhang III) in den Variablen, die in Zusammenhang mit der Smolabwanderung gesehen werden, ergaben sich keine signifikanten Zusammenhänge mit den Hauptkomponenten. Allerdings waren im betrachteten Zeitraum bei den Rückkehrern in Iffezheim tendenziell sogar leicht ansteigende Rückkehrerzahlen zu beobachten.

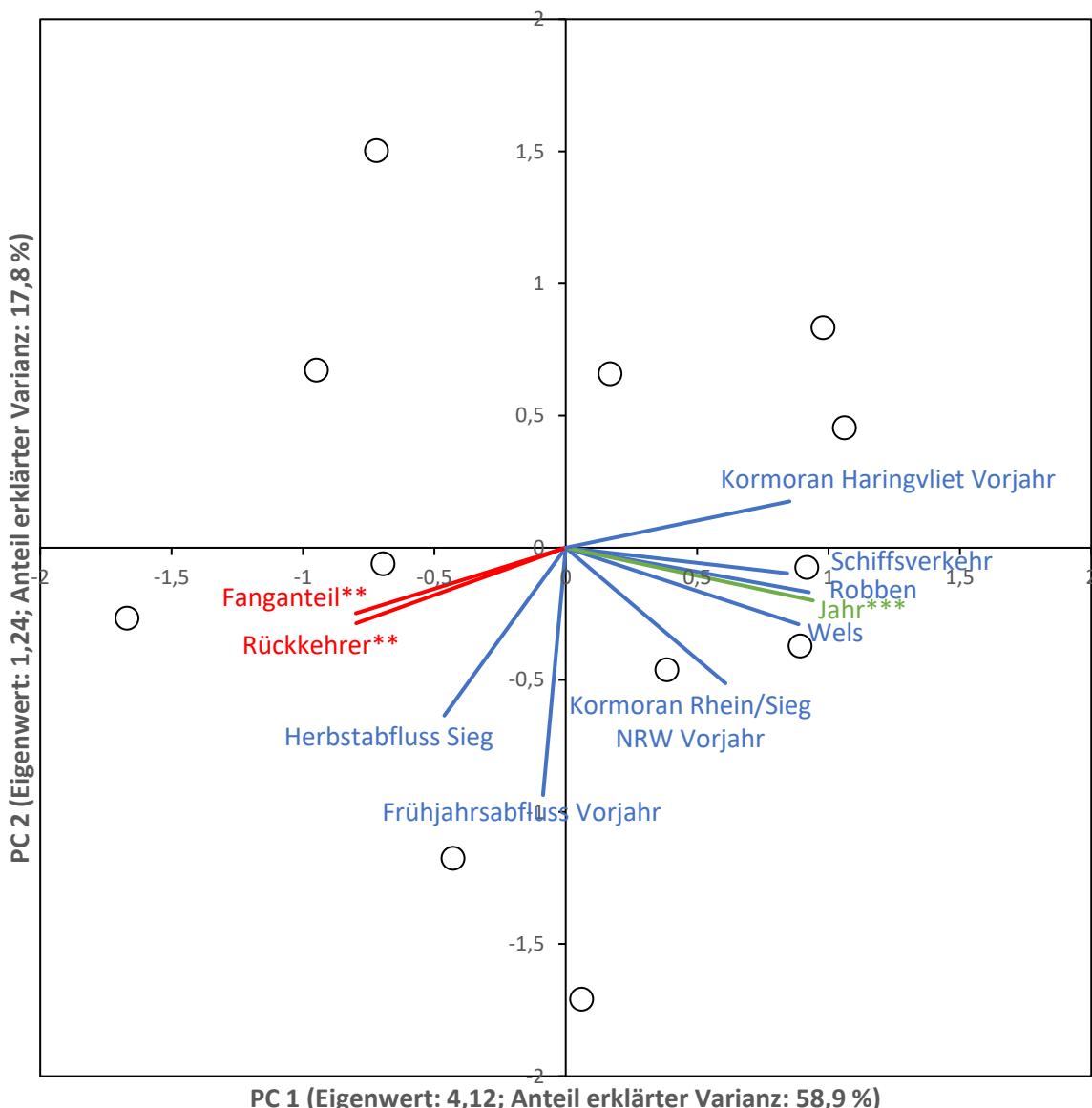


Abb. 69: Hauptkomponentenanalyse für die Fangstation **Sieg** (Lachsrückkehrer 2010-21). Modell mit Kormorandaten aus dem Haringvliet (HV) und dem EZG der Sieg sowie einjähriger Phasenverschiebung bei Variablen mit vermutetem Einfluss auf abwandernde Smolts (Details s. Text). Signifikanzniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

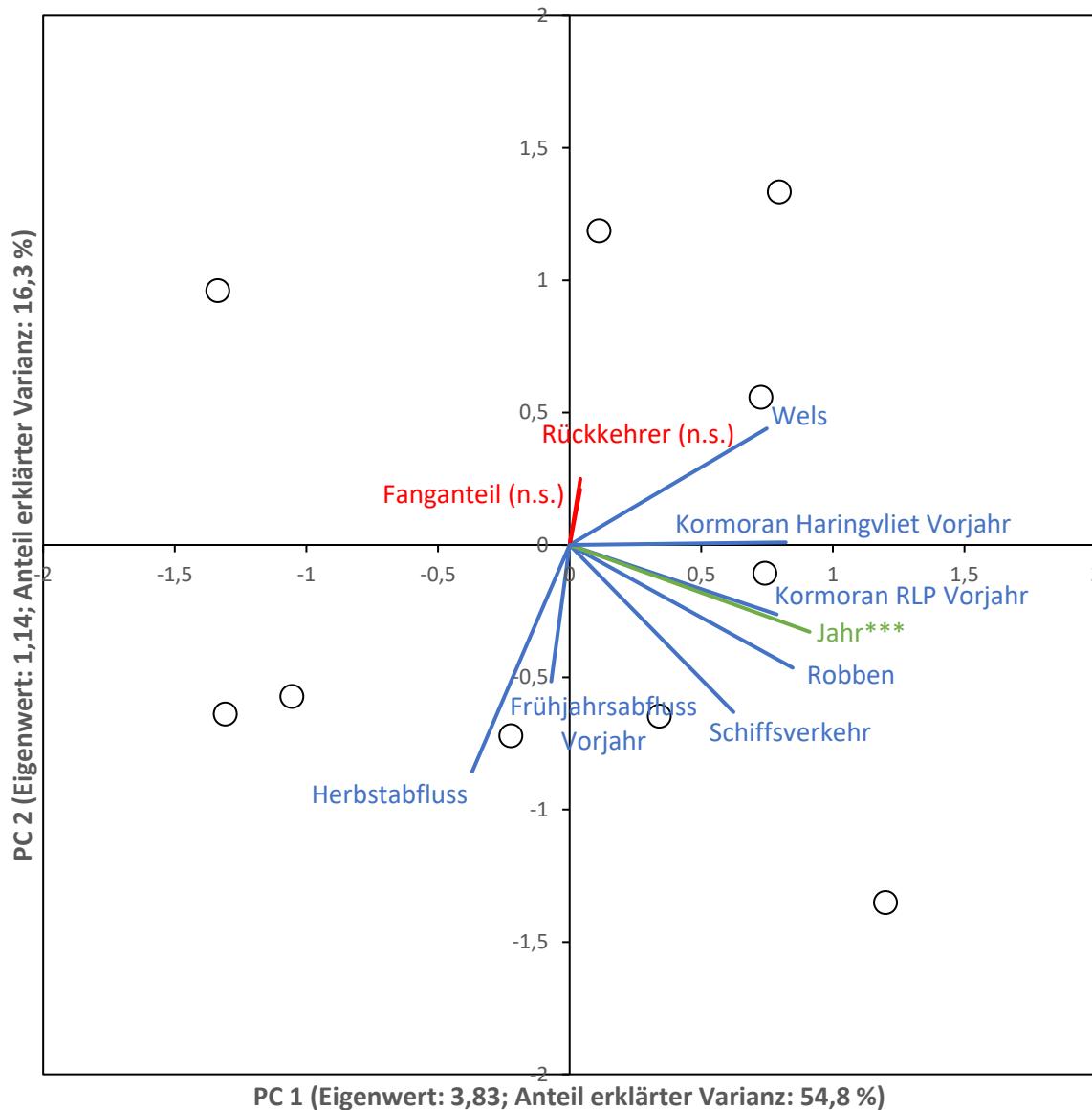


Abb. 70: Hauptkomponentenanalyse für die Fangstation **Mosel** (Lachsrückkehrer 2012-21). Modell mit Kormorandaten aus dem Haringvliet (HV) und dem EZG der Mosel sowie einjähriger Phasenverschiebung bei Variablen mit vermutetem Einfluss auf abwandernde Smolts (Details s. Text). Signifikanzniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Diskussion:

Insgesamt zeigten die Ergebnisse der multivariaten Analyse eine statistische Beziehung zwischen den ins Modell eingehenden Variablen und dem Rückkehrerfolg besetzter Lachse an, allerdings erlauben die Interkorrelationen der Variablen und deren zeitliche Korrelation keine auf Statistik gestützte Bewertung der Zusammenhänge. Es lässt sich also keine Wertung der Relevanz der unterschiedlichen Stressoren aus diesen Zusammenhängen ableiten.

Zu demselben Ergebnis führten auch (hier nicht dargestellte) Analyseansätze mit sequenziellen multiplen Regressionen (type I sum of squares), die zwar signifikante Zusammenhänge der Gesamtmodelle anzeigen, deren Ergebnisse aber stark von der Reihenfolge der schrittweise ins Modell eingehenden Variablen abhängen. Das galt zumindest für diejenigen Variablen, die nicht direkt abflussbezogen waren und in den multivariaten Analysen stets die erste Hauptkomponente

bildeten. Die zuerst in die Modelle aufgenommenen Variablen hatten stets hohe Erklärungswerte, während in den nächsten Schritten eingeführte Variablen kaum zusätzlichen Erklärungswert aufwiesen – unabhängig davon welche der Variablen konkret ausgewählt wurden. Die Anteile der erklärten Varianz, die auf sog. „shared effects“ zurückzuführen waren, überstiegen die individuellen Effekte (also die von den anderen Erklärungsvariablen statistisch unabhängigen Effekte) immer um ein Vielfaches, so dass sich auch durch diesen methodischen Ansatz keine Bewertung der Relevanz der abflussunabhängigen Stressoren erzielen ließ. Diese Ergebnisse wurden bei der IKS-R-Sitzung am 19.01.2024 bereits vorgestellt und wegen der Redundanz der Ergebnisse hier nicht nochmals aufgeführt.

Insgesamt stellt die Qualität der verfügbaren Daten ein Kernproblem für die Identifikation der Hauptgefährdungsfaktoren der im Rheinsystem besetzten Lachse dar.

Die wichtigsten Datensätze zur Entwicklung der Lachsbestände wurden unter wenig standardisierten Bedingungen erhoben (z.B. variieren die Fangeffektivitäten der Fangstationen u.a. in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen, der Anteil der Rückkehrer aus Naturvermehrung ist nicht messbar) oder mussten auf Grundlage von statischen Annahmen errechnet werden (z.B. Smoltäquivalente, erwartete Rückkehrer).

Die verwendeten Erklärungsvariablen stellen in keinem Fall direkte Messungen von den Lachs betreffenden Prozessen dar, sondern repräsentieren lediglich eine Annäherung an solche Prozesse von unbekannter Güte. So sind etwa die Daten zu den Bestandsentwicklungen der Prädatoren von sehr heterogener Qualität, und die tatsächliche Prädation von Lachsen ist unbekannt. Zudem beziehen sich diese Daten räumlich nicht explizit auf den Wanderkorridor der Lachse oder liegen nur sehr punktuell (Welse in Iffezheim und Gamsheim) vor, so dass ihre Repräsentanz fraglich ist.

In manchen Fällen sind die mechanistischen Zusammenhänge zwischen den Variablen und den Prozessen, die den Lachs betreffen, multipel und gleichzeitig unklar, wie etwa im Fall der Abflüsse. Für die Höhe der Abflüsse wird angenommen, dass niedrigere Werte u.a. einhergehen mit höherem Prädationsrisiko (durch verschiedene Prädatoren) im Wanderkorridor, schlechteren Wanderbedingungen im Allgemeinen und insbesondere an Barrieren, und erhöhter Kollisionsgefahr mit Schiffsschrauben. Das macht die eindeutige Interpretation der Zusammenhänge der Abflussdaten mit den Daten zum Lachs unmöglich, und verdeutlicht, dass reine Bestandszahlen von Prädatoren den tatsächlichen Prädationsdruck in einem bestimmten kritischen Zeitraum nur schlecht abbilden, da der Prädationsdruck ja vermutlich auch von den äußeren Bedingungen (Abfluss) abhängt.

Es ist also festzustellen, dass die verfügbaren Datensätze die für die Entwicklung des Lachsbestands entscheidenden Prozesse nicht direkt abbilden, sondern lediglich als Annäherungen an diese zu verstehen sind. Bei der Ausbildung eines längerfristigen Trends in der Bestandsentwicklung eines Prädators kann auch ein Trend zu höherem Prädationsdruck vermutet werden. Bei gleichgerichteten Trends in den Erklärungsvariablen (Interkorrelationen) bleibt die Ursache-Wirkungsbeziehung allerdings unklar und ist nicht aufzulösen. Auch die Zeiträume, für welche Daten zu Erklärungsvariablen zur Verfügung stehen, sind heterogen und erlauben durch teils kürzere Zeitreihen nur eingeschränkte Analysen.

Aufgrund dieser Unzulänglichkeiten in allen Bereichen der Datengrundlage kann eine quantitative statistische Auswertung der verfügbaren Daten grundsätzlich nur von geringer Aussagekraft sein. Hinzu kommt, dass der Lebenszyklus des Lachses räumlich und zeitlich komplex abläuft und keinerlei analysierbare Daten für die Bestandsentwicklung im Zeitraum zwischen dem Einsetzen der Jugendstadien und der Rückkehr nach einer variablen Zeitspanne vorhanden sind.

Für eine valide Quantifizierung der Gefährdungsursachen wären unmittelbar vor Ort erhobene, direkte Messungen der Einzelprozesse mit Fokus auf die spezifischen Lebensstadien des Lachses erforderlich.

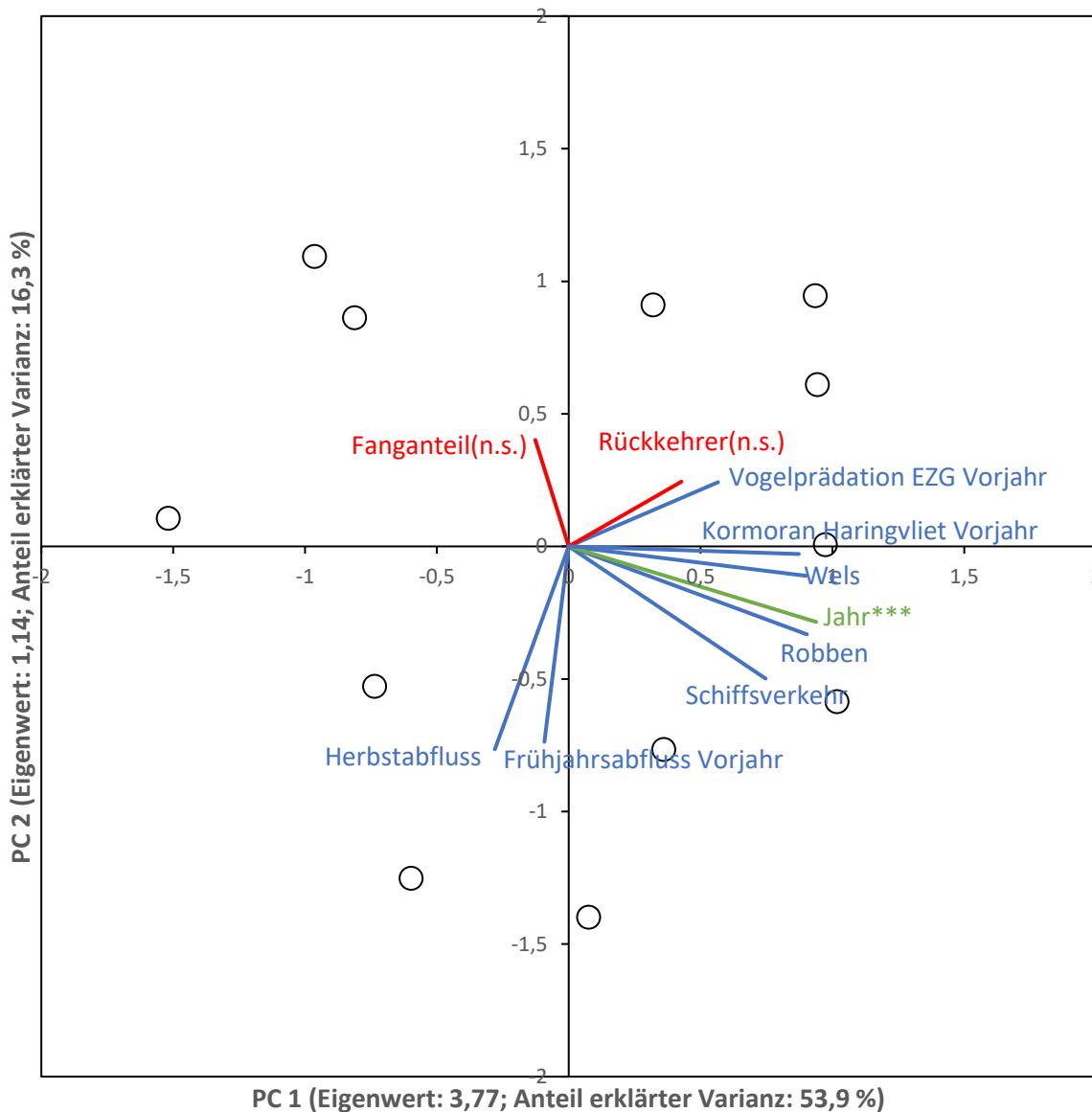


Abb. 71: Hauptkomponentenanalyse für die Fangstation Iffezheim (Lachsrückkehrer 2010-21). Modell mit Kormorandaten aus dem Haringvliet (HV) und aus dem Gesamten Einzugsgebiet des Rheins sowie einjähriger Phasenverschiebung bei Variablen mit vermutetem Einfluss auf abwandernde Smolts (Details s. Text). Signifikanzniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

11. Räumliche Wirkung und Klassifizierung von Stressoren

Die Lachsrückkehrerzahlen im Rhein nehmen deutlich und signifikant ab. Ein geringerer Besatzaufwand fällt als Ursache weg. Das Überleben in den Aufwuchsgewässern hat vermutlich nicht abgenommen. Das Überleben bei der Abwanderung ist hingegen mit hoher Wahrscheinlichkeit schlechter geworden, wobei es einen Zusammenhang mit dem zurückgegangenen Abfluss im Rhein gibt. Der geringere Abfluss hat Auswirkungen auf verschiedene Stressoren, insbesondere auf den Jagderfolg der Prädatoren Gänseäger, Kormoran u.a., die Mortalität an Kraftwerken und die Orientierung im Deltarhein. Im Oberwasser von Wasserkraftanlagen (Hauptstrom und Zuflüsse)

sowie vor und hinter den Haringvlietschleusen ist der Prädationsdruck durch Kormorane auf Smolts besonders hoch. Für Rückkehrer im Rhein-Maas-System sind die Stressoren Prädation im Süßwasser (Wels), Schiffsverkehr, Wasserkraftwerke und Binnenfischerei (nicht-marine Faktoren) sowie die Beifänge in der Küstenfischerei relevant. Diese Faktoren (außer Küstenfischerei) stehen auch mit niedrigen Abflüssen in Zusammenhang, was – neben dem derzeitigen Trend der Bestandszunahmen der Prädatoren – eine künftige Zunahme ihrer Wirkung durch den Klimawandel wahrscheinlich macht. In den Küstengewässern hat die Prädation durch Seehunde und Kegelrobben (und ggf. piscivore Fische) wahrscheinlich sehr stark zugenommen.

Neben der Prädation kristallisiert sich für den Rhein ein besonders hohes Risiko durch die Zunahme an großen Binnenschiffen in Kombination mit niedrigen Abflüssen und ggf. hohen Wassertemperaturen (Erwärmung Buhnenfelder) heraus. Die intensiv befahrene und vergleichsweise schmale Waal ist vermutlich ein besonderes Risikogebiet. Die Prädationswahrscheinlichkeit durch Welse steigt unterhalb von großen und mittelgroßen Wasserkraftanlagen; hier sammeln sich Welse wegen der hohen Nahrungsverfügbarkeit. Das Prädationsrisiko steigt mit Verzögerungen in der Wanderung, also in den Stauhaltungen und an Engpässen wie Fischaufstiegsanlagen (Einstiegsbereich, innerhalb der Fischpässe). *Tailrace Mortality* ist wahrscheinlich an Wasserkraftanlagen an Main, Neckar, Mosel (?) und Maas relevant, aber derzeit nicht quantifizierbar. Fischerei (illegale, gezielte Fänge und unbeabsichtigter Beifang) ist im Hauptstrom und im Delta (Küste) relevant, aber aufgrund zunehmender Restriktionen und Kontrollen wahrscheinlich rückläufig. Der nahezu überall verzeichnete Rückgang der Überlebensrate von Lachsen im Meer ist wahrscheinlich stark angelehnt an den Klimawandel (Details siehe Anhang II) und damit nicht zeitnah zu verändern. Die Überlebensraten in den hiesigen Aufwuchsgewässern sind insgesamt gut bis sehr gut und werden nicht als ursächlich für den Rückgang der Lachse im Rhein-Maas-System angesehen. Managementmaßnahmen sollten sich daher darauf konzentrieren, lokal wirkende Stressfaktoren zu verringern, die die Anzahl und den Zustand der ins Meer gelangenden Smolts und der aufwandernden Rückkehrer reduzieren.

11.1 Räumliche Wirkung von Stressoren

Die vom Rhein stromabwärts wandernden Smolts verteilen sich nach VAN RIJSSEL *et al.* (2024) auf drei Flussarme (Waal, Lek und IJssel). Der Großteil der Smolts nutzt die Waal für ihre seewärtige Wanderung, und nur ein kleiner Teil wandert durch die IJssel oder den Lek (jeweils 1 % der Gesamtzahl der jährlich abwandernden Smolts). Von der Waal aus wandern die meisten Smolts durch die Haringvliet-Schleusen in Richtung offenes Meer, obwohl sich einige für die Wanderung durch den Nieuwe Waterweg entscheiden, der eine offene Verbindung zur Nordsee hat (möglicherweise zusammen mit Individuen, die durch den Lek gewandert sind). Der höhere Prozentsatz an Smolts, der im Nieuwe Waterweg im Vergleich zum Lek nachgewiesen wurde, deutet darauf hin, dass einige Individuen, die durch die Waal in Richtung der Haringvliet-Schleusen wandern, sich stattdessen für den Nieuwe Waterweg entscheiden. Für die Rückkehrer sind vergleichbare Aufteilungen auf die genannten Wanderwege zu erwarten.

Die sog. IMARES-Studie von 2008 ermittelte erstmals näherungsweise, in welchen Streckenabschnitten des Rheins welche Verluste an auf- und abwandernden Lachsen verortet werden können (Abb. 72) (JANSEN *et al.*, 2008). Die Verluste wurden Anfang der 2000er Jahre auf der Grundlage von Telemetriedaten und ausgesetzten Smolts und beobachteten erwachsenen Lachsen in den Laichgebieten erhoben; der Schwund wurde im Verhältnis zur Fangzahl der Berufs- und Sportfischerei gesetzt. Andere Faktoren wie die Prädation auf Rückkehrer durch Wels, Seehund und

Kegelrobbe sowie die Mortalität durch Schiffsverkehr waren entweder nicht bekannt oder es wurde ihnen (noch) keine Bedeutung zugemessen (vgl. SCHNEIDER, 2009). Bei Fangdaten ist auch zu berücksichtigen, dass das Überleben zurückgesetzter Lachse maßgeblich von der Art des Handlings, der Jahreszeit und der Wassertemperatur abhängig ist (u.a. BOOTH *et al.*, 1995; BROBBEL *et al.*, 1996).

Results salmon

No survey literature
fishery enquiry licence unknown

		Rivers	IJsselmeer	Delta	Wadden Sea	Dutch Coast
Fyke net	Smolts	25-49	110-225	35-70	20-200	?
	Adults	232 - 463	20 - 40	7 - 13	0 - 120	?
Gill net	Smolts		0-10	0	0	?
	Adults		0 - 10	0	0	?
Seine	Smolts	0-10	0-10	0-10	0-10	
	Adults	0 - 10	0 - 10	0 - 10	0 - 10	
Anchor stow net	Smolts	32				
	Adults	0				
Trawling	Smolts			10-100	20-100	80-400
	Adults			0-10	0-10	0-10
Sport fisheries	Smolts	0?			0?	
	Adults	50-2500		1400 - 7000		

paaigebied	Laichgebiet
verwijning	Verschwinden
beroepsvisserij	Berufsfischerei
sportvisserij	Sportfischerei
onbekend (o.a. predatie, wkc, experimenteel)	unbekannt (u.a. Prädation, WKA, Versuche)
predatie	Raub
wkc	Wasserkraftwerk
fuikenvisserij	Reusenfang
staand wand	Kiemenfangnetz
zegen	Schleppnetz
recreatief	Freizeit
ziekte	Krankheit
fractie	Anteil
barriere	Hindernis
temp	Temperatur
zalmpopulatie	Lachspopulation

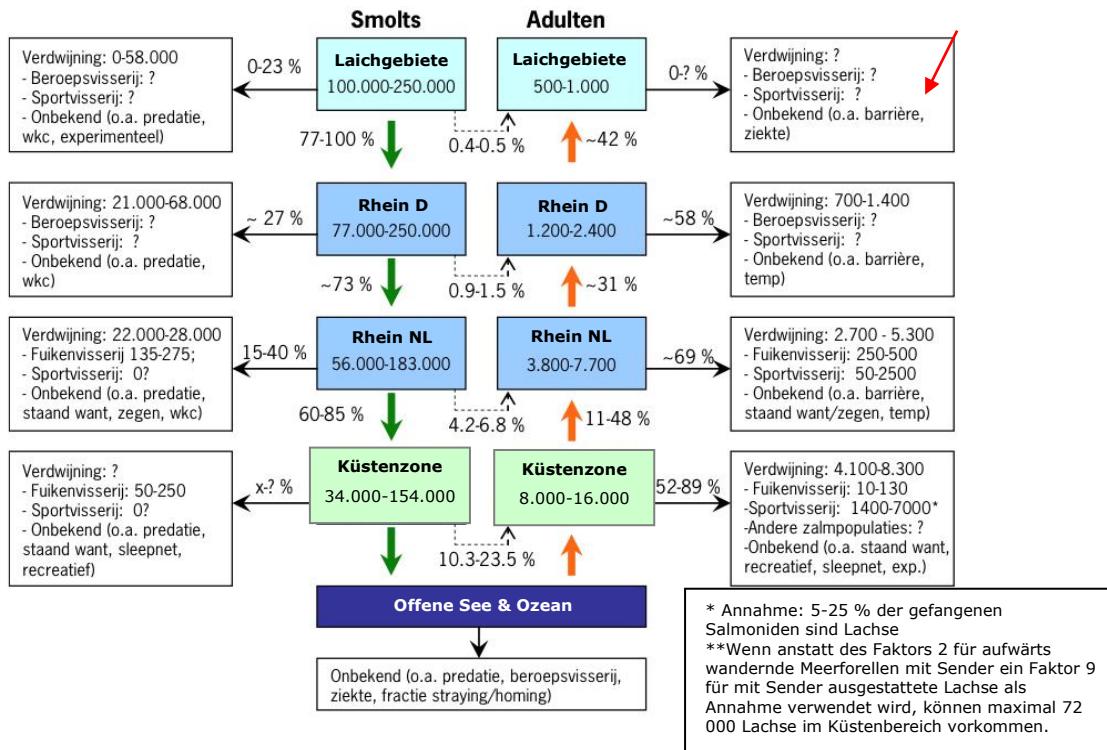


Abb. 72: Ergebnisse der IMARES-Studie 2008: Zusammenfassende schematische Darstellung mit der geschätzten Anzahl wandernder Smolts und adulter Lachse und Schwund pro Teilgebiet auf der Grundlage von Telemetriedaten und ausgesetzten Smolts und beobachteten erwachsenen Lachsen in den Laichgebieten. Für jedes der Segmente wird der Schwund im Verhältnis zur Fangzahl der Berufs- und Sportfischerei gesetzt. Ein gefangener Lachs bedeutet nicht, dass dieser auch verschwindet, das ist abhängig davon, wie bereit man ist, das Tier zurückzusetzen, und es ist vom weiteren Überleben abhängig (Handling-Mortalität). Ferner werden weitere Faktoren angesprochen, die möglicherweise eine wichtige Rolle spielen. Für jedes Teilgebiet wird auch das Verhältnis zwischen Anzahl abwandernden Smolts und aufsteigenden adulten Lachsen berechnet. Für die Laichgebiete liegt der Prozentsatz bei 0,4 - 0,5 %. Die Zahlenangaben dieser Grafik sind als Schätzung der Größenordnung zu betrachten (aus: JANSEN *et al.*, 2008).

(Übersetzung Detailangaben in den Kästen links und rechts: siehe gelber Kasten oben)

INGENDAHL *et al.* (2008) führten an der Wupper eine Transponderstudie mit Lachssmolts durch. Ziel der Studie war es, die Wanderrouten und den Erfolg der flussabwärts gerichteten Wanderung im teilweise gestauten Rheindelta (insbesondere an den Haringvliet-Schleusen) zu untersuchen. Insgesamt verließen 60 besetzte Smolts das Wuppersystem, dies entsprach 77 % der markierten Fische. Die durchschnittliche Dauer der Abwanderung betrug etwa 17 Tage, wobei drei Smolts das Meer innerhalb von drei Tagen erreichten und ein Individuum 39 Tage unterwegs war. Die durchschnittliche Dauer betrug 11, 23 bzw. 29 Tage für drei verschiedene Untergruppen. 38 Smolts der verbleibenden 41 Fische gelangten in die Waal in Richtung des südlichen Teils des Deltas. Ein Fisch wanderte in die IJssel und gelangte wahrscheinlich in das IJsselmeer, ohne die Nordsee zu erreichen. Zwei weitere Fische wanderten entlang des Nederrijn und des Lek und ein Fisch wanderte wahrscheinlich erfolgreich über den "Nieuwe Waterweg" ins Meer. Von ursprünglich 60 Individuen erreichten 36 (46 % der markierten Fische) das Meer, nachdem sie das Rheindelta über die Waal passiert hatten.

Ab Möhlinbach (Rheinzufluss oberhalb Kraftwerk Rheinfelden, CH) bis 4,7 km unterhalb Iffezheim betrug in einer aktuellen Studie von FISHCONSULTING die mittlere Überlebensrate für semi-wilde Smolts (Aufwuchs im Freiland) im Frühjahr 2023 auf knapp 200 km Strecke 20% (Abb. 73). (FISHCONSULTING GmbH, Schweiz; Bericht in Vorbereitung). Die Verlustrate betrug also lediglich 0,4% pro km (siehe unten). Die Smolts hatten dabei 14 Staustufen zu überwinden. Die Abwanderung fand allerdings bei hoher Wasserführung statt.

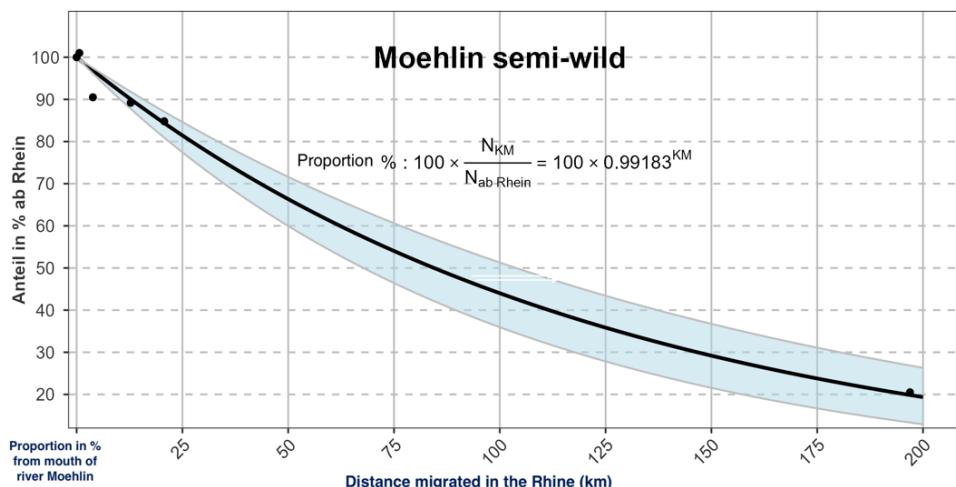


Abb. 73: Verlustrate semi-wilder Smolts zwischen Möhlinbach (CH) und 4,7 km unterhalb Staustufe Iffezheim bei hohem Abfluss im Frühjahr 2023. Daten und Grafik: FISHCONSULTING GmbH, Schweiz

VAN RIJSSEL *et al.* (2024) bestätigen das „Verschwinden“ vieler Lachse im Rhein inkl. Delta, wobei auch in ihrer Analyse der höchste Prozentsatz an Smolts im niederländischen Rhein verschwindet (71 %), während der Prozentsatz an verschwundenen adulten Tieren sowohl im niederländischen als auch im deutschen Teil des Rheins am höchsten ist (74% bzw. 78 %). Bei den Smolts ist der höchste Prozentsatz des Verschwindens beim Übergang vom Rhein zur Küstenzone zu verzeichnen. Bei den adulten Lachsen ist dieser Prozentsatz ebenfalls hoch: Wenn die adulten Lachse den niederländischen Niederrhein erreichen, scheinen 74 % von ihnen bereits verschwunden zu sein. Danach gehen weitere 78 % der adulten Lachse bei dem Versuch verloren, den deutschen Rhein und ihre Laichgebiete zu erreichen. Bei den Smolts sind die Strecken zwischen den Laichgebieten und dem deutschen Rhein sowie zwischen dem deutschen und niederländischen Niederrhein für 26% bzw. 34 % der Verluste verantwortlich. Betrachtet man jedoch die absoluten Zahlen, so weisen diese

Abschnitte die höchsten Verluste auf: 21.000-36.000 Smolts gingen zwischen den Laichgründen und dem deutschen Rhein und 20.000-35.000 Smolts zwischen dem deutschen Rhein und dem niederländischen Niederrhein verloren. Der Prozentsatz der adulten Lachse, die erfolgreich zu ihren Laichgründen zurückkehren, liegt auf der Grundlage der Gesamtzahl der Smolts, die ihre Wanderung beginnen (79.000-140.000) und der Zahl der zurückkehrenden Lachse (373-798) nach VAN RIJSSEL *et al.* (2024) zwischen 0,5-0,6 %. Die marine Mortalität beträgt 29-41% (Abb. 74) und liegt damit deutlich unter den Verlustraten im Rhein (inkl. Küste).

Die aktuellen Ergebnisse von VAN RIJSSEL *et al.* (2024) weisen darauf hin, dass Smolts zwar auf ihrer gesamten Abwanderstrecke Verluste erleiden, der Großteil (71%) jedoch zwischen niederländischem Rhein und der Küste verschwindet. Die Studien zur Markierung von Smolts wurden mit relativ großen Smolts (2+ Altersklasse, durchschnittlich 29 cm) durchgeführt, die in Aufzuchtanlagen aufgezogen wurden, und daher höhere Verlustraten aufweisen können als Smolts, die in einer natürlichen Umgebung ohne Markierung aufgezogen wurden. Es gibt immer mehr Belege dafür, dass in Zuchtanlagen aufgezogene Smolts eine geringere Überlebensrate, eine niedrigere Rückkehrrate, ein langsameres Wachstum und eine geringere Fitness im Vergleich zu Wildlachs-Smolts aufweisen. Für die von VAN RIJSSEL *et al.* (2024) verorteten hohen Verluste zwischen Niederländischem Rhein und der Küste könnte ein sehr starker Prädationsdruck – etwa durch die besonders hohe bzw. stark angestiegene Anzahl futtersuchender Kormorane im Haringvliet (vgl. Abb. 34) sowie den angestiegenen Seehund-Kegelrobbenbestand (vgl. Abb. 44) - eine plausible Erklärung sein. Ein Review zu Überlebensraten von Smolts und Post-Smolts fasst zusammen, dass die Mortalität 0,3-7,0 % (Median 2,3) pro Km flussabwärts gerichteter Wanderung, 0,6-36 % (Median 6,0) pro Km in Mündungsgebieten und 0,3-3,4 % (Median 1,4) pro Km in Küstengebieten betragen kann. Ästuare und Flussmündungen sind die Orte mit den höchsten Sterblichkeitsraten, wobei Prädatoren eine besonders häufige Ursache sind. Die Sterblichkeitsraten variierten bei den Studien in den Ästuaren stärker als in den Flüssen und Meeresgebieten, was wahrscheinlich die großen Unterschiede zwischen den Ästuaren hinsichtlich ihrer Merkmale widerspiegelt (THORSTAD *et al.*, 2012). Für das Haringvliet mit seinen besonderen hydraulischen Bedingungen (Rückstaulänge, verengte Passagebereiche etc.) und der hohen Prädatorenzahl und -dichte (u.a. im Innenbereich Wolfsbarsch, Hecht, Zander, Wels, Kormoran, im Außenbereich Kormoran, Seehund, Kegelrobbe, Schweinswal) kann eine besonders hohe Mortalität angenommen werden.

Insgesamt beträgt nach VAN RIJSSEL *et al.* (2024) die Mortalität vom Aufwuchsgewässer (hier Wupper und Sieg) bis zur Küste rund 86%, was bei einem 300 km langen Wanderweg 0,29% pro km entspräche und mithin im unteren Bereich der publizierten Werte anzusiedeln ist. Für Abwanderer aus dem Hoch- und Oberrhein sind aufgrund der längeren Wanderdistanz und der Kraftwerkspassagen deutlich niedrigere Überlebensraten anzunehmen.

Die extrem hohen Verluste bei Rückkehrern im unteren Rheinabschnitt (74%; VAN RIJSSEL *et al.* 2024) ließen sich mit Prädation durch Kegelrobben und Seehunde sowie durch den intensiven Schiffsverkehr (Propellerkollision) erklären. Die Verluste im deutschen Rhein (78%) könnten maßgeblich durch Welse und zu einem stromaufwärts zunehmend geringeren Teil durch Schiffsverkehr entstanden sein. Gemäß der IMARES-Ergebnisse kommen im gesamten Bereich zwischen Küste und Rhein und insbesondere im Delta erhebliche fischereilich bedingte Verluste von Rückkehrern hinzu. (Hinweis: Die Rückkehrraten bei Lachsen steigen mit zunehmender Länge der Smolts an (GREGORY *et al.*, 2019)).

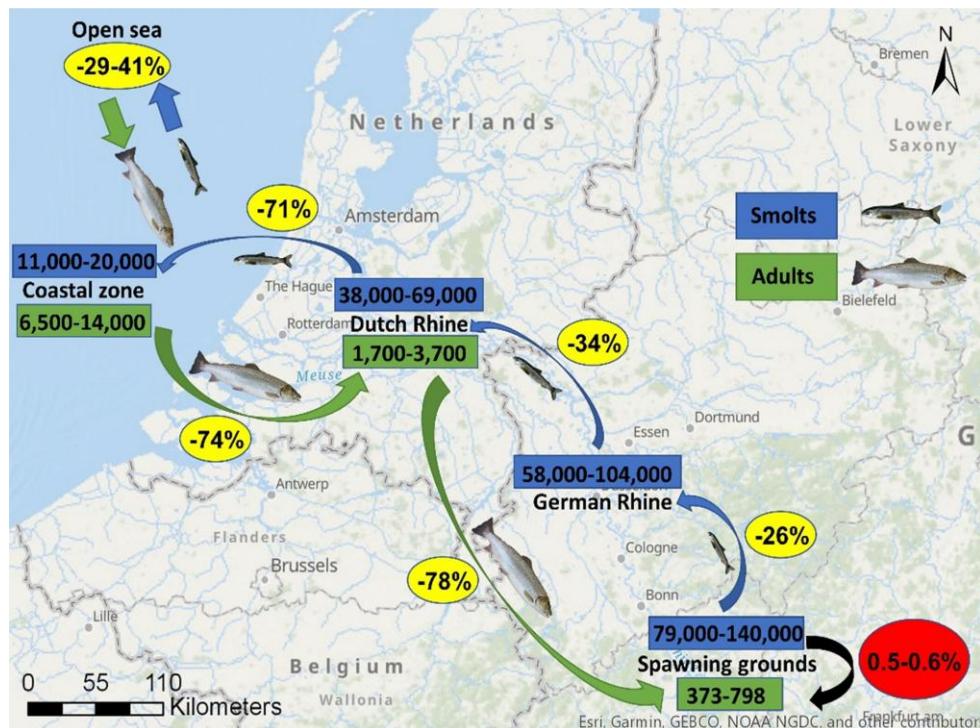


Abb. 74: Geschätzte Anzahl der flussabwärts wandernden Smolts (blau) und der flussaufwärts wandernden erwachsenen Lachse (grün) im Rhein. Der Prozentsatz der Lachse, die pro Flussabschnitt verschwinden (gelb), basiert auf Telemetriedaten, Lachsbesatz und beobachteten adulten Lachsen in den Laichgebieten. Der Gesamtprozentsatz der gestarteten Smolts, die als Erwachsene zurückkehren und die Laichgründe erreichen, wird auf 0,5 %-0,6 % (rot) geschätzt. Die Prozentsätze der Lachse, die auf offener See verschwinden, basieren auf den geschätzten Zahlen in der Küstenzone. Die Zahlen sind ein Hinweis auf die Größenordnung und können nicht als exakte Darstellung der tatsächlichen Anzahl von Lachsen angesehen werden. Grafik aus: VAN RIJSSEL et al. (2024), River Research & Apps, First published: 21 April 2024, DOI: (10.1002/rra.4284)

Bei der Verortung von Stressoren über die Interpretation der Häufigkeit der Verletzungsmuster bei Totfunden (Rhein, Maas) und der erfassten Verletzungsmuster in Iffezheim und im Delta (siehe Anhang I und II) ist zu beachten, dass die Detektionswahrscheinlichkeit von Verletzungen bei unterschiedlichen Stressoren stark variiert. Die Häufigkeit von Beobachtungen lässt keinen Rückschluss auf die Häufigkeit der Stressoreneinwirkung zu. Prädatoren wie Kegelrobbe, Seehund, Kormoran und Gänsesäger hinterlassen im Allgemeinen keine „Spuren“ im Sinne verletzter Individuen. Anders verhält es sich beim Wels. Dabei ist unbekannt, wie viele Lachse und Meerforellen direkt gefressen werden und wie viele Individuen eindeutig identifizierbare Bisssspuren und/oder Hautverletzungen davontragen, die sie sich bei der Flucht durch Kollision mit harten Strukturen wie Blocksteinen oder Mauern (auch in Fischpässen) zugezogen haben. Opfer von Schiffspropellerkollisionen werden dagegen wahrscheinlich überproportional häufig verendet aufgefunden, *Tailrace*-Verletzungen (Einschwimmen in Turbinen von Unterwasser) scheinen eher mit zeitversetzter Mortalität einherzugehen (Tab. 10):

- Verletzungen von Smolts führen fast sicher schon bei der Abwanderung zum Tod (direkt oder sekundär durch Prädation) und sind an Rückkehrern folglich nicht nachweisbar.
- Schiffsschraubenverletzungen sind meist so schwerwiegend, dass hiervon betroffene Individuen sofort verenden, somit nicht mehr an Monitoringstationen ankommen und dort sehr stark unterrepräsentiert sind. Diesbezügliche Verletzungsmuster treten fast ausschließlich bei Totfunden auf; die entsprechenden Meldungen stammen überwiegend aus dem Delta-Rhein (überwiegend Waal) sowie aus dem (relativ engen) Mittelrhein.

- Verletzungen durch Seehunde und Kegelrobben sind meist so schwerwiegend, dass hiervon betroffene Individuen nicht mehr an Monitoringstationen ankommen und hier entsprechend stark unterrepräsentiert sind. Ein erheblicher Teil der attackierten Individuen dürfte umgehend gefressen werden.
- Bissverletzungen durch Welse werden überwiegend bei großen MSW-Lachsen dokumentiert. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass die kleineren Grilse die Attacken seltener überleben, weil sie häufiger komplett verschluckt werden. Wahrscheinlich ist, dass die Bissverletzungen im Schwerpunkt unterhalb von Querbauwerken und Engstellen auftreten (was auch den Ergebnissen diverser Echolot-Untersuchungen entspräche).
- *Tailrace*-Verletzungen sind sehr standortspezifisch. Die überwiegende Mehrzahl der Meldungen stammen bisher von der Maas (Kraftwerke mit Kaplan-Horizontalturbinen, geringes Gefälle). Wie viele Opfer so lange weiterleben, dass sie gefunden bzw. dokumentiert werden können (z.B. in Monitoringstationen, bei Fischpasskontrollen) ist unbekannt. Die bisherigen Belege weisen darauf hin, dass vorrangig schwimmstarke Großsalmoniden verletzt werden und insbesondere deren Schnauzenspitze betroffen ist.
- Netz- und Handlingverletzungen könnten an den Monitoringstationen überrepräsentiert sein, weil sie bei den überlebenden Individuen weniger schwere bzw. weniger schnelle Verläufe haben als andere Verletzungsursachen. Netzverletzungen entstehen fast ausschließlich bei der Küsten- und Meeresfischerei. Durch Fang getötete oder stark beeinträchtigte Individuen werden wahrscheinlich entnommen.

Tab. 10: Einschätzung der Detektions- und Auffindewahrscheinlichkeit von verendeten oder verletzten Großsalmoniden nach Stressoren und betroffenen Lebensstadien (siehe auch VAN RUSSEL *et al.*, 2024)

Stressor	Stadien	Einwirkung nahezu immer sofort letal	Einwirkung selten sofort letal	Auffindewahrscheinlichkeit Totfunde	Auffindewahrscheinlichkeit lebende verletzte Individuen	direkte Beobachtung Stressorenwirkung	Bemerkung
Schiffs-propeller-kollision	Adulte	nahe 100 %		relativ hoch?	gering	kaum (Aal: teilweise ja)	Verletzung fast immer tödlich
Robben-attacken	Adulte	nahe 100 %		Fraß - bisher keine Totfunde bekannt	gering	selten	schwer verletzte Individuen werden sofort gefressen
Wels-attacken	Adulte	nein	1 SW sehr wahrscheinlich stärker gefährdet	Fraß - bisher keine Totfunde bekannt	hoch ? (Fänge, Videobilder)	nein	Überlebende mit Bissspuren, fast nur große Individuen
<i>Tailrace</i> Mortality	Adulte	nein	wahrscheinlich ja	bisher keine Totfunde bekannt	hoch ?	nein	Überlebende mit Schnauzenverletzungen, Mortalität zeitversetzt
Fischerei	Adulte	nein (außer Entnahme)	häufig zeitversetzt	gering	hoch ? (Fänge, Videobilder)	selten	Zuordnung nur bei Netzfangspuren möglich
Kormoran-attacken, Gänseäger-attacken	Parrs & Smolts	nahe 100 %		Fraß - bisher kaum Totfunde	sehr gering	ja	schwer verletzte Individuen werden sofort gefressen, Totfunde meist nur bei Mageninhaltsuntersuchungen
Schädigung an Wasserkraftanlagen Abwanderung	Smolts	abhängig von Standort, Turbinentyp, Abfluss u.a.	abhängig von Standort, Turbinentyp, Abfluss u.a.	gering, nur in kleinen Gewässern bei geringer Trübung	sehr gering, nur in kleinen Gewässern bei geringer Trübung	nein	schwer verletzte Individuen werden meist sofort gefressen

Tab. 11: Räumliche Wirkung und Intensität der nach Datenlage (vgl. IMARES / Jansen et al., 2008; INGENDAHL et al., 2008; VAN RIJSSEL et al., 2024), Foto- und Literaturoauswertung wichtigsten Stressoren und betroffene Lebensstadien bei Lachs und Meerforelle. Anmerkung: Niedrige Abflüsse verstärken das Risiko bei allen aufgeführten Stadien und Stressoren (außer Deltarhein für Parrs; Küste und Meer), hohe Wassertemperaturen wirken sich negativ auf die Reproduktion, die Parrs in Aufwuchsgewässern und Rückkehrer (Adulte) aus.

		inkl. Aufwuchsgewässer					keine Aufwuchsgewässer		
Stressor	betroffene Stadien	Hochrhein	Oberrhein	Mittelrhein	Niederrhein	Deltarhein	Küste, Voordelta	Meer	
Gänseäger	Parr	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer				
	Smolt								
	Adult								
Kormoran	Parr	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer	Aufwuchs-gewässer				
	Smolt						besonders Haringvliet		
	Adult	Grilse	Grilse	Grilse	Grilse	Grilse			
Rapfen, Zander, Hecht u.a.	Parr								
	Smolt						Wolfsbarsch, Makrele	Thunfisch, Makrele	
	Adult								
Wels	Parr								
	Smolt								
	Adult		Querbauwerke, Fischpässe	Querbauwerke, Fischpässe	Querbauwerke, Fischpässe				
Seehund	Parr								
	Smolt								
	Adult								
Kegelrobbe	Parr								
	Smolt								
	Adult								
Schweinswal	Parr								
	Smolt								
	Adult								
Schiffsverkehr	Parr								
	Smolt								
	Adult								
Wasserkraft-anlagen	Parr								
	Smolt			Mosel, Nahe, Lahn, Main	Sieg Wupper				
	Adult			Main, Lahn? Nahe?	Sieg? Wupper?	auch Maas			
Fischerei	Parr								
	Smolt								
	Adult							???	

Legende	Wirkung Stressor:	sehr hoch	hoch	mittel	gering	keine
---------	-------------------	-----------	------	--------	--------	-------

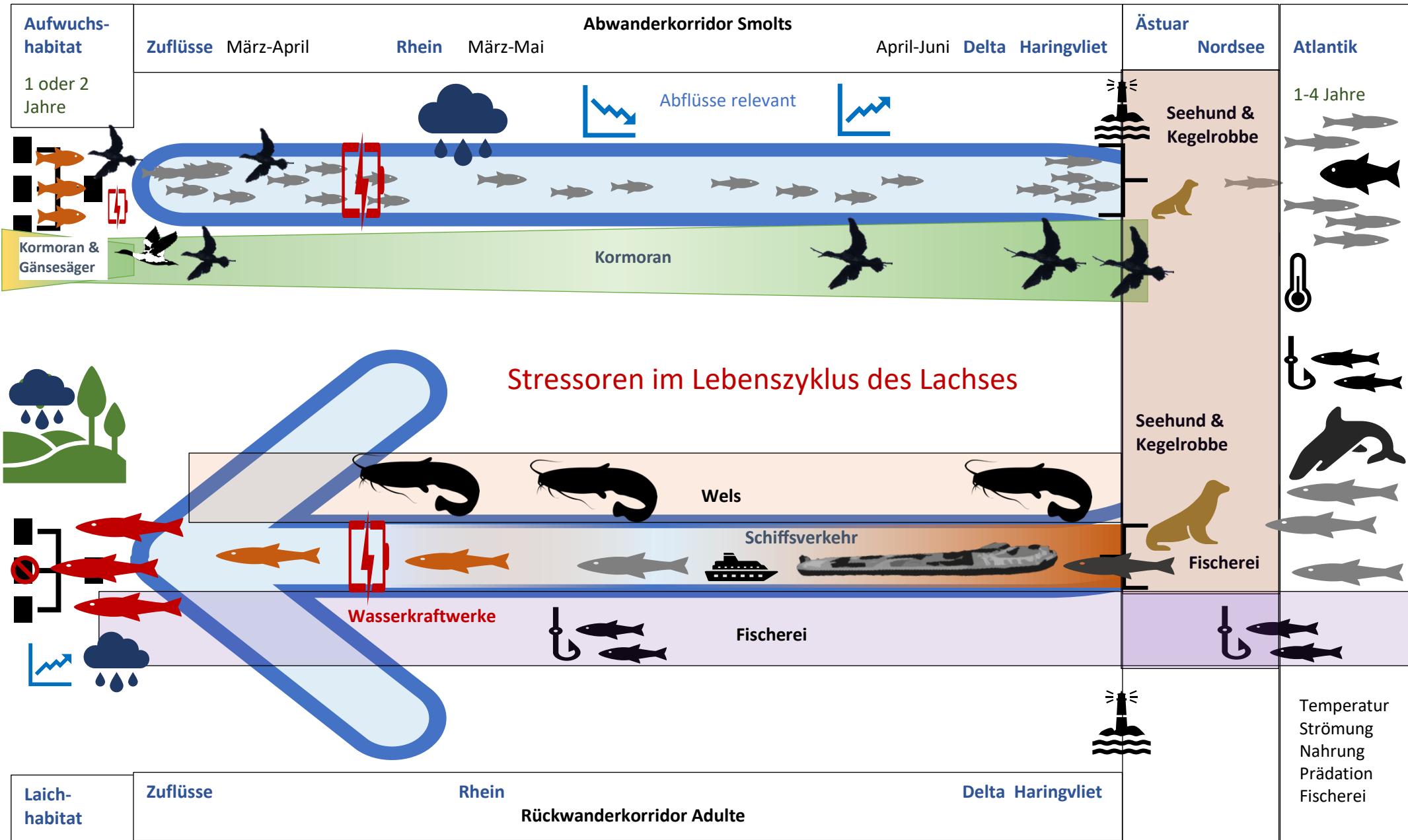


Abb. 75: Räumliche Zuordnung der Stressoren im Rheinsystem im Lebenszyklus des Lachses

Tab. 11 und Abb. 75 zeigen die räumliche Wirkung und Intensität der wichtigsten Stressoren und die betroffenen Lebensstadien von Lachs und Meerforelle (siehe auch IMARES-Studie 2008 (Abb. 72); VAN RIJSSEL *et al.*, 2024 (Abb. 74)); hinsichtlich der Gefährdung von adulten Individuen ist prinzipiell auch eine Übertragbarkeit auf aufwandernde Maifische, Meerneunaugen und Störe gegeben.

11.2 Klassifizierungssystem der Auswirkungen von Stressoren

In Norwegen wird ein halbquantitatives 2D-Klassifizierungssystem verwendet, um die verschiedenen anthropogenen Einflüsse auf die norwegischen Lachspopulationen einzustufen (FORSETH *et al.*, 2017). Die Einschätzungen nach diesem System werden von einem Ausschuss auf Grundlage erhobener Daten und Literaturstudien jährlich aktualisiert. Neben der Bedeutung der einzelnen Faktoren wird auch die Qualität der Datenlage angegeben. Ziel des Systems ist es, die wichtigsten Bedrohungen für die Bestände bzw. Populationen zu identifizieren und festzustellen, ob die Bedrohungen stabil sind oder sich entwickeln. Das System kann ausdrücklich auch als Vorlage für die Einstufung anthropogener Einflussfaktoren in anderen Ländern verwendet werden, „um die internationalen Bemühungen zur Erhaltung des Atlantischen Lachses zu unterstützen“ (FORSETH *et al.*, 2017).

Das System wird im Folgenden in einer auf die in der vorliegenden Studie identifizierten Stressoren im Rheinsystem abgestimmten Form verwendet (Abb. 76 & 77). Die Dimensionierungen sind als vorläufige Experteneinschätzung der Autoren zu verstehen und bedürfen einer Weiterentwicklung mittels gezielter Untersuchungen (vgl. Maßnahmenvorschläge).

Die erste Dimension, die „Effekttachse“, beschreibt die Auswirkung jedes Einflussfaktors auf die Populationen und reicht von Faktoren, die einen Rückgang der Laichfische verursachen, bis hin zu Faktoren, die die Lebensfähigkeit und genetische Integrität der Bestände (Populationen) bedrohen. Die zweite Dimension, die Entwicklungsachse, beschreibt die Wahrscheinlichkeit eines weiteren Rückgangs der Populationsgröße (Rückkehrzahlen) oder des Verlusts weiterer Bestände/Populationen in der Zukunft. Kombiniert bilden diese Achsen ein kontinuierliches 2D Klassifizierungssystem, in dem die Einflussfaktoren in vier Hauptgruppen eingeteilt werden:

- (i) Sich ausbreitende Bedrohungen für Populationen - Faktoren, die Populationen so stark beeinträchtigen, dass sie den Besatzerfolg und/oder die natürliche Reproduktion in kritischem Maße gefährden und die mit hoher Wahrscheinlichkeit zu weiteren Rückgängen der Rückkehrzahlen und des Reproduktionserfolges führen werden. Die derzeitigen Abhilfemaßnahmen sind nicht in der Lage, die Ausweitung der negativen Auswirkungen in der Zukunft zu verhindern.
- (ii) Stabilisierte Populationenbedrohungen - Faktoren, die dazu beigetragen haben, dass Populationen kritisch gefährdet sind und einen nachhaltigen Erfolg der Stützungsmaßnahmen verhindert haben, die aber eine geringe Wahrscheinlichkeit haben, weitere Rückgänge zu verursachen, als sie es heute schon tun. Die ergriffenen Abhilfemaßnahmen sind in der Lage, eine Ausweitung der negativen Auswirkungen in der Zukunft zu verhindern.
- (iii) Expandierende Verlustfaktoren - Faktoren, die zu einem Verlust der Zahl der zurückkehrenden adulten Tiere führen und mit hoher Wahrscheinlichkeit weitere Verluste verursachen, aber nicht in dem Maße, dass die bestandsgestützten Populationen bedroht werden und Reproduktionserfolge gänzlich ausbleiben. Die ergriffenen Abhilfemaßnahmen sind nicht in der Lage, die Ausweitung der negativen Auswirkungen in der Zukunft zu verhindern.
- (iv) Stabilisierte Verlustfaktoren - Faktoren, die einen Verlust der Anzahl der zurückkehrenden adulten Tiere verursachen, aber nicht in dem Maße, dass die bestandsgestützten Populationen bedroht werden, und die eine geringe Wahrscheinlichkeit für weitere Verluste haben. Die ergriffenen Abhilfemaßnahmen sind in der Lage, eine Ausweitung der negativen Auswirkungen in der Zukunft zu verhindern.

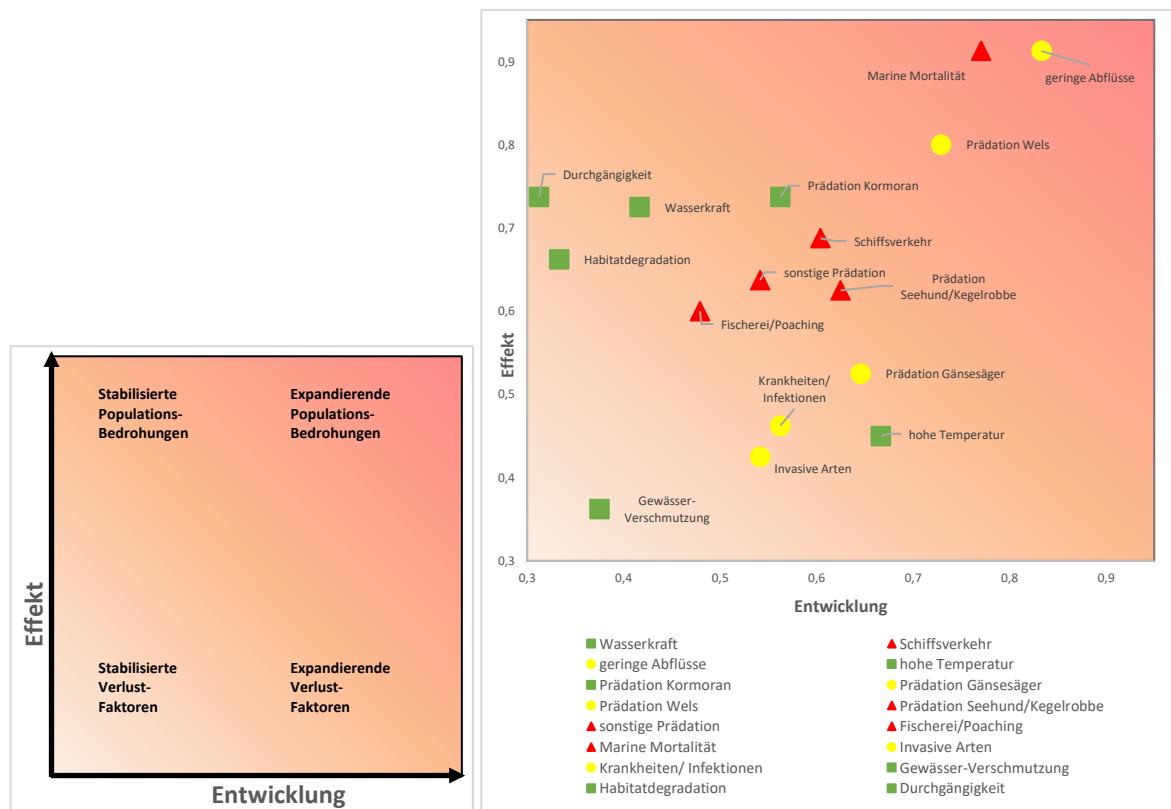


Abb. 76: (a) Das von FORSETH *et al.* (2017) entwickelte Klassifizierungssystem für die verschiedenen anthropogenen Einflüsse auf die (norwegischen) Lachspopulationen entlang der Wirkungs- und Entwicklungsachse. Die vier Hauptauswirkungskategorien sind angegeben, aber das System ist kontinuierlich. Die Hintergrundfärbung zeigt den Schweregrad der Auswirkungen an, wobei dunkel die schwerwiegendste ist. (b) Lage der 16 in dieser Studie berücksichtigten Auswirkungsfaktoren innerhalb des Klassifizierungssystems. Zur Veranschaulichung wird der Kenntnisstand zu jedem Auswirkungsfaktor und die Unsicherheit der künftigen Entwicklung durch die Farbe und das Symbol der Markierungen angezeigt. Grüne Quadrate = Umfangreicher Kenntnisstand und geringe Unsicherheit (Summe der Punktzahlen 2-3), gelbe Kreise = mäßiger Kenntnisstand und mäßige Unsicherheit (Summe der Punktzahlen 3,1-4,9) und rote Dreiecke = schlechter Kenntnisstand und hohe Unsicherheit (Summe der Punktzahlen 5-6) (vgl. Abb. 77).

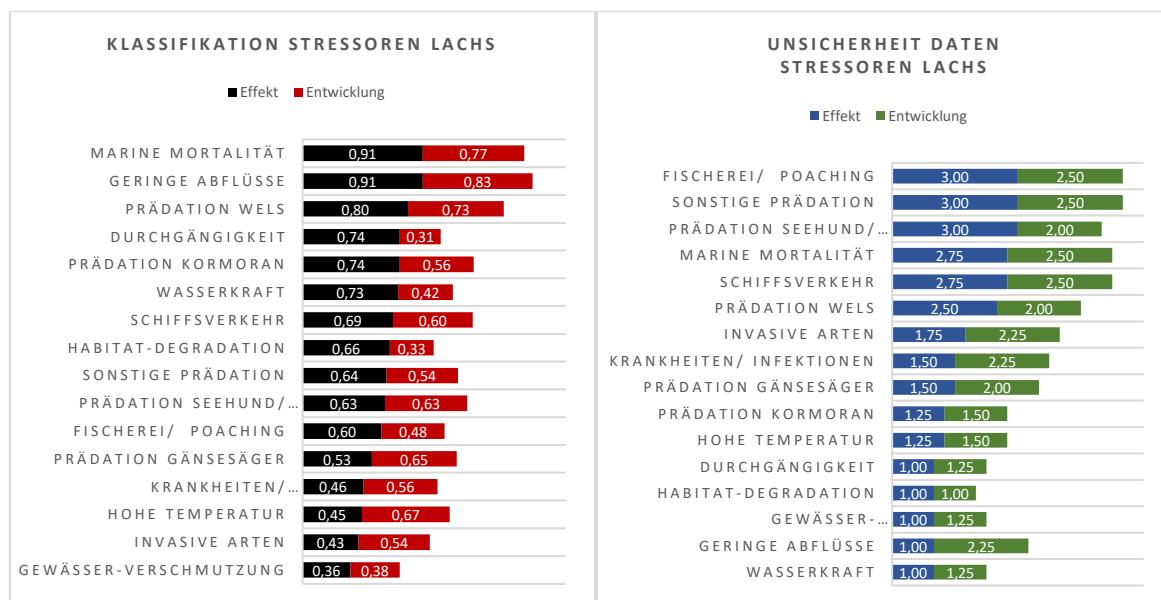


Abb. 77: Score (links) und Datenlage (rechts) nach dem Klassifizierungssystem von FORSETH *et al.* (2017). Summe der Punktzahlen 2-3 = Umfangreicher Kenntnisstand und geringe Unsicherheit, Summe der Punktzahlen 3,1-4,9

= mäßiger Kenntnisstand und mäßige Unsicherheit und Summe der Punktzahlen 5-6 = schlechter Kenntnisstand und hohe Unsicherheit (vgl. Abb. 76).

12. Maßnahmenvorschläge

Vorbemerkung

Die Einschätzungen zur Effektivität und zum Umsetzungszeitrahmen von Maßnahmen (in Prozentzahlen) können aufgrund der unzureichenden Datenlage nur als vorläufige subjektive Experten-Einschätzung formuliert werden. Die räumlichen Schwerpunkte sind Tab. 11 zu entnehmen. Weitere Hintergründe für die Maßnahmenvorschläge finden sich in Anhang II.

12.1 Thermische Belastung und Abflüsse – Resilienz der Gewässer unter dem Klimawandel

Relevanz: alle Lebensstadien

Die jüngere Vergangenheit (1991-2020) und insbesondere der Zeitraum nach 2010 ist im Vergleich zum Referenzzeitraum (1981-2010) durch viele Dürrejahre gekennzeichnet. Der Wasserstress verschärft sich im Sommer und Herbst (u.a. BUTH *et al.*, 2015; GROSSER & SCHMALZ, 2023). Die publizierten Szenarien unterstreichen die Notwendigkeit von regionalen Anpassungsstrategien.

Maßnahmen

1. Die Identifikation und der Schutz von thermische Refugien (Wärmeschutzgebieten) ist eine wichtige Bewirtschaftungsstrategie, um die Auswirkungen des Anstiegs der Wassertemperaturen in Lachsflüssen abzumildern. Während die langfristigen Auswirkungen dieser Refugien auf die individuelle Fitness und die Produktivität der Populationen noch zu bewerten sind, wurde ihr Nutzen für die verhaltensbedingte Thermoregulierung bei Atlantischen Lachsen aller Lebensstadien nachgewiesen. Es ist daher zwingend erforderlich, wichtige thermische Refugien in sich erwärmenden Lachsflüssen zu identifizieren, zu schützen und, falls erforderlich, wiederherzustellen (ST-HILAIRE *et al.* 2023). Solche Refugien können grundwassergespeiste Kolke, (angebundene) Auskiesungsgewässer und Altarme (z.B. Lautermuschel in der Südpfalz, vgl. SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) sowie Mündungsbereiche von kühlen Zuflüssen (Rhithral) sein. Dabei ist auch die Erreichbarkeit von Refugien mittels einer Vernetzung sicherzustellen (AQUAPLUS, 2021).
2. Die Beschattung der Nebengewässer ist ein wesentlicher Baustein zur Reduktion der Wärmebelastung in den Laich- und Aufwuchsgewässern und in den Fließgewässerabschnitten, in die diese einmünden (AQUAPLUS, 2021). Beschattung mit geeigneten Baumarten (Schwarzerle, Esche, verschiedene Weidenarten) führt zu einer Abschwächung der Temperaturerhöhung sowie der Tagesschwankungen der Temperatur. Der Temperaturunterschied zwischen beschatteten und unbeschatteten Fließstrecken wird in verschiedenen Studien mit 2° bis zu 6°C angegeben (WEIHS *et al.*, 2015; FREIBERGER & WINDISCH, 2020; MENDE & SIEBER, 2022). Da im Rahmen des Klimawandels im Rheineinzugsgebiet Erwärmung und Trockenheit in den Sommermonaten zunehmen dürften, was einen direkten Einfluss auf die Habitatqualität von Lachs und Meerforelle impliziert, sollten zeitnah entsprechende Programme zur Beschattung aufgelegt bzw. intensiviert werden (Kopplung mit Maßnahmen zur Umsetzung der EU-WRRL). Weitere Maßnahmen umfassen die Verbesserung der Strukturen im Gerinne, die Anbindung von Seitengewässern (Vernetzung) und die Unterbindung von Wasserentnahmen (AQUAPLUS, 2021). Dabei ist zu betonen, dass eine Reduktion der Temperaturerhöhung in den Zuflüssen direkte Auswirkungen auf das Temperaturregime des Rheins und seiner größeren Nebengewässer haben würde.
3. Ein weiterer wesentlicher Baustein zur Reduktion der (klimabedingt zunehmenden) thermischen Belastung ist die Identifikation und Entschärfung von Eintragsquellen- und pfaden. Als solche

kommen industrielle und kommunale Einleitungen sowie Kühlwasserrückführungen und Niederschlagswasser von versiegelten Flächen (u.a. Straßen) in Betracht. Als weitere Wärmeeintragsquellen sind die zahlreichen Rückstaubereiche oberhalb von Querbauwerken (mit und ohne Wasserkraftanlagen) zu nennen. Diese sind nur durch einen konsequenten Rückbau der Querbauwerke zu entschärfen, wobei der Fokus auf unnötige bzw. unwirtschaftliche Anlagen in den Forellen- und Äschenregionen zu richten ist (vgl. 12.2.3). Zu prüfen ist außerdem, inwieweit die uferbegleitenden Blocksteinschüttungen und Querbuhnen in Wasserstraßen und in größeren, wenig beschatteten Zuflüssen bei starker Sonneneinstrahlung eine Eintragsquelle („Tauchsiederfunktion“) mit hoher Wärmespeicherkapazität (Wärmeabgabe auch nachts) darstellen - insbesondere bei frequenter Überspülung durch Schwall-Sunk bei Schiffspassagen. Hier kann die Entfernung von Ufersicherungen insbesondere an Gleithängen Wärmeeinträge reduzieren.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch
- Einschätzung Effektivität: bis 10% der Aufwanderer (Lachs, Meerforelle)?
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 5 bis 20 Jahre

12.2 Wasserkraft und Durchgängigkeit

Fischabstiegsanlagen (Relevanz: Smolts)

Nach heutigem Stand der Technik eignen sich mechanische Barrieren (horizontale Schrägrechen) in Kombination mit einer Bypasslösung zur Umleitung von Fischen um die Turbine als effiziente bauliche Lösung für kleinere und mittelgroße Kraftwerke (z.B. Leitrechen-Bypass-System nach EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). In der jüngeren Vergangenheit wurden zudem positive Erfahrungen mit elektrifizierten Leitrechen berichtet – eine als „FishProtector“ vorgestellte Innovation eines hybriden Fischschutz- und Fischleitsystems könnte in der Ausführung als Elektro-Seilrechen eine Lösung für mittlere und große Wasserkraftanlagen darstellen (vgl. AUFLEGER, 2019; HAUG *et al.*, 2022). Es wird empfohlen, das Elektro-Seilrechen-System mit Lachssmolts an mindestens zwei für die Schweiz repräsentativen Kraftwerkstandorten (Aare und Rhein) zu erproben. Mittels Tauchbalken lässt sich die Ableitrate in Bypässe nochmals erhöhen.

Es sollte ferner überprüft werden, ob eine Elektrifizierung des schräg stehenden Horizontalrechens im Leitrechen-Bypass-System nach EBEL, GLUCH & KEHL (2015)

- technisch realisierbar ist
- die Leit- und Abweisrate (auch bei Salmoniden) erhöhen kann
- ggf. größere Stababstände zulässt.

Eine Ergänzung der Leitwirkung durch Fischschutz- bzw. Fischleitsysteme, die als reine Verhaltensbarrieren wirken, sollte an repräsentativen Standorten überprüft werden.

Große Wasserkraftanlagen (ca. $> 60 \text{ m}^3/\text{s}$ Durchfluss) lassen sich aus technischen Gründen (Stabilität, Reinigung) nicht durch Feinrechen abschirmen. Hier bietet sich ein zeitnahe Austausch der konventionellen Turbinen durch „fischfreundlichere“ Turbinen an. Hierfür gibt es u.a. folgende Anbieter: Die patentierten Ausführungen der FishSafeTM RHT von Natel zeichnen sich nach Herstellerangaben durch besonders dicke, nach vorne gerichtete Laufradschaufeln aus, die Fischschutzrechen überflüssig machen, die Gesamteffizienz der Anlage steigern, und die Installationskosten als auch die Betriebs- und Wartungskosten senken sollen. Nach Herstellerangaben liegt der maximale hydraulische Wirkungsgrad bei $>90\%$ und 98–100 % aller Arten in allen Lebensstadien überleben die Passage (vgl.: AMARAL *et al.*, 2020; WATSON *et al.*, 2022, 2023).

Auch die Firma FISHFLOW INNOVATIONS (NL) verfügt bereits über „Fischfreundlichere“ Turbinentypen, die jedoch noch nicht in der Praxis eingesetzt werden (FISHFLOW INNOVATIONS, schriftl. Mittlg.).

Fischaufstiegsanlagen (Relevanz: Rückkehrer)

Empfehlung: Der Bau von Fischaufstiegsanlagen sollte überall dort konsequent fortgeführt werden, wo ein Rückbau des Wanderhindernisses zeitnah nicht möglich ist. Priorität sollten haben:

- die Staustufen am Oberrhein, ggf. inkl. Rheinseitenkanal (Grand Canal d'Alsace), sofern am Standort Vogelgrün keine befriedigende Lösung möglich ist
- die Staustufen an der Mosel bis zur Einmündung der Sauer
- die Wehre im Aaresystem (Schweiz)
- die Wehre am Main bis Einmündung Wilde Rodach (Franken)

Zu weiteren Gewässern siehe unten „Kleinwasserkraftanlagen“

- Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch bis sehr hoch (in Abhängigkeit von Standorten)
- Einschätzung Effektivität: bis 95% der Aufwanderer (Lachs), in Abhängigkeit von Standorten
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 20 Jahre

Sonderfall Kulturwehr und Wasserkraftanlage Breisach

Die Verbesserung der Auffindbarkeit des Fischpasses am 2007 in Betrieb gegangenen Kraftwerk Breisach wurde schon vor acht Jahren im Bewirtschaftungsplan Rhein von der IKSR-Projektgruppe ORS als dringlich erachtet. Konkret geht es darum, dass der Eingang der Fischtreppe nicht am Ende der Hauptlockströmung liegt, sondern, versteckt im Strömungsschatten des Turbinenauslaufs, hinter einer Spundwand. In unmittelbarer Nähe mündet zusätzlich mit hoher Strömungsgeschwindigkeit ein durch Druckwasser aus dem eingestauten Rhein gespeister Abzugsgraben, der in Verbindung mit einem durch Grundwasseraustritte gespeisten Altrheinzug zwischen Rheinseitenkanal und Restrhein steht. Auch hier kann eine Fehlleitung stattfinden, da aufstiegswillige Fische möglicherweise dieser zweiten Strömung folgen und in die Sackgasse des Druckwassergrabens gelangen. Damit wäre der für den Alt-/Restrhein und die schweizerischen Projektgewässer essenzielle Wanderkorridor am Kulturwehr Breisach derzeit ggf. nicht ausreichend auffindbar und passierbar.

Empfehlung: Das Rheinkolleg e.V. schlägt eine Öffnung der Spundwand im Zuge der nächsten Wartung_vor (BAUMGÄTEL, schriftl. Mittlg.), die (auch aus Sicht der Autoren der vorliegenden Studie) dringend geprüft und umgesetzt werden sollte. Ob durch den Zulauf des Druckwassergrabens ein Sackgasseneffekt vorliegt, sollte geprüft werden. Bei Bedarf sind Abhilfemaßnahmen vorzusehen.

Kleinwasserkraftanlagen (Relevanz: Smolts und Rückkehrer)

Die Ergebnisse der Pilotstudie Unkelmühle an der Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) zeigen eindrücklich die Grenzen technischer Optimierungen an kleineren Wasserkraftanlagen auf. Die WKA verfügt über eine Leistung von lediglich 420 kW. An diesem Beispiel stellt sich die grundsätzliche Frage, ob in Lachs-Vorranggewässern (Lachs-Wiederansiedlungsgewässern) Wasserkraftanlagen mit einer derart vernachlässigbaren Bedeutung für die Energiegewinnung weiter aufrechterhalten werden sollten. Die IKSR (2004b) wies schon vor 20 Jahren auf die Problematik des Betriebes von Wasserkraftanlagen in Lachsprojektgewässern hin.

„Die heutige Anzahl von Wasserkraftanlagen in den Rhein Nebenflüssen stellt eine tatsächliche und unmittelbare Gefahr für die Wanderfischpopulationen dar. Es ist unbedingt erforderlich, die Gesamt mortalität in diesen Gewässern nachweislich auf ein vertretbares Maß für die einzelnen Fischpopulationen zu begrenzen. So lange dieses vertretbare Maß nicht erreicht ist, wird folgende Richtung vorgegeben:

- 1) Zurückhaltung bei Installation zusätzlicher (Klein)Wasserkraftanlagen
- 2) Einrichtung von technischen Schutzeinrichtungen und Abstiegshilfen an den existierenden Wasserkraftanlagen
- 3) Einbeziehung des Rückbaus besonders schädlicher Wasserkraftanlagen.“

Die IKSR fordert in ihrem Dokument auch die „Überprüfung der ökologischen Verträglichkeit geplanter oder bestehender Wasserkraftanlagen unter Betrachtung des gesamten Gewässersystems. Zu häufig handelt es sich bei der Genehmigung von Kleinkraftwerken in kleineren Fließgewässern um Einzelfallentscheidungen ohne Berücksichtigung der Gesamtsituation im Gewässersystem.“ (aus IKSR, 2004b)

Empfehlung:

Intakte Lachspopulationen sind zwingend auf barrierefreie Wanderkorridore und unbeeinträchtigte Fließgewässerstrukturen angewiesen. Der Bau von Fischwanderhilfen (Auf- und Abstieg) kann die von Querbauwerken ausgehenden Defizite hinsichtlich Wanderkorridor und Habitatqualität (Rückstau, Erwärmung) *in keinem Fall* kompensieren. In den hinsichtlich der Erfolgsaussichten wichtigsten Lachs-Wiederansiedlungsgewässern sollte daher zur nachhaltigen Förderung der Wanderfischpopulationen die Stromproduktion durch Wasserkraft konsequent aufgegeben werden und der möglichst weitgehende Rückbau der Wanderhindernisse erfolgen. Zu nennen sind hier Sieg (inkl. Nebengewässer der Äschenregion), Saynbach, Ahr, Schwarzbach (Mainsystem), Zuflüsse der Ill (Äschenregionen) und Kinzig (Baden-Württemberg) (inkl. Nebengewässer der Äschenregion) sowie Gewässer der Schweiz (insb. Birs, wo Kleinwasserkraftanlagen neu gebaut bzw. erneuert werden).

- Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch bis sehr hoch (in Abhängigkeit von Standorten)
- Einschätzung Effektivität: bis 5-30% der Aufwanderer (Lachs), in Abhängigkeit von Standorten
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 20 bis 30 Jahre (Schwarzbach, Saynbach: < 5 Jahre)

Einschwimmen in Turbinen von Unterwasser (*Tailrace mortality*) (Relevanz: Rückkehrer)

Bei Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 6,1 m/s kann nach FERC (1995) das Vordringen von Fischen bis zum Laufrad ausgeschlossen werden. Dies macht einen effektiven Fischschutz für Aufwanderer an allen kleineren und mittelgroßen Anlagen (Projektkulisse Lachs) notwendig. Von besonderer Bedeutung ist in dieser Hinsicht auch die optimale Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen. Entsprechend sollten an allen Kraftwerkstandorten, deren Ausströmgeschwindigkeit im Saugschlauch 6 m/s nicht überschreitet, Barrieren im Unterwasser, wie Rechen oder elektrische Felder (z.B. AUFLER, 2019), Fischscheuchanlagen o.ä. eingesetzt werden, um so aufwandernde Fische vom Einschwimmen in Saugschläuche abzuhalten sowie von unerwünschten Durchgangsrouten wegzuleiten bzw. in Fischaufstiegsanlagen umzuleiten. Entsprechende technische Lösungen liegen seit drei Jahrzehnten vor. Auf die Notwendigkeit von Einzelnachweisen zum Schädigungspotenzial der einzelnen Anlagen sollte verzichtet werden, weil über die vorliegende Literaturrecherche und wiederholte Einzelbelege aus dem Rhein-Maas-System bereits ein hinreichender Wissenstand zur Problematik besteht. Voraussichtlich sind hiervon fast alle Wasserkraftanlagen im Rhein-Maas-System (Projektkulisse Lachs) mit Ausnahme der Großkraftwerke am Oberrhein (Iffezheim bis Kembs) betroffen.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Einschätzung Effektivität: je nach Standort bis 20% der Aufwanderer (Lachs, Meerforelle); gesamter Rhein: < 5%
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 5 Jahre

12.3 Propellerschäden durch Schiffe

(Relevanz: vorrangig Rückkehrer)

Eine Änderung der Fahrrinnengestaltung kann maßgeblich zu einer geringeren Kollisionswahrscheinlichkeit bzw. Sterblichkeit wandernder Fische führen (SPIERTS, 2016). So ist beispielsweise die Wassertiefe in einigen Flussabschnitten sehr gering, vor allem während langerer Trockenperioden. Kolke werden in Wasserstraßen häufig durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen verfüllt. Hier sind entsprechende Verbesserungen durch eine geänderte, ökologisch angepasste Bewirtschaftung wie die Anlage oder die Unterhaltung von tiefen Kolken

bereits zeitnah möglich. Langfristig sollte die Flotte mittels kleinerer Schiffe mit weniger Tiefgang den Verhältnissen im Rhein angepasst werden. Eine Vertiefung des Rheins hätte keine Vorteile, weil der Effekt durch den darauf folgenden Einsatz noch größerer Schiffe wieder verloren ginge.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Einschätzung Effektivität: bis 5-20% der Aufwanderer (Lachs), in Abhängigkeit von Abflüssen
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 3 Jahre (Flotte: 30 Jahre)

Hinsichtlich der Entwicklung „fischfreundlicher Propeller“ liegt angeblich eine marktreife Entwicklung vor (FISHFLOW INNOVATIONS, schriftl. Mittlg, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS hofft, im Jahr 2024 eine Schiffsschraube an einem Schiff zu installieren, die dann in einem Praxistest auf Fischschäden getestet werden soll.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: derzeit unbekannt

12.4 Prädatoren

(Relevanz: alle Stadien, vorrangig Smolts und Rückkehrer)

Prädation spielt vermutlich eine mitentscheidende Rolle in der negativen Bestandsentwicklung des Lachses (und vermutlich anderer Wanderfische). Die zunehmende Zahl von Dokumentationen über die Auswirkungen von Prädation muss bei den Bemühungen um die Wiederherstellung oder Verbesserung der rückläufigen Lachs- und Meerforellenbestände dringend berücksichtigt werden.

Generelle Empfehlungen

- Rückbau von Wanderhindernissen, Rückbau von Stauhaltungen inkl. Aufgabe der Stromproduktion durch Kleinwasserkraftanlagen (vgl. 13.2) in wichtigen Lachsgewässern.
- Die über die Fischabstiegsanlage am Dotierkraftwerk Märkt/Kembs abwandernden Smolts werden nicht direkt in den dort beginnenden Restrhein (Alten Rhein), sondern in den sogenannten „Petit Rhin“ geleitet, der eine viele Hektar große Stillwasserfläche aufweist und erst danach in den Rhein mündet. In dieser seeartigen Aufweitung besteht die Gefahr deutlicher Smoltverluste durch Raubfische und piscivore Vögel. Durch eine mit geringem Aufwand mögliche Richtungsänderung am Ende der Abstiegsanlage könnten die dort ankommenden Fische direkt in den Restrhein geführt werden.
- Einschätzung Umsetzbarkeit: mittelfristig hoch
- Einschätzung Effektivität: bis 5-50% der Aufwanderer (Lachs), in Abhängigkeit von Abflüssen
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: Rückbau WKA: 10 bis 20 Jahre; „Petit Rhin“: 1 Jahr

Empfehlung Kormoran- und Gänsesägermanagement (Relevanz: AK 0+ - 2+; Smolts)

- Letale Vergrämung in Lachsaufwuchsgewässern; Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch
- Vergrämung vor und hinter den Spaltöffnungen im Haringvliet im Umkreis von 500 m; Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch
- Vergrämung in Staubereichen und vor Fischabstiegsanlagen; Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch

Empfehlung Welsmanagement (Relevanz: Rückkehrer, örtlich auch Smolts)

- Fischpässe von Welsen freihalten (Entnahme); dabei ist zu berücksichtigen, dass Welse nachaktiv sind und Fischpässe teilweise nur nachts aufgesucht werden. Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Unterwasser von Kraftwerken gezielt auf Welse befischen (Entnahme): Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Fangbeschränkungen aufheben (Niederlande); Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Entnahmeverpflichtung bei Angel- und Berufsfischerfängen durchsetzen bzw. Entnahme durch Anreize fördern; Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch

Empfehlung Seehund-/Kegelrobbenmanagement (Relevanz: Smolts und Rückkehrer)

Letale Vergrämungen von Meeressäugern sind aus Artenschutzgründen ausgeschlossen. Non-letale Vergrämungen sind durch den Einsatz von akustischen Vergrämungsgeräten („Seal Scarer“, Pinger) technisch möglich und lokal begrenzt (zum Beispiel um das Nadelöhr Haringvliet und vor dem Hafen Rotterdam) einsetzbar. Eine Alternative könnte die Verwendung von Geräuschen sein, die so optimiert sind, dass sie autonome Reflexe, die mit dem Fluchtverhalten verbunden sind, nutzbar machen (z.B. „TAST“).

- Die hohe Prädatorendichte (beide Arten) vor den Rheinarm-Mündungen bildet wahrscheinlich einen wesentlichen Faktor für den Rückgang der Wanderfischpopulationen im Rhein-Maas-System. Ein Schutz der Wanderfische lässt sich dabei am ehesten durch lokal begrenzte und gezielte (artspezifische) Vergrämungen erreichen. Nicht-tödliche Managementinstrumente wie akustische Geräte sind sehr unterschiedlich erfolgreich und stellen aufgrund von Lärmbelästigung und Lebensraumverschlechterung oft ein Risiko für den Schutz anderer Arten dar. Die Anwendbarkeit von Vergrämungsmethoden als Naturschutzinstrument wird daher von ihrer Fähigkeit abhängen, langfristige Schäden am Zielartenbestand zu reduzieren, ohne die restliche Fauna zu beinträchtigen. Da das Thema sowohl naturschutzfachlich als auch technisch komplex ist, wird empfohlen, die Einsatzmöglichkeiten von akustischen Abschreckungsgeräten vor den Rheinarm-Mündungen zeitnah fachübergreifend prüfen zu lassen (z.B. im Rahmen einer Expertengruppe).
- Einschätzung Effektivität: bis 5-20% der Aufwanderer (Lachs)
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 3 bis 5 Jahre
- Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch

12.5 Fischerei

(Relevanz: vorrangig Rückkehrer)

Über die Auswirkungen der Fischerei auf die Wanderfischpopulationen liegen keine verlässlichen Daten vor. Ausweislich der dokumentierten Lachse mit charakteristischen Netz-Verletzungen und den Untersuchungsergebnissen in VAN RIJSSEL *et al.* (2019) besteht das Problem des versehentlichen und/oder tolerierten Beifangs noch immer (vgl. auch Fotodokumentation Rückkehrer Iffezheim im Anhang I).

Empfehlungen

- Intensive Kontrollen der Fänge der Küstenfischerei
- Aufgabe der Fischerei vor dem Haringvliet
- Ausweisung von Schongebieten unterhalb von Querbauwerken, Kraftwerken, vor Fischaufstiegsanlagen (500 m) (Ausnahme: kontrolliertes Welsmanagement)

- Neben der Zurücksetzungspflicht sollte bei Fängen von Lachsen, Meerforellen und Maifischen eine Meldepflicht von Angelfängen und Beifang in der (semi)professionellen Fischerei eingeführt werden (gesamter Rhein). Hierüber ließen sich „Hotspots“ identifizieren und ggf. die Einrichtung von weiteren Schongebieten ableiten.
- Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch
- Einschätzung Effektivität: bis 10 % der Aufwanderer (Lachs, Meerforelle)
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 2 bis 3 Jahre

12.6 Habitatmaßnahmen

(Relevanz: Laich- und Aufwuchsphase)

Die Renaturierung von ehemaligen Laichgebieten von Wanderfischen ist – wie die dänischen Erfahrungen zur Wiederansiedlung des Lachses zeigen; vgl. Kap. 4.5 – ein besonders effektiver und wirkmächtiger Baustein im Wiederansiedlungsprozess. Hohe Reproduktionsraten vermögen die negativen Auswirkungen verschiedener Stressoren abzumildern.

Empfehlungen: Zügige und konsequente Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Rückbau von Wehren in Reproduktionsgewässern (siehe oben: „Kleinwasserkraftanlagen“) und Wiederherstellung von naturnahen Gewässern.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: hoch
- Einschätzung Effektivität: bis 30-50% der Aufwanderer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge), in Abhängigkeit von Region und Gewässertyp
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 10 bis 20 Jahre

Sonderfall Restrhein/Altrhein

Zur Förderung der Reproduktion von Lachsen und anderen Kieslaichern sollten alle Möglichkeiten genutzt werden, um im Restrhein Geschiebe verfügbar zu machen. Auch der Erhalt von Strukturen – wie die dort vorhandenen „Natorampen“ - welche die Bildung von Kiesbänken fördern und deren Abtrag bei Hochwassereignissen hemmen, ist in diesem Zusammenhang wichtig.

Auf deutschem Staatsgebiet ist der Restrhein über seine gesamte Länge Bundeswasserstraße. Oberhalb des ca. 5 km langen Stauraums des Kulturwehrs Breisach (und damit auf 90 % der Streckenlänge) ist er jedoch aufgrund seiner Struktur und Wasserführung auch langfristig nur für Paddelboote befahrbar. Zur besseren Erleichterung gewässeraufwertender Maßnahmen wäre daher eine Entwidmung der Bundeswasserstraße sinnvoll. Im Rahmen der Zuständigkeit der deutschen Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes sind bisher keine gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen bekannt. Dotation: Derzeit sind von November bis März am Stauwehr Markt und dem dort befindlichen Wasserkraftwerk 52 m³/s, April bis Mai und September bis Oktober 54 - 80 m³/s und von Juni bis August 95 – 150 m³/s in den Alt-/Restrhein einzuleiten. Zukünftig sollte die Dotation des Alt-/Restrheins deutlich erhöht werden und die ökologische Redynamisierung zügig vorangetrieben werden⁵. Hiermit ließe sich die Auffindbarkeit und Attraktivität dieser Wanderkorridors für Smolts und Aufwanderer verschiedener Arten sowie das Laichhabitatangebot für Kieslaicher maßgeblich optimieren.

- Einschätzung Umsetzbarkeit: sehr hoch

⁵ vgl. Alonso; IKSR- Workshop "Masterplan Wanderfische Rhein", 27./ 28 April 2010 in Freiburg

- Einschätzung Effektivität: bis 30-50% der Aufwanderer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge), in Abhängigkeit von einer Dotationserhöhung des Alt-/Restrheins
- Einschätzung Zeitrahmen Umsetzung: 3 bis 5 Jahre

12.7 Vorschläge für eine standardisierte, länderübergreifende Erfolgskontrolle

Die Datenauswertungen, die der vorliegenden Studie zu Grunde liegen, zeigen erhebliche Defizite hinsichtlich der Datenqualität und der quantitativen Verluste bei Wanderfischen und der für die Verluste verantwortlichen Stressoren. Eine umfängliche standardisierte und abgesicherte Datenlage ist jedoch eine essentielle Grundlage für ein erfolgreiches Management der Stressoren.

Um die bisher nur qualitativ und/oder semi-quantitativ aufgenommenen Verlustursachen quantitativ sowie zeitlich und räumlich genauer zu erfassen, sollte gemeinsam mit Experten ein umfassendes Monitoringprogramm entwickelt werden. Im Fokus sollten hier Untersuchungen zur tatsächlichen Smoltproduktion in repräsentativen Aufwuchsgewässern (inkl. natürlicher Reproduktion), zum Abstiegserfolg der Smolts, zu Rückkehrern sowie zum Einfluss der Prädatoren stehen. Mit einem engmaschigeren Monitoring sollen die Verlustraten zwischen der theoretisch erwarteten Anzahl an Fischen im Vergleich zu den Individuenzahlen zwischen Delta und den wichtigsten Rheinabschnitten bzw. Nebenflüssen ermittelt werden. Die Verlustrate nach geografischen Segmenten und nach potenziellen Gefährdungsursachen zu kennen, ermöglicht es, durch einen iterativen Ansatz Gruppen von Faktoren zusammenzustellen und sie nach ihrem relativen Wert zu priorisieren. Dabei ist eine methodische Vereinheitlichung dringend zu empfehlen, z.B. der Einsatz von Besenderungstechniken. In den Niederlanden wird bereits erfolgreich akustische Telemetrie eingesetzt und es besteht bereits eine umfangreiche Infrastruktur (insbesondere um das Haringvliet). Ein solches Netz wird in den nächsten Jahren auch in der Schweiz im Rhein und in der Aare aufgebaut (Projekt der EAWAG in Zusammenarbeit mit dem BAFU). Daher wird generell der Einsatz akustischer Telemetrie empfohlen. Die Methode erfordert ein umfassendes Netz an Detektionseinrichtungen entlang der Hauptwanderrouten und an Querbauwerken und entsprechend den Einsatz identischer Technologie. Für ausgewählte Fragestellungen (z.B. Abwanderung) kann der Einsatz von Transpondern vorgesehen werden. Mit Transpondern lassen sich größere Gruppen mit geringerem finanziellen Aufwand markieren. Der Datenaustausch könnte durch die IKSR koordiniert werden. Für die Umsetzung eines solchen länderübergreifenden Monitoringprogramms sind wahrscheinlich 3-5 Jahre zu veranschlagen.

Besatzaufwand (Smoltäquivalente): Die theoretisch zu erwartende Anzahl an Lachsen aus Besatz wurde in der vorliegenden Studie anhand der besetzten Smoltäquivalente ermittelt. Im Rahmen der Auswertung wurde deutlich, dass die Zuweisung der verschiedenen Smoltäquivalente nach Besatzstadien durch die verschiedenen Bearbeiter uneinheitlich gehandhabt wird. Hier sollten die zu vergebenden Smoltäquivalente innerhalb der Projektbeteiligten der IKSR noch einmal grundsätzlich abgestimmt werden. Hierzu sollten die bisher verwendeten Werte durch mindestens fünf Studien zu Überlebensraten verschiedener Besatzstadien an repräsentativen Strecken (z.B. Aaresystem, Altrhein/Restrhein, Kinzig (Baden-Württemberg), Ahr und Siegsystem verifiziert werden (inkl. Dauermessungen mit Temperaturloggern)). Weiterhin sollten zukünftige Daten in einer standardisierten Excel-Tabelle so eingetragen werden, dass Verknüpfungen möglich sind. Ein entsprechender Entwurf ist derzeit bei der ARGE Salmo in Vorbereitung.

Überlebensraten Smolts: Erste Ergebnisse zur Smoltmortalität liegen bereits vor (diverse Transponderstudien), diese sollten jedoch erweitert werden. Dabei ist insbesondere eine Differenzierung der Mortalität durch die verschiedenen Einflussfaktoren (inkl. räumlicher Zuordnung)

notwendig. Auch diese Daten sollten mittels akustischer Telemetrie sowie an ausgewählten Standorten mittels Transpondermarkierungen erhoben werden.

Rückkehrermonitoring: Die jährlichen Lachsrückkehrer im Rheindelta sind bisher über Reusenfänge als CPUE erhoben worden. Zur Abschätzung der tatsächlichen Rückkehrerzahlen im Rheindelta wäre ein umfangreiches Monitoringprogramm aufzustellen, das umfasst, wie viele Lachsrückkehrer (gegenüber den „Erwarteten Rückkehrern“) tatsächlich im Delta ankommen (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) und ob die Rückkehrerzahlen einen Bezug zur Dauer der Öffnung des Haringvliets und den jeweiligen Abflussaufteilungen aufweisen. Das Monitoring sollte an den verschiedenen Kontrollstationen (Iffezheim, Gamburgsheim und weitere im Oberrhein; Mosel-Koblenz, KFS Sieg, III) weitergeführt und mindestens um Monitoringstationen an der Ahr, am Main (WKA Kostheim) und Kembs/Märkt erweitert werden. Die anhand der besetzten Smoltäquivalente errechneten Rückkehrerprognosen im Abgleich mit den Nachweiszahlen Rückkehrer (vgl. Abb. 2; 13) legen hinsichtlich der Fanganteile gegenüber der Prognose für die Kontrollstationen Iffezheim und Gamburgsheim eine vergleichbare zeitliche Entwicklung als auch vergleichbare Anteile nahe (vorbehaltlich der Lücken im Monitoring Iffezheim). Im Zeitraum 2006 bis 2020 wurden in Iffezheim im Mittel 30,8%, in Gamburgsheim 30,3 % der *erwarteten* Rückkehrer dokumentiert; in den Jahren 2011 und 2012 lagen die Werte in Gamburgsheim sogar höher als in Iffezheim. Die annähernde Übereinstimmung legt den Schluss nahe, dass bis 2020 zwischen Iffezheim und Gamburgsheim keine nennenswerten Verluste (z.B. durch schlechte Kondition der Rückkehrer, Schiffsverkehr, Prädation durch Welse, Fischerei) auftraten. In Gamburgsheim wurden mit hoher Übereinstimmung noch so viele Rückkehrer erfasst, wie es nach den Abzügen der Aufsteiger in die III und die Rensch zu erwarten wäre. Dies kann auch als Hinweis gedeutet werden, dass eine gute Auffindbarkeit und Passierbarkeit des Fischaufstiegs Gamburgsheim gegeben ist und dass die Smoltmortalität bei der Passage von Iffezheim eher gering ist. Diese Bewertung muss jedoch wegen des in mehreren Jahren eingeschränkten Monitorings und der Baumaßnahmen in Iffezheim, der noch ausstehenden Auswertung der Videoaufnahmen aus Iffezheim (2021 - 2023) und der letztlich (noch) kurzen Zeitreihe als vorläufig betrachtet werden. Die Daten sprechen jedoch ausdrücklich für die Bedeutung eines effizienten Fischpass-Monitorings an diesen und weiteren Standorten im Oberrhein (akustischer Telemetrie). An Kontrollstationen wird der Einsatz von KI-Identifikationssystemen zur Auswertung von Videos empfohlen, die in einer Expertenkommission priorisiert werden sollten. Dabei sollte auch ein Ausbau des Netzes an Kontrollstationen forciert werden.

Prädatoren: Der Einfluss des Welses, Seehund/Kegelrobbe und anderer Prädatoren sollte über Untersuchungen mit sogenannten Prädationstags (akustische Telemetrie) am Haringvliet sowie an Staustufen in Deutschland und Frankreich ermittelt werden. Die Methodik erlaubt auch ein Monitoring der Prädation unabhängig von vorhandenen Staustufen/Dämmen/Wasserkraftanlagen und der Gefährdung durch den Schiffsverkehr.

Informationsaustausch und Kooperation: Es ist erforderlich, den Austausch von Informationen zu Verletzungen zu verbessern. So stellte Frankreich für diese Studie trotz mehrfacher Bitten und Intervention der IKSР keine Fotobelege und/oder Interpretationen zum Zustand der Rückkehrer aus Gamburgsheim zur Verfügung. Diese wären jedoch – auch wenn nicht repräsentativ – zur Weiterverfolgung des Schicksals der in Iffezheim (2022 - 2024) dokumentierten Individuen (vgl. Anhang I) wichtig gewesen. Aufgrund fehlender Belegfotos konnten folgende Fragen *nicht* bearbeitet werden:

- ⇒ Wie viele der unbeeinträchtigten, moderat verletzten und stark verletzten Lachse erreichen Gamsheim?
- ⇒ Ziehen sich in Iffezheim dokumentierte Lachse auf ihrem Weg nach Gamsheim (weitere) Verletzungen zu?
- ⇒ Gibt es Hinweise auf eine Belastung des Zeitbudgets durch Verletzungen?
- ⇒ Wie entwickeln sich die in Iffezheim dokumentierten Verletzungen bis zur Erfassung in Gamsheim (insbesondere Abschürfungen und Infektionen der Haut und der Flossen)?

Implementierung Meldepflicht von Wanderfischfängen: Im gesamten Rheineinzugsgebiet sollten Wanderfischfänge meldepflichtig sein. Meldungen sollten an die zuständigen Fischereibehörden übermittelt werden, die die Daten in eine zu erstellende Datenbank eingeben.

Funktionskontrollen zur Auffindbarkeit und Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen: Es ist in vielen Regionen gängige Praxis, Gewässer bzw. Gewässerabschnitte nach der Installation von Fischaufstiegshilfen (FAA) ohne weitere Funktionskontrollen als durchgängig zu klassifizieren. Für gewässerbreite Rampen an Standorten ohne weitere Nutzung (z.B. Ausleitung für Wasserkraftwerke) ist dies vertretbar. Querbauwerke an großen Flüssen (Rhein, Main, Mosel, Neckar etc.) mit seitlich angeordneten Fischpässen stellen jedoch prinzipiell aufgrund der zwangsläufig eingeschränkten Auffindbarkeit der FAA weiterhin eine Barriere dar, die nur von einem Teil der Rückkehrer überwunden wird. Die Auffindbarkeit ist dabei umso eingeschränkter, je geringer der Durchfluss der FAA gegenüber dem Anteil im Hauptstrom ausfällt. Bei der Mehrzahl der den Autoren bekannten kleinen und mittelgroßen Ausleitungskraftwerke ist eine Barrierewirkung durch eine für adulte Lachse unzureichende Mindestwasserführung im Mutterbett gegeben (physische Barrierewirkung), die durch Sackgasseneffekte am Punkt der Wiedereinleitung des turbinierten Wassers (Verhaltensbarriere „irreführende Leitströmung“ in den Unterwassergraben) nochmals verschärft wird (siehe auch in Kap. 13.2 „Einschwimmen in Turbinen von Unterwasser“). In allen genannten Fällen können bereits wenige Querbauwerke aufgrund kumulativer Effekte eine nachhaltige Wiederansiedlung von Lachsen ausschließen. Es wird daher dringend empfohlen, bestehende FAA mittels Funktionskontrollen auf ihre *tatsächliche Durchgängigkeit* zu prüfen. Auf die Notwendigkeit des Rückbaus von Kleinwasserkraftanlagen wurde bereits in Kap. 13.2 („Kleinwasserkraftanlagen“) eingegangen. Der aktualisierte Stand der Durchgängigkeit sollte in eine zu erstellende Datenbank eingegeben werden.

Genetisches Monitoring: Das gemeinsame genetische Monitoring bringt für die Bewirtschaftung interessante Ergebnisse zu Tage. Obwohl die Studie noch nicht abgeschlossen ist, scheint sich zu zeigen, dass die genetische Qualität der Besatzfische sich auf das Überleben der Smolts auswirkt. Auch das Besatzalter scheint sich je nach Gewässer auf das Überleben der Lachse auszuwirken. Zudem schlägt die NASCO vor, dass bei Wiederansiedlungen die Domestifikationseffekte vermindert werden sollen. Schließlich liefert das genetische Monitoring erste Hinweise darauf, woher die zurückkehrenden Lachse genau stammen (Besatzgewässer, Besatzalter, Stamm, usw.). Aus diesem Grund sollte dieses Monitoring gezielt und wo notwendig weitergeführt werden. Die Lachs-Elternfischhaltungen und die Besatzfischchargen sollten weiter auf ihre genetische Eignung geprüft werden. Die Anzahl Rückkehrer im Rhein, die als Elterntiere verwendet werden können, ist derzeit nach wie vor sehr gering. Es wird daher auch in den nächsten Jahren unumgänglich sein, Elterntiere in der Zucht aufzuziehen. Domestifikationseffekte sollten dabei möglichst vermieden werden. Die Etablierung der Befruchtung von Eiern mit Kryo-Präservierten Spermien von wilden Milchnern sollte deshalb weiterverfolgt und falls erfolgreich flächendecken eingeführt werden (derzeit läuft ein

Versuch in der Schweiz), dadurch könnten die Effekte der Domestifikation deutlich verringert werden. Zur Qualitätssicherung sind begleitende genetische Untersuchungen unumgänglich.

Dr. Jörg Schneider

In Vertretung der Bietergemeinschaft „Arge Salmo“,

(Dr. Jörg Schneider)

13. Literatur

ABT, K.F., HOYER, N., KOCH, L. & D. ADELUNG, D. (2002): The dynamics of grey seals (*Halichoerus grypus*) off Amrum in the south-eastern North Sea - evidence of an open population. - *J. Sea Res.*, 47: 55-67.

ALLEN, P.J., AMOS, W., POMEROY, P.P. & TWISS, S.W. (1995): Microsatellite variation in grey seals (*Halichoerus grypus*) shows evidence of genetic differentiation between two British breeding colonies. - *Mol. Ecol.* 4: 653– 622.

AMARAL, S.V.; WATSON, S.M.; SCHNEIDER, A.D.; RACKOVAN, J & BAUMGARTNER, A. (2020): Improving survival: injury and mortality of fish struck by blades with slanted, blunt leading edges, *Journal of Ecohydraulics*, 5:2, 175-183, DOI: 10.1080/24705357.2020.1768166

ANDERSON, S.S. (1992): *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) – Kegelrobbe. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Vol. 6/II. Akad. Verlagsges., Wiesbaden: 97–115.

AQUABIOS (2017): Genetische Untersuchung der Sieglachse – Rückkehrer, Saison 2015 Monito- ringstationen Siegburg (Sieg) und Troisdorf (Agger). - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.

AQUABIOS (2023): Koordiniertes genetisches Monitoring Rheinlachs – Teilbereich Schweiz – Zwischenbericht 2023. - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt und Aargau.

AREVALO, E., MAIRE, A., TÉTARD, S., PRÉVOST, E., LANGE, F., MARCHAND, F., JOSSET, Q. & DROUINEAU, H. (2021): Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? - *Proc. R. Soc. B* 288: 20211882. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>

AQUAPLUS (2021): Fischschutz Hochrhein – Massnahmen bei Hitzeereignissen. Fachbericht zum best-practice Handbuch. Pilotprojekt F.13 im Rahmen des Pilotprogrammes zur Anpassung an den Klimawandel. 56 S. und Anhang A–E

ARMSTRONG, J.D., KEMP, P.S., KENNEDY, G.J.A., LADLE, M. & MILNER, N.J. (2003): Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. - *Fisheries Research* 62 (2003) 143–170.

AUFLEGER, M. (2019): FishProtector - Informationen zu einem wirksamen hybriden Fischschutz- und Fischleitsystem. – Rundschreiben der Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Wasserbau, 6 S.

BAKER, P.J., BOITANI, L., HARRIS, S., SAUNDERS, G. & WHITE, P.C.L. (2008): Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. - *Mammal Rev.* 38, 123–166.

BAKER, M. R., & SCHINDLER, D. E. (2009): Unaccounted mortality in salmon fisheries: non-retention in gillnets and effects on estimates of spawners. *Journal of Applied Ecology* 46:752–761.

BALAZIK, M.T., K.J. REINE, A.J. SPELLS, C.A. FREDRICKSON, M.L. FINE, G.C. GARMAN & S.P. McLNINCH (2012): The potential for ship interactions with adult sturgeon in the James River, Virginia. - *North American Journal of Fisheries Management* 32: 1062-1069.

BANKS, J.W. (1969): A review of the literature on upstream migration of adult salmonids. *J. Fish Biol.* 1: 85-136.

BARTON B.A. (2002): Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. - *Integ. Comp. Biol.*, 2002 Jul;42(3):517-25. doi: 10.1093/icb/42.3.517.

BASS, A., HINCH, S., CASSELMAN, M., BETT, N., BURNETT, N., MIDDLETON, C. & PATTERSON, D. (2018): Visible gill-net injuries predict migration and spawning failure in adult sockeye salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 147:1085–1099, 2018.

BATEMAN, A.W., PEACOCK, S.J., CONNORS, B., POLK, Z., BERG, D., KRKOŠEK, M. & MORTON, A. (2016): Recent failure to control sea louse outbreaks on salmon in the Broughton Archipelago, British Columbia. - *Can J Fish Aquat Sci* 73:1164–1172.

BENITEZ, J.P. &ERRAUD, A., DIERCKX, A., F. D'HALLUIN, ANTIPINE, S., RENARDY, S., NZAU MATONDO, B., KESTEMONT, P., OVIDIO, M. (2022): Rapport final annuel 2022 au Service Public de Wallonie (DGARNE/DNF-SP) de la Subvention 2021-2022 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse. Université de Liège et Université de Namur, 118 pp.

BERNTHAL, F.R.; SEAMAN, B.W.; RUSH, e. et al. (2023): High summer temperatures are associated with poorer performance of underyearling Atlantic salmon (*Salmo salar*) in upland streams. – J. Fish Biol. 102, Issue2

BLASEL, K. (2004): Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. – Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Sölden, 41 p.

BOMFORD, M. & O'BRIEN, P.H. (1990): Sonic deterrents in animal damage control – a review of device tests and effectiveness. - Wildl. Soc. Bull. 18, 411–422.

BOISNEAU C. & BELHAMITI N. (2018): Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire. - CITERES Université de Tours et AADPPMFEDLA.

BOOTH, R.K., KIEFFER, J.D., DAVIDSON, K., BIELAK, A.T. & TUFTS, B.L. (1995): Effects of late-season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid-base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 (1995), pp. 283–290.

BOULETREAU S, GAILLAGOT A, CARRY L, TETARD S, DE OLIVEIRA E, et al. (2018): Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. - PLOS ONE 13(4): e0196046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196046>

BOULETREAU S., CARRY, L., MEYER, E. et al. (2020): High predation of native sea lamprey during spawning migration. - Sci. Rep. 10, 6122 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62916-w>

BOULETREAU, S., FAUVEL, T., LAVENTURE, M. et al. (2021). “The giants’ feast”: predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. - Aquatic Ecol. 55. 1-9. 10.1007/s10452-020-09811-8

BOYD, I.L., FRISK, G., URBAN, E., TYACK, P., AUSUBEL, J., SEEYAVE, S., CATO, D., SOUTHALL, B., WEISE, M., ANDREW, R., AKAMATSU, T., DEKELING, R., ERBE, C., FARMER, D., GENTRY, R., GROSS, T., HAWKINS, A., FENGUA, L., METCALF, K., MILLER, J.H., MORETTI, D., RODRIGO, C. & SHINKE, T. (2011): An international quiet ocean experiment. - Oceanography 24, 174–181.

BRANDT, M. J., HÖSCHLE, C., DIEDERICHS, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R., WITTE, S. & NEHLS, G. (2012): Effectiveness of a sealscarer in deterring harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and its application as a mitigation measure during offshore pile driving. - Final Report for the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation reference number: 0325141, and the Danish Offshore Demonstration Programme, Bioconsult SH, Husum, 109 pp.

BRANDT, M., HÖSCHLE, C., DIEDERICHS, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R. & NEHLS, G. (2013): Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. - Marine Ecology Progress Series 475: 291-302.

BRASSEUR, S.M.J.M., VAN POLANEN PETEL, T.D., GERRODETTE, T., MEESTERS, E.H.W.G., REIJNDERS, P.J.H. & AARTS, G. (2015): Rapid recovery of Dutch grey seal colonies fueled by immigration. - Marine Mammal Science 31, 405-426.

BRASSEUR, S.M.J.M., CARIUS, F., DIEDERICHS, B., GALATIUS, A., JESS, A., KORBER, P., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., BIE THOSTESEN, C. & KLÖPPER, S. (2020): EG-Seals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2019-2020 : Less disturbance? - Common Wadden Sea Secretariat.

BRASSEUR, S., CARIUS, F., DIEDERICHS, B., GALATIUS, A., JEß, A., KÖRBER, P., MEISE, K., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., THØSTESSEN, C.B., KLÖPPER, S. (2021): EG-Marine Mammals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2020-2021. - Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat.

BREVÉ, N. W. P., VERSPUY, R., DE LAAK, G. A. J., BENDALL, B., BREUKELAAR, A.W. & SPIERTS I. L. Y. (2014): Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. - J. Appl. Ichthyol. 30 (2014), 472–478.

BROBBEL, M. A., M. P. WILKIE, K. DAVIDSON, J. D. KIEFFER, A. T. BIELAK, & TUFTS, B. L. (1996): Physiological effects of catch and release angling in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) at different stages of fresh- water migration. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:2036–2043.

BROWN, J. J., & MURPHY, G.W. (2010): Atlantic sturgeon ship-strike mortalities in the Delaware estuary.- Fisheries 35(2): 72-83.

BUTH, M.; KAHLENBORN, W.; SAVELSBERG, J.; BECKER, N.; BUBECK, P.; KABISCH, S.; KIND, C.; TEMPEL, A.; TUCCI, F.; GREIVING, S.; et al. (2015): Germany's vulnerability to Climate Change—Summary. - In Climate Change; Umweltbundesamt: Dessau-Roßlau, Germany, 2015.

CAMPBELL, B.A. & BLOOM, J.M. (1965): Relative aversiveness of noise and shock. - *J. Comp. Physiol. Psychol.* 60, 440–442.

CARDOSO, J., FREITAS, V., QUILEZ, I., JOUTA, J., WITTE, J., & VAN DER VEER, H. (2015). The European sea bass *Dicentrarchus labrax* in the Dutch Wadden Sea: From visitor to resident species. - *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(4), 839–850. doi:10.1017/S0025315414001714.

CLAUS, M. P. A., VAN KESSEL, N., & WOLBERS, O. (2021): De opmars van Europees meerval (*Silurus glanis*) in de Nederlandse wateren – huidige ver- spreiding en potentiële effecten. - Report no: 21–278. Culemborg: Bureau Waardenburg.

COLAVECCHIA, M., KATOPODIS, C., GOOSNEY, R., SCRUTON, D. A. & MCKINLEY, R. S. (1998): Measurement of burst swimming performance in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using digital telemetry. - *Regulated Rivers Research & Management*, Volume 14, Issue 1, pp: 41-51.

COLLAS, F.P.L., A.D. BUIJSE, L. VAN DEN HEUVEL, N. VAN KESSEL, M.M. SCHOOR, H. EERDEN EN R.S.E.W. LEUVEN (2018): Longitudinal training dams mitigate effects of shipping on environmental conditions and fish density in the littoral zones of the river Rhine. - *Science of the Total Environment* (2018) Vol. 619-620.

COSTELLO, M.J. (2009): How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. - *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 276:3385–3394

CRONIN, M., GOSCH, M. JESSOPP, M., LUCK, C., ROGAN, E. & REID, D. (2014): A Pilot Study of Seal Predation on Salmon Stocks in Selected Irish Rivers and Estuaries. – Inland Fisheries Ireland, 51 pp.

DADSWELL, M., SPARES, A., READER, J. MCLEAN, M. McDERMOTT, T. SAMWAYS, K. & LILLY, J. (2022): The Decline and Impending Collapse of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Population in the North Atlantic Ocean: A Review of Possible Causes. - *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 30:2, 215-258, DOI: 10.1080/23308249.2021.1937044

DEMPSON, B., C.J. SCHWARZ, I.R. BRADBURY, M.J. ROBERTSON, G. VEINOTT, R. POOLE, E. COLBOURNE (2017): Influence of climate and abundance on migration timing of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) among rivers in Newfoundland and Labrador. - *Ecology of Freshwater Fishes* 26: 245-259.

DEMPSON, J.B., FUREY, G. & BLOOM, M. (2002): Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River, Newfoundland. - *Fish. Management Ecol.* Vol. 9 (3).

DIETZ, R., TEILMANN, J. & HENRIKSEN, O.D. (2003): Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. - NERI Technical Report No. 429.

DORIDANT, J.-B. (2021): Etude de l'impact du changement climatique sur les communautés vivantes du Rhin et plus particulièrement les poissons grands migrateurs. - Mémoire de stage 3A – Dominante d'approfondissement Gestion forestière; AgroParisTech, Office Français de la Biodiversité, 93 pp.

EBEL, G.; GLUCH, A. & KEHL, M. (2015): Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl an Wasserkraftanlagen – Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. – *WasserWirtschaft* 7/8 2015, S. 44-50.

ENSING, D. (2018): Genetics study on Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the reintroduction program on the river Rhine system in the German Federal states of Rhineland-Palatinate and Hesse. - Studie im Auftrag der Länder Rheinland-Pfalz und Hessen; Agri-Food & Bio-sciences Institute Northern Ireland (AFBINI), 17 S.

ENVIRONMENTAL AGENCY (2007): Barriers to Fish Migration Survey: Assessment Criteria and Procedure. -Extended field manual.

ENVIRONMENTAL AGENCY (2021): Salmon Stocks and fisheries in England and Wales, 2021. - Preliminary assessment prepared for ICES, March 2022, 96 pp.

ELLISER, C.R., HESSING, S., MACIVER, K.H., WEBBER, M.A. & KEENER, W. (2020): Short Note: Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena vomerina*) catching and handling Large Fish on the U.S. West Coast. - *Aquatic Mammals* 46(2), 191-199. DOI 10.1578/AM.46.2.2020.191

FERC - FEDERAL ENERGY REGULATORY COMMISSION (1995): Impacts of Hydroelectric Plant Tailraces on Fish Passage. – Office of Hydropower Licensing, Washington, DC Paper No. DPR-9, 101 pp.

FORSETH, T., BARLAUP, B. T., FINSTAD, B., FISKE, P., GJØSÆTER, H., FALKEGÅRD, M., HINDAR, A., MO, T. A., RIKARDSEN, A. H., THORSTAD, E. B., VØLLESTAD, L. A. & WENNEVIK, V. (2017): The major threats to Atlantic salmon in Norway. – ICES Journal of Marine Science, 74: 1496–1513.

FRECHETTE D., S.J. DUGDALE, J.J. DODSON, N.E. BERGERON (2018): Understanding summertime thermal refuge use by adult Atlantic salmon using remote sensing, river temperature monitoring, and acoustic telemetry. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75(11): 1999-2010.

FREIBERGER, L. & WINDISCH, U. (2020): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete. - WasserWirtschaft 110, 18-22.

FRIMODT, C. (1995): Multilingual illustrated guide to the world's commercial coldwater fish. - Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England. 215 p.

GALATIUS, A., ABEL, C., BRACKMANN, J., BRASSEUR, S., JEß, A., MEISE, K., MEYER, J., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., THØSTESEN, B. (2021): Abundance of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2021. - Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat.

GIBSON, R.J. (2017): Salient Needs for Conservation of Atlantic Salmon. – Fisheries Vol. 42, Issue3, pp. 163-174

GILLSON, J.P., BASIC, T., DAVISON, P.I. et al. (2022): A review of marine stressors impacting Atlantic salmon *Salmo salar*, with an assessment of the major threats to English stocks. – Rev. Fish Biol. Fisheries 32, 879–919 (2022).

<https://doi.org/10.1007/s11160-022-09714-x>

GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2010): Aversiveness of sound in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. - J. Exp. Biol. 213, 1536–1548.

GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2011): Repeated elicitation of the acoustic startle reflex leads to sensitisation in subsequent avoidance behaviour and induces fear conditioning. - BMC Neurosci. 12, 30.

GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2013): Acoustic deterrent devices to prevent pinniped depredation: efficiency, conservation concerns and possible solutions. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 492, 285–302.

GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2015): Target-specific acoustic predator deterrence in the marine environment. - Animal Conservation 18, 102–111.

GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2016): Non-lethal management of carnivore predation: long-term tests with a startle reflex-based deterrence system on a fish farm. - Animal Conservation 19 (2016) 212–221.

GREGORY, S.D.; IBBOTSON, A.T.; RILEY, W.D; NEVOUX, M.; LAURIDSEN, R.B.; RUSSELL, I.C.; BRITTON, J.R.; GILLINGHAM, P.K.; SIMMONS, O.M. & RIVOT, E. (2019): Atlantic salmon return rate increases with smolt length. - ICES Journal of Marine Science 76, (6) p. 1702–1712.

GROSSER, P.F. & SCHMALZ, B. (2023): Projecting Hydroclimatic Extremes: Climate Change Impacts on Drought in a German Low Mountain Range Catchment. - Atmosphere 2023, 14, 1203. <https://doi.org/10.3390/atmos14081203>.

GUTREUTER, S.; DETTMERS, J.M. & WAHL, D. (2003): Estimating mortality rates of adult fish from entrainment through the propellers of river towboats. – Trans. Am. Fisheries Soc. 132 (4): 646-661.

HAUG, J.; AUER, S.; FREES, C.; BRINKMEIER, B.; TUTZER, R.; HAYES, D.S.; AUFLEGER, M. (2022): Retrofitting of Existing Bar Racks with Electrodes for Fish Protection—An Experimental Study Assessing the Effectiveness for a Pilot Site. – Water 2022, 14, 850. <https://doi.org/10.3390/w14060850>

HAVN, T.B., ØKLAND, F., HEERMANN L., THORSTAD, E.B., TEICHERT, M.A.K., SÆTHER, S.A., TAMBETS, M. & BORCHERDING, J. (2018): Downstream migration of Atlantic salmon smolt at Unkemühle power station in 2016. - NINA Report 1412: 38 pages . Norwegian Institute for Nature research (NINA), Trondheim.

Evaluierung der Bestandsentwicklung der Lachspopulationen im Rheineinzugsgebiet Arge Salmo 2024

HEDGER, R.D., L.E. SUNDT-HANSEN, T. FORSETH, O. UGEDAL, O.H. DISERUD, Å.S. KVAMBEKK, A.G. FINSTAD (2013): Predicting climate change effects on subarctic–Arctic populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70(2): 159-168.

HERRMANN, C., HARDER, K. & SCHNICK, H. (2007): Robben an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse des Monitorings vom Februar 2007 bis Mai 2008. - Naturschutzarb. in MV 50: 56-69.

HERMANNSEN, L., MIKKELSEN, L. & TOUGAARD, J. (2015): Review: Effects of seal scarers on harbour porpoises. - Research note from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, 23 pp.

HESSELSCHWERDT, J., APP, P. & BOSCH, N. (2023): Biologische Untersuchung Aare zwischen Bielersee und Rhein 2022. – Fachbericht HYDRA AG im Auftrag der Kantone Aargau, Solothurn und Bern. Kreuzlingen, 82 pp.

HOEKSTEIN, M.S.J., M. SLUIJTER & K.D. VAN STRAALEN (2022): Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2020/2021. - Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 22.02. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2022-01. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.

ICES (2023a): Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). - ICES Scientific Reports. 5:41. 478 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.22743713>

ICES (2023b): Advice on fishing opportunities, catch, and effort - sal.oth.all; 107 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.22699276>

IKSR (2004a): Rhein & Lachs 2020 - Programm für Wanderfische im Rheinsystem. – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (ed.), Koblenz, 31 p.

IKSR (2004b): Auswirkungen von Wasserkraftanlagen in den Rheinzuflüssen auf den Wanderfischabstieg. - Internationale Kommission zum Schutz des Rheins ; IKSR-Bericht Nr. 140, 8 pp.

IKSR (2007): Lachs 2020 – Aktualisierung des Programmes zum Schutz und zur Wiederansiedlung von Wanderfischen. – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (ed.), Karte Stand 2007.

IKSR (2013): Darstellung der Entwicklung der Rheinwassertemperaturen auf der Basis validierter Temperaturmessungen von 1978 bis 2011. – IKSR-Bericht 209, Koblenz, 2013.

IMBERT, H.; MARTIN, P.; RANCON, J.; GRAFFIN, V. & DUFOUR, S. (2013): Evidence of late migrant smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Loire-Allier System, France. - Cybium 2013, 37(1-2): 5-14.

INGENDAHL, D.; FELDHAUS, G.; DE LAAK, G.; VRIESE, T. & BREUKELAAR, A. (2008): Downstream migration of salmon smolt in the River Rhine: results of a transponder study 2007. - International Council for the Exploration of the Sea; North Atlantic Salmon Working Group, Working Paper 43/2008; 10 pp.

JANSEN, H.M., WINTER, H.V., TULP, I.Y.M., BULT, T.P., HAL, R.V., BOSVELD, J., VONK, R. (2008): Bijvangsten van salmoniden en overige trekvissen vanuit een populatieperspectief. - Report no: C039/08. IJmuiden: IMARES.

JEFFERSON, T.A. & CURRY, B.E. (1996): Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? - Ocean Coast. Manage. 31, 41–70.

JEPSEN, N. (2011): Return of the king – The recovery of Danish salmon stocks: Skjern Å. - In: Pool 32 Magazine, No. April, 2011, p. 196-223.

JEPSEN, N., AARESTRUP, K., ØKLAND, F., RASMUSSEN, G. (1998): Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. - Hydrobiologia 371/372: pp. 347-353.

JEPSEN, N., FLÁVIO, H. & KOED, A. (2018): The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. - Fish Manag Ecol. 2018;1–4.

JONSSON, N., JONSSON, B., & HANSEN, L.P. (1991): Energetic cost of spawning in male and female Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). J. Fish Biol. 39: 739– 744.

JURJENS, H. (2006): The migration of salmonids through the Rhine delta. – Thesis Aquatic Ecology and Water Quality Management, AEW-80439, Report number 007/2006, Wageningen University; 63 p. + Annex

KILLGORE, J.K., L.E. MIRANDA, C.E. MURPHY, D.M. WOLFF., J.J. HOOVER, T.M. KEEVIN, S.T. MAYNORD & M.A. CURNISH (2011): Fish entrainment rates through towboat propellers in the Upper Mississippi and Illinois rivers. - *Transactions of the American Fisheries Society* 140: 570-581.

KING, J.E. (1983): *Seals of the World*. - Cornell University Press, Ithaca, New York.

KING, H. R., N. W. PANKHURST, M. WATTS, P. M. PANKHURST (2003): Effect of elevated summer temperatures on gonadal steroid production, vitellogenesis and egg quality in Tasmanian female Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). - *J. Fish Biol.* 63(1): 153-167.

KREITMANN L. (1932). La vitesse de nage des poissons. - *Bull. Français Pêche Pisciculture* 53: 145-180.

KRKOŠEK, M., REVIE, C.W., GARGAN P.G., SKILBREI O.T., FINSTAD B. & TODD C.D. (2013): Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. - *Proc. R. Soc. B.* 280: 2012235920122359. <http://doi.org/10.1098/rspb.2012.2359>

LEOPOLD, M., BEGEMAN, L., BLEIJSWIJK, J., IJSELDIJK, L., WITTE, H. & GRÖNE, A. (2015): Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. - *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society.* 282(1798). DOI 10.1098/rspb.2014.2429.)

LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.) (2023): Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg - Landesweite Brutbestandserfassung 2022. - LUBW, Karlsruhe.

LUCAS M. C. & FEAR P. A. (1997). Effects of a flow gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid.- *J. Fish Biol.* 50:382-396.

LUDWIG, S. (2020): Schutzmaßnahmen für marine Säugetiere bei Ansprengversuchen der WTD 71 an Fregatte F 122 ex-KARLSRUHE im Bundeswehr-Sperrgebiet Schönhagen. - Beitrag der Unterabteilung Geoinformation, Marinekommando für das Vorhaben der Wehrtechnischen Dienststelle 71, 31 pp.

MCCORMICK, S.D., J.M SHRIMPTON, B.T. BJÖRNSSON, S. MORIYAMA (2002): Effects of an advanced temperature cycle on smolt development and endocrinology indicate that temperature is not a zeitgeber for smolting in Atlantic salmon. - *J. Experimental Biology* 205: 3553-3560.

MENDE, M. & SIEBER, P. (2022): Wie halten wir unsere Fließgewässer kühl? Untersuchung und Visualisierung von Temperatureinflüssen, Ableitung von Massnahmenvorschlägen. - *Wasser Energie Luft*, 114. Jahrgang, 2022, Heft 1, CH-5401 Baden.

MILLS, K.E., PERSHING, A.J., SHEEHAN, T.F. & MOUNTAIN, D. (2013): Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. - *Glob. Chang. Biol.* 2013 Oct;19(10):3046-61. doi: 10.1111/gcb.12298. Epub 2013 Aug 13. PMID: 23780876.

MORTON, A.B. & SYMONDS, H.K. (2002): Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada.- *ICES J. Mar. Sci.* 59, 71-80.

ØKLAND, F.; TEICHERT, M.A.K.; THORSTAD, E.B.; HAVN, T.B.; HEERMANN, L.; SÆTHER, S.A.; DISERUD, O.H.; TAMBETS, M.; HEDGER, R.D. & BORCHERDING, J. (2016): Downstream migration of Atlantic salmon smolt at three German hydropower stations. - *NINA Report* 1203: 47 p.

ONEMA (2014): Assessing the passage of obstacles by fish. - Concepts, design and application. 202 pp.

OTERO, J., L'ABEE-LUND, J.H., CASTRO-SANTOS, T. et al. (2014): Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Global Change Biol.* 2014 Jan; 20(1):61-75. doi: 10.1111/gcb.12363.

PHILIPP, M.A.; PEIMAN, K.S.; CROSSIN, G.T.; HINCH, S.G.; PATTERSON, D.A.; ELVIDGE, C.K. & COOKE, S.J. (2023): Using repeat injury assessments in adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) to predict spawning success and describe severity of migration conditions. - *Fisheries Research* 266 (2023) 106797

REIJNDERS, P. J. H., J. VAN DIJK & D. KUIPER (1995): Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. - *Biological Conservation* 71: 231-235.

REIJNDERS, P.J.H., VERRIOPOULOS, G. & BRASSEUR, S.M.J.M. (1997): Status of pinnipeds relevant to the European Union. - DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, NL. IBN Scientific Contributions 8: 1- 195.

SATTERTHWAITE, W.H., S.M. CARLSON, S.D. ALLEN-MORAN, S. VINCENZI, S.J. BOGRAD, B.K. WELLS (2014): Match-mismatch dynamics and the relationship between ocean-entry timing and relative ocean recoveries of Central Valley fall run Chinook salmon. - *Marine Ecology Progress Series* 511: 237-248.

SAUMON-RHIN (2022): Carte schématique des difficultés de franchissement pour les salmonidés migrateurs sur le Rhin et le cours principal de l'Ill - Etat d'avancement au Avril 2022. - Document de travail Association Saumon-Rhin (ASR), 1 p.

SCHMUTZ S., JUNGWIRTH M., RATSCHAN C., SIEMENS M. v., GUTTMANN S., PAINTNER S., UNFER G., WEISS S., HANFLAND S., SCHENEKAR T., SCHUBERT M., BRUNNER H., BORN O., WOSCHITZ G., GUM B., FRIEDL T., KOMPOSCH C., MÜHLBAUER M., HONSIG-ERLENBURG W., ... ZAUNER G. (2023): Der Huchen stirbt aus – was tun? Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich. - *Österreichs Fischerei*, Sonderheft 2023, 176. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7633497>

SCHNEIDER, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. - Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen; 218 pp.

SCHNEIDER, J. (2009): Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen. Bericht Nr. 167, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (ed.), Koblenz, 165 pp.

SCHNEIDER, J. (2020): Erfolgskontrollen von Besatzmaßnahmen mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen der Mosel, der Nahe und der Wieslauter mit angrenzenden Altrheinen sowie Monitoring der spontanen Wiederbesiedlung der Nette – Lachs 2020 in Rheinland-Pfalz. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd, Obere Fischereibehörde. Endbericht; 192 pp. (*unveröffentlicht*).

SCHNEIDER, J. & SEUFERT, T. (2022a): Lachsrückkehrer im Rheinsystem - Stand der Wiederansiedlung 2022. - Supplement zu Projektberichten für Hessen und Rheinland-Pfalz 2022. Frankfurt am Main, 67 pp. (*unveröffentlicht*).

SCHNEIDER, J. & SEUFERT, T. (2022b): Echolotbasiertes Monitoring in Altarmen des rheinland-pfälzischen Oberrheins 2022. - Studie im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz – SGD Süd, Obere Fischereibehörde. Frankfurt a.M., 25 pp. (*unveröffentlicht*).

SHEPHERD, S., MACINTYRE, C. & GARGAN, P. (2016): Aquaculture and environmental drivers of salmon lice infestation and body condition in sea trout. - *Aquacult Environ Interact* 8: 597–610

SHIVIK, J.A., TREVES, A. & CALLAHAN, P. (2003): Nonlethal techniques for managing predation: primary and secondary repellents. - *Conserv. Biol.* 17, 1531–1537.

SOLOMON, D. J., H. T. SAMBROOK (2004): Effects of hot dry summers on the loss of Atlantic salmon, *Salmo salar*, from estuaries in South West England. *Fisheries Management and Ecology* 11(5): 353-363.

SOLOMON, D. J., H. T. SAMBROOK, K. J. BROAD (1999): Salmon migration and river flow – results of tracking radio-tagged salmon in six rivers in South West England. R&D Publication 4, Bristol: Environment Agency, 110 pp.

SPIERTS, I.L.Y. (2016): The effects of ship propellers on migratory fish species, with emphasis on sturgeon, a literature study. Mark: 20160175/rep01, final, July 26th 2016; ATKB, 48 pp.

ST-HILAIRE, A., BERGERON, N.E., ENDERS, E.C., CHRÉTIEN, E., MATTE, J.-M., DUGDALE, S.J., & DAIGLE, A. (2023): Change to Atlantic salmon freshwater productivity in the North Atlantic. – NASCO, CNL(23)50, Agenda item: 7a), 15pp.

STRØM, J.F., RIKARDSEN, A.H., CAMPANA, S.E., RIGHTON, D., CARR, J., AARESTRUP, K., STOKESBURY, M.J.W., GARGAN, P., JAVIERRE, P.C. & THORSTAD, E.B. (2019): Ocean predation and mortality of adult Atlantic salmon. - *Sci Rep* 9:7890. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44041-5>

SUURONEN, P. & LEHTONEN, E., (2012): The role of salmonids in the diet of grey and ringed seals in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea. - *Fisheries Research* Vol. 125–126, p. 283-288.

SVENDSEN, J.C., A.O. ESKESSEN, K. AARESTRUP, A. KOED, A.D. JORDAN (2007): Evidence for non- random spatial positioning of migrating smolts (Salmonidae) in a small lowland stream. - *Freshwater Biology* 52(6): 1147-1158.

Evaluierung der Bestandsentwicklung der Lachspopulationen im Rheineinzugsgebiet Arge Salmo 2024

TETZLAFF, D., C. SOULSBY, A.F. YOUNGSON, C. GIBBINS, P.J. BACON, I.A. MALCOLM, S. LANGAN (2005): Variability in stream discharge and temperature: a preliminary assessment of the implications for juvenile and spawning Atlantic salmon. - *Hydrology and Earth System Sciences* 9(3): 193-208.

THEOBALD, S. (2022): Genetische Analysen von potenziellen *Salmo salar* x *S. trutta* Hybriden. - Masterarbeit Uni Koblenz-Landau. Neustadt a.d.W., 107 pp (*in Vorbereitung*).

THIELMANN-SCHLICH, C.M. (2022): Analyse der Abflussmengen und Lachsauftreger am Beispiel der Sieg. - Unveröffentlichte Masterarbeit, Lehramt an Haupt-, Real-, Sekundar- und Gesamtschulen Unterrichtsfach Biologie; Universität zu Köln, Köln, 79 pp.

THORSTAD, E.; NÆSJE, T.; FISKE, P. & FINSTAD, B. (2003): Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. - *Fisheries Research* 60, p. 139-147

THORSTAD, E.B., F. WHORISKEY, L. UGLEM, A. MOORE, A.H. RIKARDSEN, B. FINSTAD (2012): A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: Behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. - *J. Fish Biol.* 81 (2): 500-542.

TRANCART, T., ROBIN, E., & ACOU, A. *et al.* (2023): GLANISPOMI: Etude globale de la prédatation des migrants amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. - (T. TRANCART, E. ROBIN, & É. FEUNTEUN, Eds.). Muséum National d'Histoire Naturelle, April 2023.

VAN AALDEREN, R. & BEELEN, P. (2011): De opkomst van de meerval in Nederland. - Verspreidingsonderzoek. Sportvisserij Nederland, Bilthoven, 28 pp.

VAN DER MEIJ, V.; HAGENDOORN, A.; STAVAST, F. (2005): Evaluatie effectiviteit terugzet- verplichting voor zalm en zeeforel - Een literatuurstudie. - Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit; Rapport DK nr. 2005/022 Ede, 2005, 23 pp.

VAN DE VEN, M. (2021): Scheepvaart en aalsterfte in de Nederlandse Rijntakken. – Studie im Auftrag der Sportvisserij Nederland, ATKB 2021, 57pp.

VAN GIELS, J. & VRIESE, F.T. (2016): Overzicht visserij zoet-zout overgangen. - Report no: 20150109/rap01. ATKB.

VAN RIJSSEL, J.C., VAN DEN PUIJENBROEK, M., SCHILDER, K. & WINTER, E. (2019): Impact van verschillende visserijvormen op trekvissen. - Wageningen Marine Research IJmuiden, April 2019, 184 pp.

VAN RIJSSEL, J.C.; BREUKELAAR, A. W.; DE LEEUW, J. J.; VAN PUIJENBROEK, M. E. B.; SCHILDER, K.; VRIESE, F. T. & WINTER, H. V. (*in preparation*): Freshwater losses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Rhine. – Manuscript, Wageningen Marine Research, Wageningen University & Research, 22 pp.

VAN RIJSSEL, J.C.; VAN KEEKEN, O.A. & DE LEEUW, J.J. (2021). Vismonitoring Rijkswateren t/m 2020. Deel 1: Toestand en trends. - Report no: C096/21. Wageningen Marine Research.

VAN RIJSSEL, J.C.; VAN KEEKEN, O.A. & DE LEEUW, J.J. (2023): Vismonitoring Rijkswateren t/m 2022. – Wageningen Marine Research rapport C079/23, 448 pp.

VAN RIJSSEL, J.C.; BREUKELAAR, A.W.; DE LEEUW, J.J.; SCHRIMPFF, A.; VAN PUIJENBROEK, M.E.B. & WINTER, H.V. (2024): Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population? - *River Res. Applic.* 2024; 1–19; DOI: 10.1002/rra.4284.

VKM, KJETIL HINDAR, LARS ROBERT HOLE, KYRRE KAUSRUD, MARTIN MALMSTRØM, ESPEN RIMSTAD, LUCY ROBERTSON, ODD TERJE SANDLUND, EVA B. THORSTAD, KNUT WIIK VOLSET, HUGO DE BOER, KATRINE ELDEGARD, JOHANNA JÄRNEGREN, LAWRENCE KIRKENDALL, INGER MÅREN, ANDERS NIELSEN, ERLEND B. NILSEN, ELI RUENESS & GAUTE VELLE (2020): Assessment of the risk to Norwegian biodiversity and aquaculture from pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). - Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES). VKM report 2020:01, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

VONLANTHEN P., KREIENBÜHL T., SCHAEFFER F., MORANDI, C. (2020): Monitoring génétique du saumon - Rapport technique provisoire pour la partie française du Rhin. - Aquabios sàrl, ECQUA sàrl Mandant : Association Saumon Rhin, Oberschaeffolsheim, France.

WATSON, S., SCHNEIDER, A., SANTEN, L., DETERS, K. A., MUELLER, R., PFLUGRATH, B., STEPHENSON, J., & DENG, Z. D. (2022): Safe passage of American eels through a novel hydropower turbine. - *Transactions of the American Fisheries Society*, 151, 711–1. <https://doi.org/10.1002/tafs.10385>

WATSON, S.M., SCHNEIDER, A.D., GARDNER, L.C., APELL, B.R., THOMPSON, P.C., CADMAN, G.B., GAGNON, I.F., FRESE, C.R. & WECHSLER, J.F. (2023): Juvenile Alewife Passage through a Compact Hydropower Turbine Designed for Fish Safety. - *North Am J Fish Manage*, 43: 465-475. <https://doi.org/10.1002/nafm.10866>

WEICHERT, F.G., AXÉN, C., FÖRLIN, L., INOSTROZA, P.A., KAMMANN, U., *et al.* (2021): A multi-biomarker study on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) affected by the emerging Red Skin Disease in the Baltic Sea. - *J. Fish Dis.*, 2021, vol. 44, no. 4, pp. 429–440.

WEIHS, P.; TRIMMEL, H.; FORMAYER, H. *et al.* (2015): Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. - Institut für Meteorologie, Department für Wasser, Atmosphäre, Umwelt, Universität für Bodenkultur. <https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81400/weihs/Pr%C3%A4sentationv%C3%96WAVSymposium10022015.pdf> (download 3.10.2023, 16:00)

WHELAN, K. & MO, T.A. (Eds) 2022: Pink Salmon and Red Skin Disease – Emerging Threats for Atlantic Salmon. - Atlantic Salmon Trust, Blue Book Series 40, AST, Battleby, Perth, Scotland, 58 pp.

WILMSMEIER, L.; SCHÖLZEL, N. & PETER, A. (2023): Lachswanderungen in der Aare - Radiotelemetrische Studie an abwandernden Smolts aus Wigger und Bünz. - Studie in Zusammenarbeit mit der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau, 41 pp.

WYMAN, M.T.; KLIMLEY, A. P.; BATTLESON, R.D.; AGOSTA, T.V.; CHAPMAN E.D.; HAVERKAMP P.J.; PAGEL, M.D. & KAVET, R. (2018): Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. - *Marine Biology* (2018) 165:134 <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3385-0>

WYMAN, M.T.; KAVET, R.; BATTLESON, R.D.; AGOSTA, T.V.; CHAPMAN E.D.; HAVERKAMP P.J.; PAGEL, M.D. & KLIMLEY, A. P. (2023): Assessment of potential impact of magnetic fields from a subsea high-voltage DC power cable on migrating green sturgeon, *Acipenser medirostris*. - *Marine Biology* (2023) 170:164 <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04302-4>

YEOMANS, J.S., LI, L., SCOTT, B.W. & FRANKLAND, P.W. (2002): Tactile, acoustic and vestibular systems sum to elicit the startle reflex. - *Neurosci. Biobehav. Rev.* 26, 1–11.

Glossar

Δh: Höhendifferenz (z.B. zwischen Staustufen, Becken in Fischpässen)

m/s: Geschwindigkeit in Metern pro Sekunde (hier: Strömungs- oder Schwimmgeschwindigkeit)

m³/s: Kubikmeter pro Sekunde (hier: Wasservolumen)

1 SW-Lachs: Kleiner Lachs-Rückkehrer, der nach einem Winter im Meer in das Süßwasser zurückkehrt („Ein-See-Winter“-Lachs oder Grilse)

2 SW-Lachs: Mittelgroßer Lachs-Rückkehrer, der nach zwei Wintern im Meer in das Süßwasser zurückkehrt („Zwei-See-Winter“-Lachs)

3 SW-Lachs: Großer Lachs-Rückkehrer, der nach drei Wintern im Meer in das Süßwasser zurückkehrt („Drei-See-Winter“-Lachs)

Adult: erwachsen

AK: Altersklasse (AK 0+ = < 1 Jahr; AK 1+ = < 2 Jahre; AK 2+ = < 3 Jahre alt; usw.)

Anadrom: Reproduktion und Jugendphase im Süßwasser, adulte Phase im Meer (Beispiele: Lachs, Meerforelle, Maifisch, Meerneunauge, Stör)

Brütling: Jungfisch in den ersten Wochen nach dem Dottersackstadium (engl.: *Fry*)

FAA: Fischaufstiegsanlage

Grilse: siehe 1 SW-Lachs

Homing (engl.): „Heimattreue“, Heimfindeverhalten adulter Individuen im Rahmen der Laichwanderung

Hybride: Kreuzung zwischen zwei Arten; hier: Lachs x Forelle

ICES: International Council for the Exploration of the Sea

Interstitial: durchströmtes Kieslückensystem, in dem die Eier und Larven im Dottersackstadium der Kieslaicher (u.a. Lachs, Meerforelle) heranreifen

Juvenil: jung, Jugendstadium (bei anadromen Arten die Lebensphase im Süßwasser)

Metapopulation: Gruppe von Populationen oder Subpopulationen, die untereinander einen (meist eingeschränkten) Genaustausch haben.

Migration: Auf- oder Abwanderung

Milchner: männlicher Fisch

MSW-Lachs: „Mehr-See-Winter“-Lachs, großer Rückkehrer, der zwei bis drei, selten vier Jahre (Winter) im Meer verbracht hat

NEAC: Nordostatlantik-Kommission

Parr: Junglachs im 1. bis 3. Lebensjahr; das Jugendkleid ähnelt dem der Forelle

Poaching: Illegale Fischerei (Fischwilderei)

Population: Bestand, der als stark isolierte Fortpflanzungseinheit in geringem genetischen Austausch mit anderen Populationen steht

Postsmolt: wandernder Junglachs nach der Umstellung von Süß- auf Salzwasser (Transformation von Smolt zu Postsmolt)

Potamodrom: Kompletter Lebenszyklus im Süßwasser, ggf. mit Wanderungen innerhalb der Fließgewässer (Beispiel: Bachforelle)

Prädator: Fressfeind; Organismus, der einen anderen, noch lebenden Organismus oder Teile von diesem konsumiert

PFA: Abundanz vor der Befischung (PFA = *Pre-Fishery Abundance*)

Rogner: weiblicher Fisch

Salmoniden: Lachsartige (umfasst u.a. Atlantische und Pazifische Lachse, Forellen, Huchen)

See-Winter: Dauer der marinen Phase (Salmoniden)

Signifikanzniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Smolt: Silbrig umgefärbter Salmoniden-Jungfisch im 2. bis 4. Lebensjahr, der meist im Frühjahr ins Meer abwandert (Smoltifikation: Umwandlung vom Parr zum Smolt).

Smoltäquivalent: Innerhalb der IKSR abgestimmte Umrechnungsmethode des Besatzaufwands. Mit der Umrechnung sollen die Besatzmaßnahmen mit verschiedenen Lebensstadien (vom Ei bis zum abwanderbereiten Smolt), die im Freiland entsprechend ihrer Entwicklung und Größe auch unterschiedliche Überlebensraten aufweisen, standardisiert dargestellt werden.

Streuner: (engl.: *strayer*): Aufwanderndes adultes Individuum, das nicht in sein Ursprungsgewässer zieht, sondern in andere Gewässer aufsteigt (bei Lachsen meist benachbarte bzw. geographisch nahe Gewässer) oder ausgebrochene Farmlachse

Subpopulation: Bestand, der als mäßig isolierte Fortpflanzungseinheit in genetischem Austausch mit benachbarten Subpopulationen einer Populationen steht

WKA: Wasserkraftanlage zur Stromproduktion

ANHANG I – V
ANNEXE I – V
BIJLAGE I – V

Um Übersetzungskapazitäten im IKSР-Sekretariat zu sparen, wurden die Anhänge zur Studie vom Auftragnehmer in englischer Sprache zur Verfügung gestellt.

Afin de ménager les capacités de traduction du secrétariat de la CIPR, les annexes de l'étude ont été mises à disposition en anglais par le prestataire.

Om vertaalcapaciteit in het secretariaat van de ICBR te sparen, heeft de opdrachtnemer de bijlagen bij de studie in het Engels opgesteld.

Appendix I Photo documentation

A. Allocation of injuries to returnees

Collisions with ship propellers

Collisions with ship propellers lead to deep cuts, amputations of body parts (often caudal fins) and total severing. According to SCHNEIDER & SEUFERT (2022a), the most common external injuries in dead fish found in the Rhine are so-called "throat cuts". Throat cuts are summarised as more or less "clean" cuts on the side of the head area. They are often accompanied by a shattering of the gill cover bone. The cuts are sometimes also located behind the gill cover, with the body being torn open as far as the abdominal region. What this type of injury has in common is that the injury only occurs on one side of the fish's body and - analogous to the position of the propeller blades - often runs at an angle to the body axis of the fish (Fig. A1-A9). According to the reported findings, primarily larger and strong-swimming individuals or species (barbel, zander, sturgeon, sea trout, Atlantic salmon) are affected. It is likely that large fish swim along a ship hull in an evasive movement, are caught by the suction of the hull and are ultimately caught in the gyrating suction of a propeller (rotational speed \approx 500 rpm or \approx 8 rpm). Due to the rotation of the water and the sideways orientation of the propeller tips, the propeller contact in this type of accident is likely to be at the front, sideways and at a slight angle, usually from top front to bottom rear. Due to the high speed of the propellers, contact with the propeller probably occurs at the wing tips. Severing in other areas of the body or complete severing in the body area (see Fig. A3) was observed less frequently on the Rhine, possibly for this reason.



Fig. A1: Salmon with fresh throat cut from gill cover to throat, caught alive on 17 November 2012 in the Saynbach stream (photo: J. SCHNEIDER)



Fig. A2: left: Salmon male, found dead with throat cut; from Oppenheim harbour in September 2009 (photo: HERZOG, reported to SGD Süd Neustadt/Weinstraße); right: salmon male 103 cm with torn throat (photo: OSWALD). In both cases, a propeller collision is the only probable cause of the damage.



Fig. A3: Salmon, approx. 70 cm TL; found dead with total severing of the hull; from the Dutch Delta Rhine in 2009. The location in the Dutch main stream away from large hydropower plants suggests a ship propeller collision as the cause (Photo: Sportvisserij Nederland).



Fig. A4: Large salmonid (presumably sea trout), approx. 80 cm, found dead in the Rhine at St. Sebastian near Koblenz during the low water phase in August 2018. A lateral throat cut is conspicuous (photo: JENS BREER).



Fig. A5: Salmon, female, approx. 80 cm, found dead 1 km upstream of weir or hydropower turbine near Lith in the Meuse in May 2018. A lateral throat cut is also conspicuous here. The location above the hydropower plant also suggests a ship propeller collision as the cause (photo: Sportvisserij Nederland).



Fig. A6: Salmon, female 78 cm, found dead near the mouth of river Selz near Ingelheim, 18.8.2022. In addition to the cut on the abdominal cavity, an injury behind the skull is also visible (photos and report: STEPHEN SCHUBERT).



Fig. A7: left: Barbel, 56 cm TL, right: pike 38 cm TL, both from the rake from Hydropower plant Kostheim am Main 2011 (photos: J. SCHNEIDER)

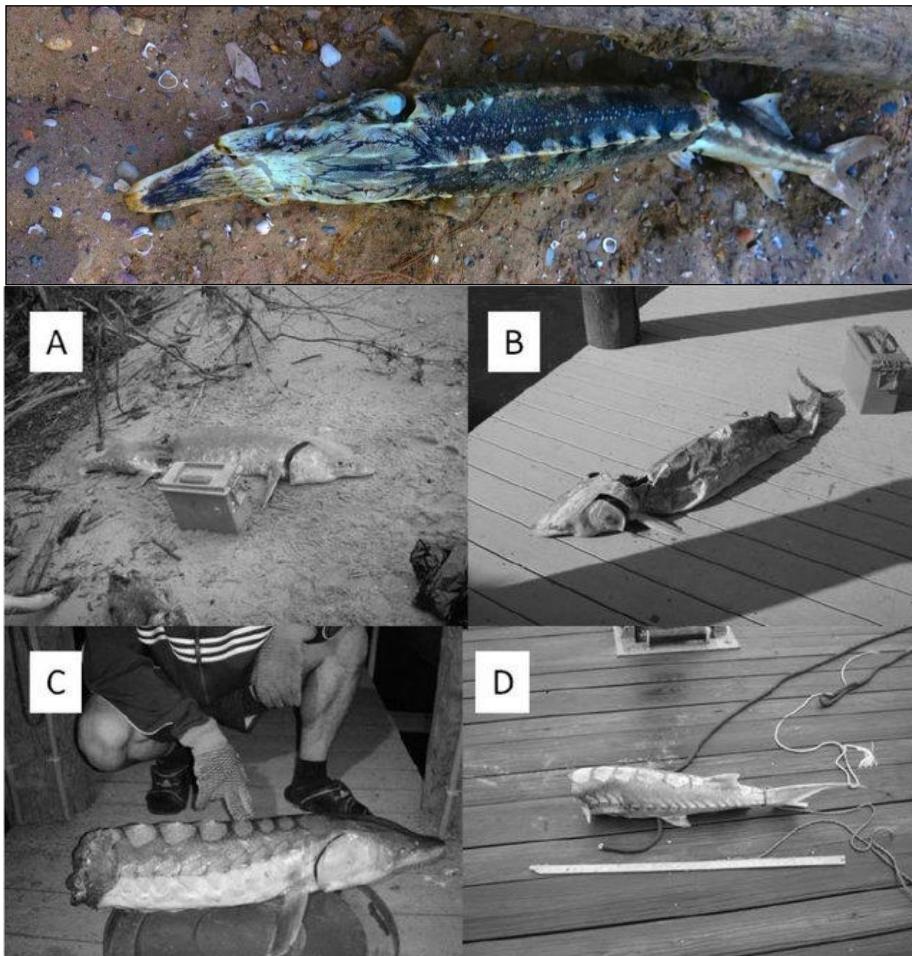


Fig. A8: Top: Stellate sturgeon, 120 cm, found dead in the Rhine near Oestrich-Winkel during the low water phase in July 2018. Two partial severings are conspicuous, in the nose area and on the tail at the level of the anal fin (photo: Anonymous). Below: Injuries caused by ship propellers on sturgeons in the James River, U.S.A. (from BALAZIK, 2012).



Fig. A9: Damaged eels from the Lower Rhine, found below Duisburg in summer 2018 (Report and photos: BERND MOCKENHAUPT)

Bite injuries caused by catfish

Fig. A10 shows exemplary bite marks on a salmon male (93 cm total length) that was caught by electrofishing in the Lahn during the spawning season (2016); Fig. A11 shows two salmon that were photographed in Iffezheim. Based on the size and shape of the crescent-shaped bite marks, these salmon (and many others not shown here) were attacked from below by large catfish. Further evidence was provided by VAKI recordings at the control station on the Moselle (Koblenz) (MOCKENHAUPT, personal communication).



Fig. A10: Traces of catfish bites on salmon: male, 93 cm (Lahn, 2016) (photo: IG-LAHN)

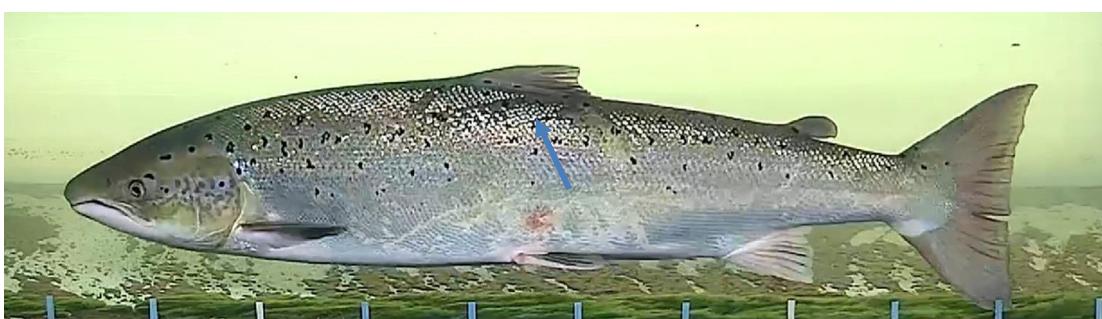
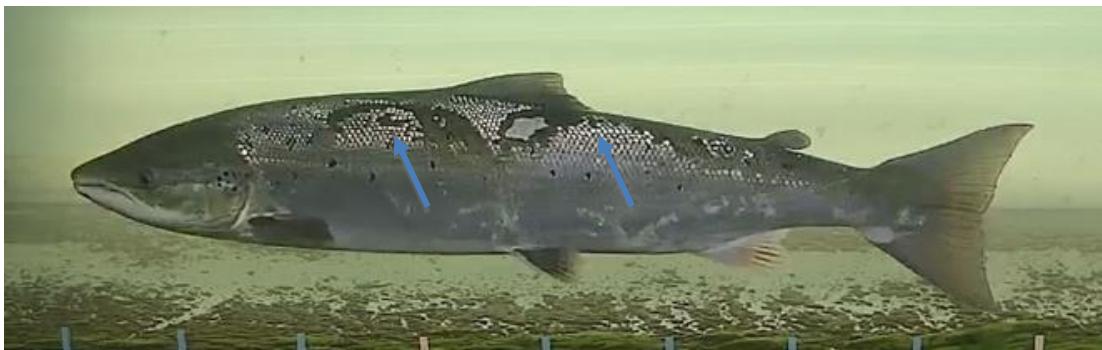


Fig. A11: Traces of catfish bites, Iffezheim fish pass: top: Salmon male approx. 80 cm with two bite marks (30.5.2021); bottom: Salmon, male approx. 90 cm (23.4.2023) (photos: ST. THEOBALD).

Injuries caused by harbour seals and grey seals

Injuries caused by harbour seals and grey seals are usually very characteristic due to claw marks (often in the immediate vicinity of sometimes deep, blurred flesh wounds) (Fig. A12).



Fig. A12: Gey seal or harbour seal bite and claw marks on salmon: male, 64 cm, 8 October 2008 from the Sieg (left), salmon female with (confirmed) seal bite; from Agger (Sieg system) 2003 (right) (Photos: ARMIN NEMITZ)

Fishing (net and trap catches, handling)

Gillnet injuries can be recognised as linear wounds ranging in severity from thin, dark lines to large open wounds. Such injuries are usually located around the snout, on the dorsal side behind the head and extend from the anterior tip of the dorsal fin to the base of the pelvic fins (BASS *et al.*, 2018). A sea trout was recovered from a gill net off the Haringvliet in year 2023. The injury pattern is shown in Fig. A13, top left; among other things, the torn dorsal fin is striking. Furthermore, torn caudal fins (top right) and crossed line patterns (bottom) are typical characteristics of net catch injuries (K. WHELAN, AST, personal communication).



Fig. A13: Left: Sea trout with gill net injuries to skin and torn dorsal fin, recovered from gill net off the Haringvliet, 2023 (photo: M. MEIJER ZU SCHLOCHTERN); right: Salmon from Iffezheim (3 April 2023) with torn caudal fin, below: Salmon from Iffezheim (22.2.2023) with net-like injury pattern (photos: ST. THEOBALD).

Hydropower turbines (*Tailrace Mortality*)

As fish generally follow the main current and the water emerging from the turbine outlet has a strong guiding effect in terms of volume and speed, the possibility of swimming into suction hoses up to the turbine runner is in principle given for all strong-swimming species, provided the exit speed is lower than the individual sprint speed of the fish and the hydraulic conditions allow them to swim into the suction pipe. For salmonids that are strong swimmers and orientate themselves towards strong currents, such as sea trout (Fig. A15) and salmon (Fig. A14), there is a particularly high risk of being damaged in these areas because these species can reach the impeller blade while sprinting. Under laboratory conditions, adult salmon reach a maximum speed of 4.13 m/s or 8.35 TL/s at lengths (TL) of 48.3-54.8 cm (COLAVECCHIA *et al.* 1998). At body lengths of 75 to 85 cm, this corresponds to a swimming speed of 4.3 to 6.0 m/s (5.8 to 8.4 TL/s). The correspondingly reduced swimming speed over ground in strong outgoing currents often leads to injuries in the front head area in the event of contact with turbine blades (Fig. A14 & A15).



Fig. A14: Salmon from river Meuse below hydropower plants with characteristic injuries in the snout area (photos: SPORTVISSERIJ NEDERLAND; Y. NEUS)

Fish can also suffer injuries through contact with the walls of the draft tube or in shear flow in the draft tube (FERC, 1995). Consequently, a presumably very high risk of injury also exists for other species (including allis shad) at low heads and low discharge velocities (e.g. horizontal turbines, VLH turbines).



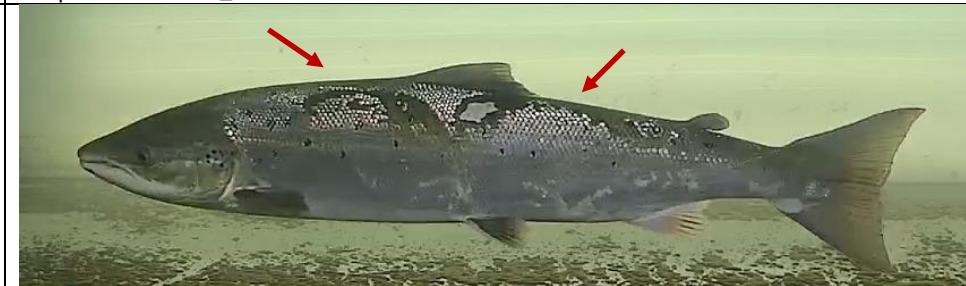
Fig. A15: Sea trout from the river Main, recovered from the rake cleaner at the Kostheim hydropower turbine shortly before it died (the injury may have occurred at the Eddersheim hydropower turbine, which is located next upstream) (photo: J. SCHNEIDER).

Catfish as ship propeller victims

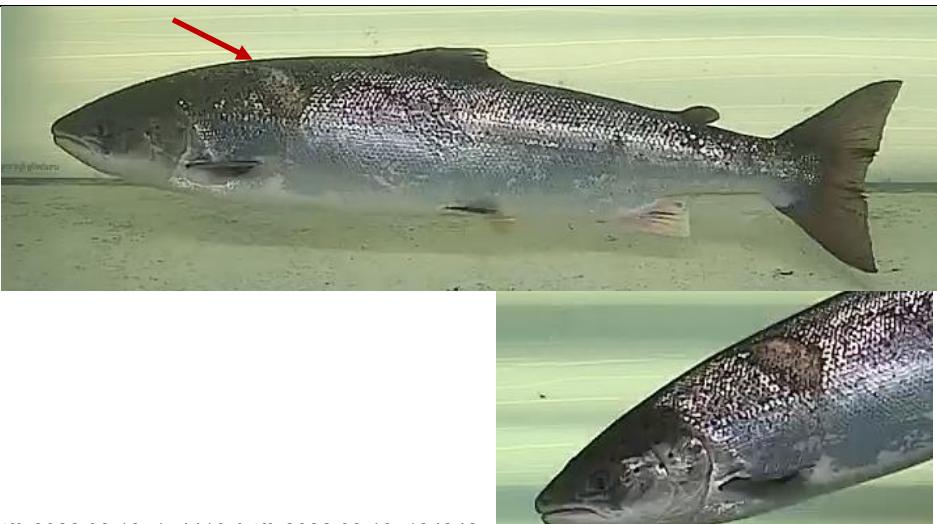


Fig. A16: Catfish after collisions with propellers: top: Live catch from the headwater (backwater area) of the Kostheim hydropower plant (Main), January 2024 (photos: BFS); bottom: find from the Rhine near Oestrich in 2019 (photo: ANONYMUS)

B. Condition of fish in fish passes Iffezheim and Gambsheim based on photos by STEFAN THEOBALD (©ST) and ASSOCIATION SAUMON RHIN (©ASR)
 Video source Iffezheim: WFBW (Wanderfische Baden-Württemberg), online: <https://wfbw.de/infothek/webcam-iffezheim>

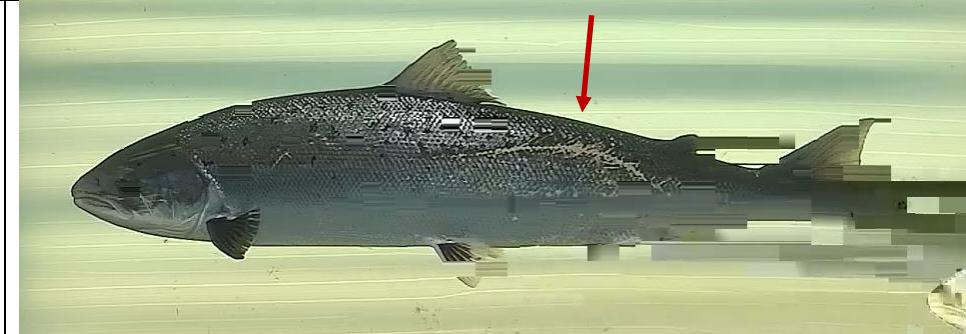
2021							
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	© Document photos
Iff.	2021	10.05.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Minor abrasions/scale loss above anal fin Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T  SnapShot-20210510_122252
Iff.	2021	30.05.		Salmon	1	<p>Salmon ♂ approx. 80 cm Two large, crescent-shaped abrasions at the top (arrows) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: 2 (!) catfish bites</u> <u>(Catfish approx. 160 - 180 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T  SnapShot-20210530_184801 & SnapShot-20210530_185628

2022

Loc	Year	Day	h	Species / ID	inju red	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2022	12.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Large, deep abrasions/loss of scales between head and dorsal fin (in the thickest part of the body); tail peduncle is mouldy; Skull: snout injured, otherwise intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Mesh? Collision with rough surface?</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	 Iff_2022.03.12_112455-id1
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♂? approx. 70 cm Abrasions/scale loss behind pectoral fin - onset of fungal infection (arrow) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	 Iff_2022.03.18_154416 & Iff_2022.03.18_184342

Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions/scale loss in the rear body area, also tail peduncle (arrow) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Handling?</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	 Iff_2022.03.18_184150
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Claw-shaped abrasions above the ventral fin; injury to the upper-rear body area with the onset of fungal infection (arrow). Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Harbour seal/ grey seal and possibly other factors</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	  Iff_2022.03.18_212516

Iff.	2022	20.03.	Salmon	1	<p>Salmon ♂ approx. 90 cm Extensive abrasions/loss of scales, especially in the rear body area, where there is a cut-like injury below the adipose fin with the onset of fungal growth (arrow) Skull: intact Fins: Anal fin deeply torn, upper part of caudal fin torn off (arrows); other fins intact.</p> <p><u>Cause: Ship propeller (tail area)? Other unknown factors.</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	 	Iff_2022.03.20_183935
Iff.	2022	20.03.	Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm Extensive abrasions/scale loss in the rear body area, Skull: Minor injury to tip of snout Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T		Iff_2022.03.20_184523

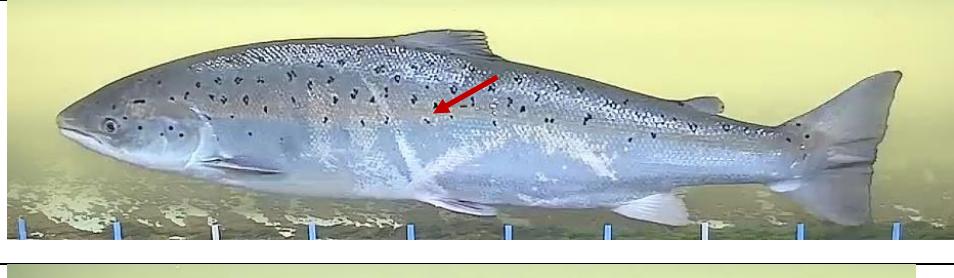
Iff.	2022	20.03.	Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Linear, narrow, slightly curved abrasion in the rear body area, Skull: intact Fins: intact (anal and caudal fin not recognisable)</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	 Iff_2022.03.20_190712 & Iff_2022.03.20_190717
Iff.	2022	20.03.	Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Extensive abrasions/scale loss in the rear body area, injury with onset of fungal infection/inflammation below the adipose fin (arrow) Skull: Injury to tip of snout Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	 Iff_2022.03.22_231157

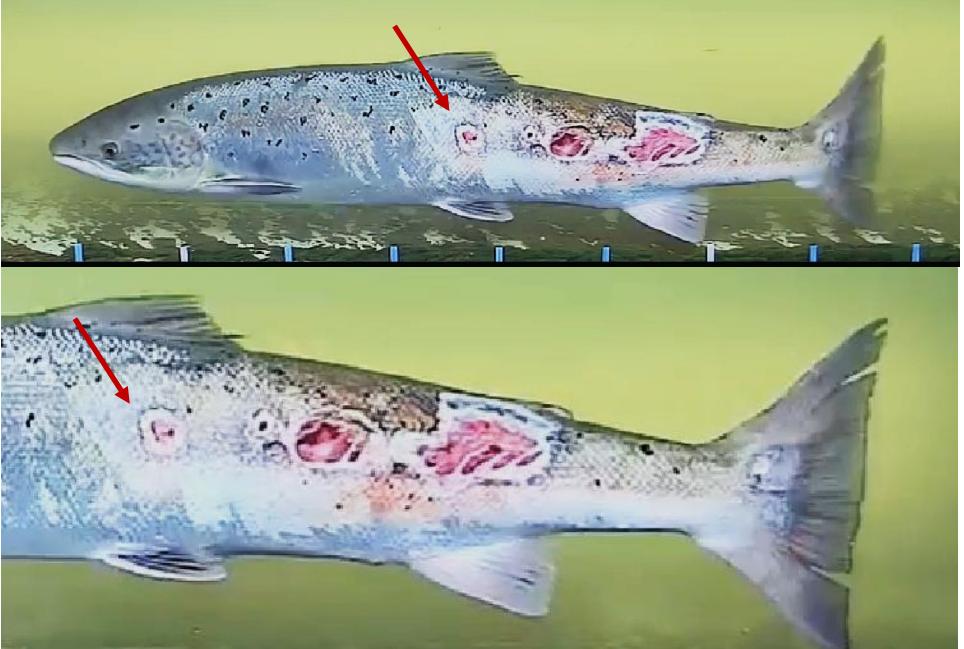
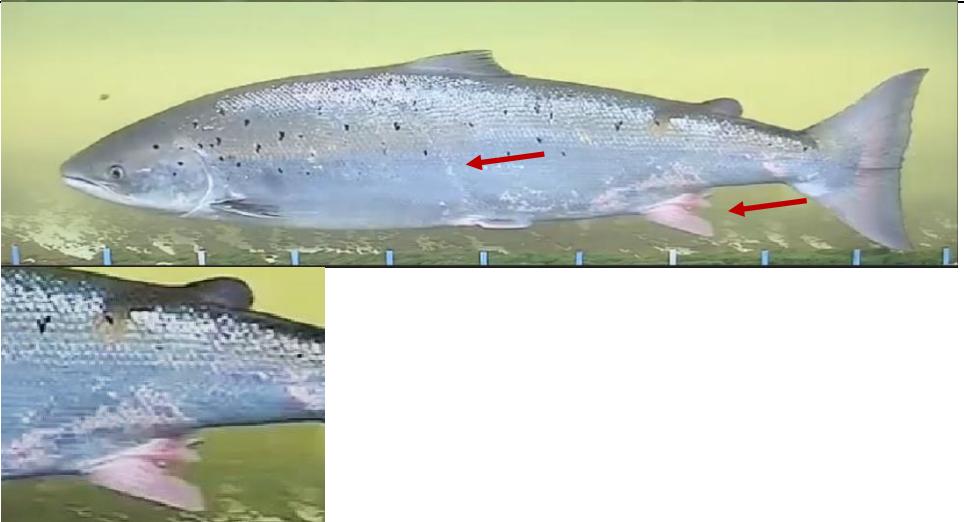
Gam	2022	25.11.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ 95 cm Two large, crescent-shaped abrasions at the top (arrows) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: 2 (!) catfish bites</u> <u>(Catfish approx. 160-200 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T																																			
					<p>Result evaluation Iffezheim Spring 2022: Salmon</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>n</th> <th>2022</th> <th>Prozent</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0,0</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>1</td> <td>1</td> <td>12,5</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>3</td> <td>3</td> <td>37,5</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>4</td> <td>4</td> <td>50,0</td> </tr> <tr> <td>Σ</td> <td>8</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p>Uninjured 0 of 8</p> <p>Expected loss due to damage: 87.5 %</p>		n	2022	Prozent	No injury	0	0	0,0	Minor injury	1	1	12,5	Significant injury	3	3	37,5	Serious injury	4	4	50,0	Σ	8				<p>Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2022, in percent (n= 8)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Injury Class</th> <th>Percentage</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>50,0</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>37,5</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>12,5</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>0,0</td> </tr> </tbody> </table> <p>■ No injury ■ Minor injury ■ Significant injury ■ Serious injury</p>	Injury Class	Percentage	No injury	50,0	Significant injury	37,5	Minor injury	12,5	Serious injury	0,0	
	n	2022	Prozent																																							
No injury	0	0	0,0																																							
Minor injury	1	1	12,5																																							
Significant injury	3	3	37,5																																							
Serious injury	4	4	50,0																																							
Σ	8																																									
Injury Class	Percentage																																									
No injury	50,0																																									
Significant injury	37,5																																									
Minor injury	12,5																																									
Serious injury	0,0																																									

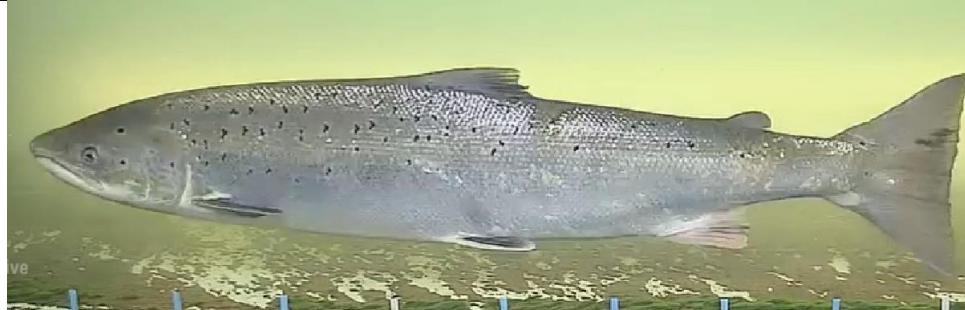
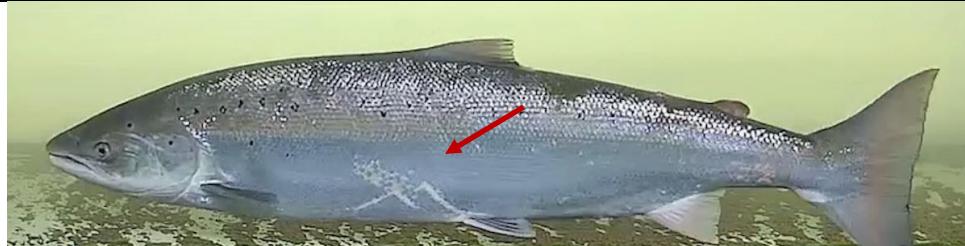
2023

Loc	Year	Day	h	Species / ID	inju red	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2023	22.02.	catch	Salmon 6041	1	<p>Salmon ♀ ? cm</p> <p>Crossed fresh cuts all over the body; extensive abrasions/loss of scales; Deep inflamed wound above lateral line / behind dorsal fin (arrow)</p> <p>Skull: intact?</p> <p>Fins: haemorrhages</p> <p><u>Cause: Net (recent);</u> <u>Bite mark sea lamprey (arrow)?</u></p> <p>Survival to spawning; excluded</p>	S T	  

Iff.	2023	22.02.	catch	Salmon 6043	1	<p>Salmon ♀ ? cm Localised abrasion/scale loss Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (reuse?)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T		
Iff.	2023	13.03.	catch	Salmon 6039	1	<p>Salmon sex? cm ? Crescent-shaped abrasion and further loss of scales Skull: ? Fins: ?</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T		

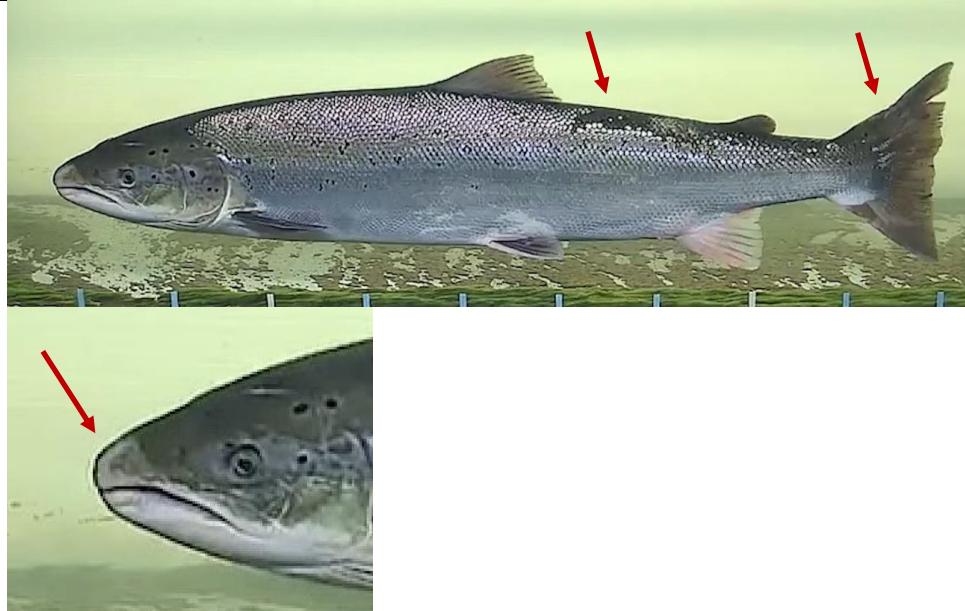
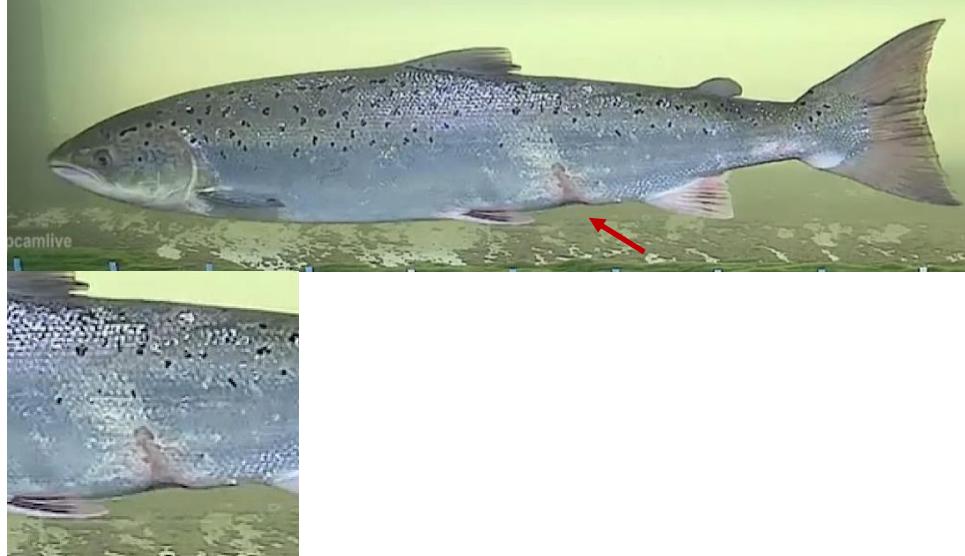
Iff.	2023	15.03.	11:00 - 11:30	Salmon ID 1	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Severe abrasion/scale loss behind pectoral fin to tail peduncle. Significant loss of scales on the caudal peduncle ("grip marks"?) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (handling?)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2023	15.03.	19:12	Salmon ID 2	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Strip-shaped, overlapping abrasions. Skull: tip of the snout injured Fins: intact</p> <p><u>Cause: Net</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	16.03.	17:46	Salmon ID 3	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: left gill cover necrotic/inflamed Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	 

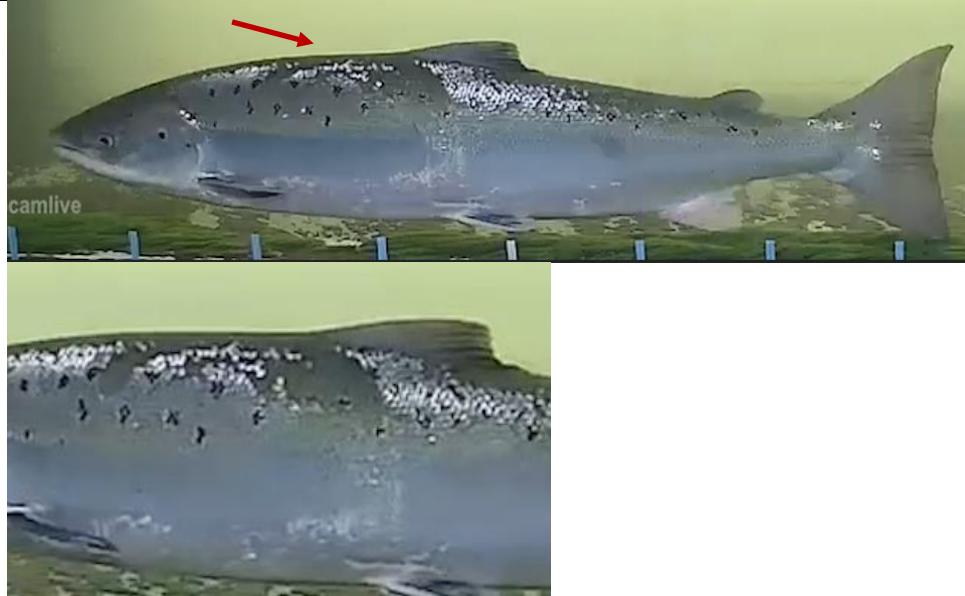
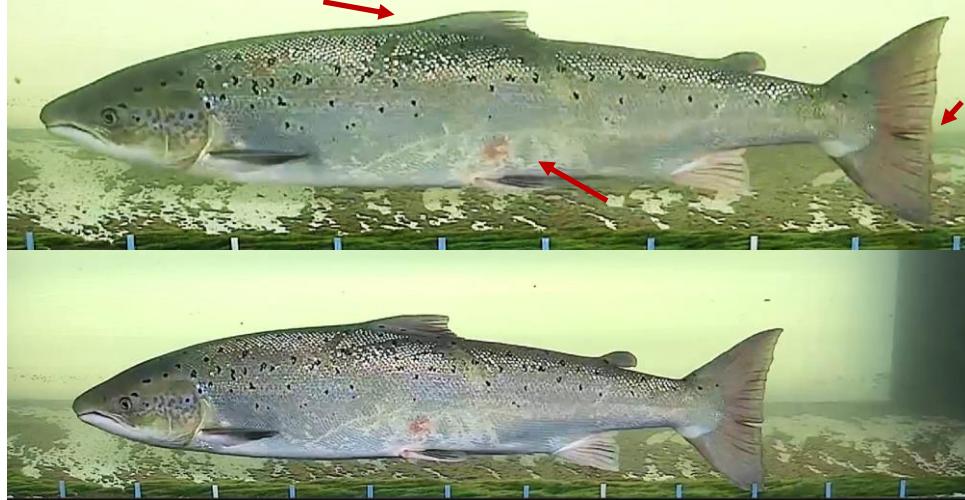
Iff.	2023	17.03.	17:43 - 20:31	Salmon ID 4	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Abrasions/loss of scales between pectoral fin and dorsal fin (claw marks?). 3 injuries, 2 of them severe and deep in the rear third of the body. Skull: intact Fins: caudal fin torn in 2 places, others intact</p> <p><u>Cause: unknown; possibly harbour seal/ grey seal?</u> <u>Bite mark sea lamprey (arrow)?</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	
Iff.	2023	19.03.	16:58 - 18:04	Salmon ID 5	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: intact Fins: Anal fin torn and inflamed (arrow), constriction in front of ventral fin with linear trace up to dorsal fin (arrow), other fins intact</p> <p><u>Cause: Net (?)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	

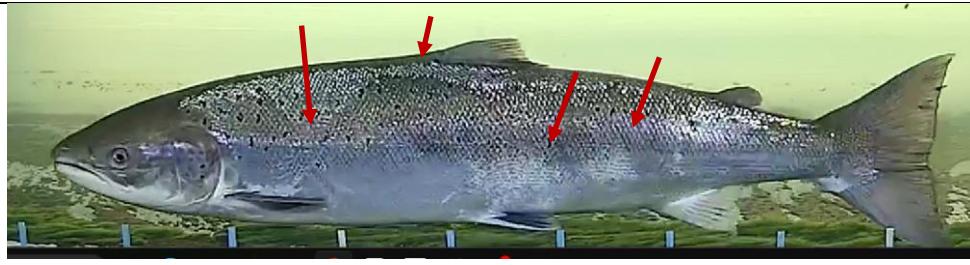
Iff.	2023	20.03.	12:41 - 17:00	Salmon ID 6	1	<p>Salmon ♂ approx. 82 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: tip of snout slightly injured, otherwise intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (older)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	23.03.	16:07 - 16:44	Salmon ID 7	0	<p>Salmon ♀ approx. 88 cm Slight abrasions/scale loss Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (older?)</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2023	26.03.	11:05 - 12:08	Salmon ID 8	1	<p>Salmon ♀ approx. 80cm Strip-shaped, parallel abrasions (older?). Passage: 6 attempts Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Net</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	26.03.	13:55	Salmon ID 9	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Slight abrasions/scale loss Skull: intact Fins: Notch above tail peduncle (older; arrow), others intact</p> <p><u>Cause: unknown (older?)</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	

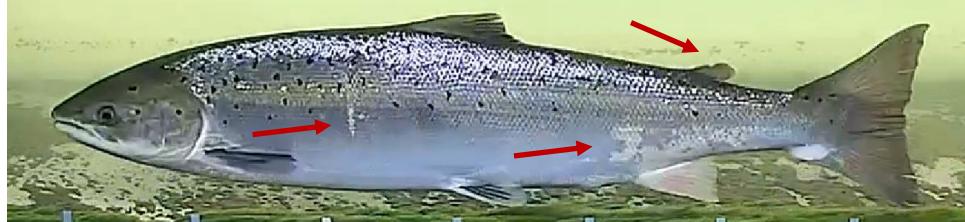
Iff.	2023	26.03.	18:14	Salmon ID 10	1	<p>Salmon ♀ approx. 78 cm Claw-shaped, parallel = non-overlapping abrasions. Skull: intact Fins: caudal fin torn at the top, others intact</p> <p><u>Cause: Harbour seal/ grey seal</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	27.03.	16:22 - 16:56	Salmon ID 11	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Abrasions/loss of scales in the abdominal area. Passage: 5 attempts Skull: Snout injured, otherwise intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	28.03. - 30.03.	17:09 - 18:18 19:03 - 19:08	Salmon ID 12	1	<p>Salmon ♂? approx. 72 cm Crescent-shaped abrasion and extensive loss of scales. Passage: 11 attempts Skull: intact Fins: Dorsal fin clearly necrotic/inflamed, caudal fin torn at the top, others intact</p> <p><u>Cause: Catfish bite (and possibly other unknown factors)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	

Iff.	2023	30.3.	19:53 - 20:48	Salmon ID 13	1	<p>Salmon ♀ approx. 82 cm Abrasions/scale loss in the posterior abdominal area with signs of infection (arrow). Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	 
Iff.	2023	03.04.	20:14 - 23:04	Salmon ID 14	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Large abrasions/scale losses between pectoral fin and dorsal fin (collision marks?). Skull: tip of the snout injured Fins: caudal fin torn down to the peduncle, others intact</p> <p><u>Cause: Net (and handling?)</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	  

Iff.	2023	16.04 0.	13:40 - 13:55	Salmon ID 15	1	<p>Salmon ♂ approx. 92 cm Abrasions/loss of scales at the top between the dorsal fin and the adipose fin. Skull: tip of snout injured (older) Fins: caudal fin deformed and slightly torn at the top, others intact</p> <p><u>Cause: unknown (net, older?)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	17.04.	13:24 - 13:38	Salmon ID 16	1	<p>Salmon ♀ approx. 88 cm Constriction/crushing of the trunk between ventral fin and anal fin, keel side inflamed? Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: net</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	

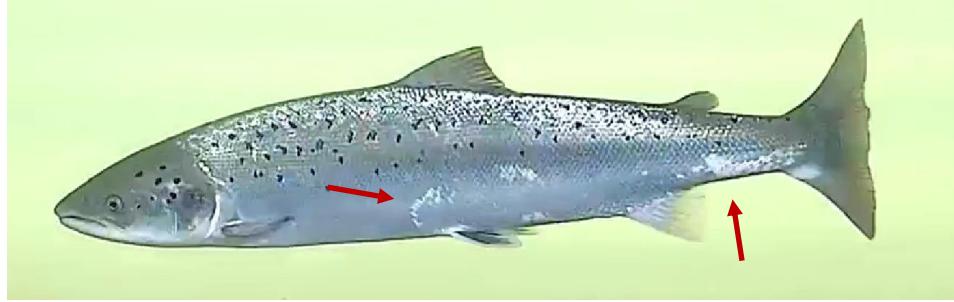
Iff.	2023	18.04.	15:49 - 16:42	Salmon ID 17	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Large, crescent-shaped abrasion between head and dorsal fin Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish bite</u> <u>(Catfish size approx. 160 - 180 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2023	23.04.	10:21 - 11:10	Salmon ID 18	1	<p>Salmon ♂ approx. 90 cm Crescent-shaped scale losses below the dorsal fin Narrow abrasions on the abdomen, round, inflamed area in the centre Skull: intact Fins: Torn caudal fin, others intact</p> <p><u>Cause: Catfish bite (and possibly other factors) (catfish size approx. 180 - 200 cm)</u> <u>Bite mark sea lamprey (lower arrow)?</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	

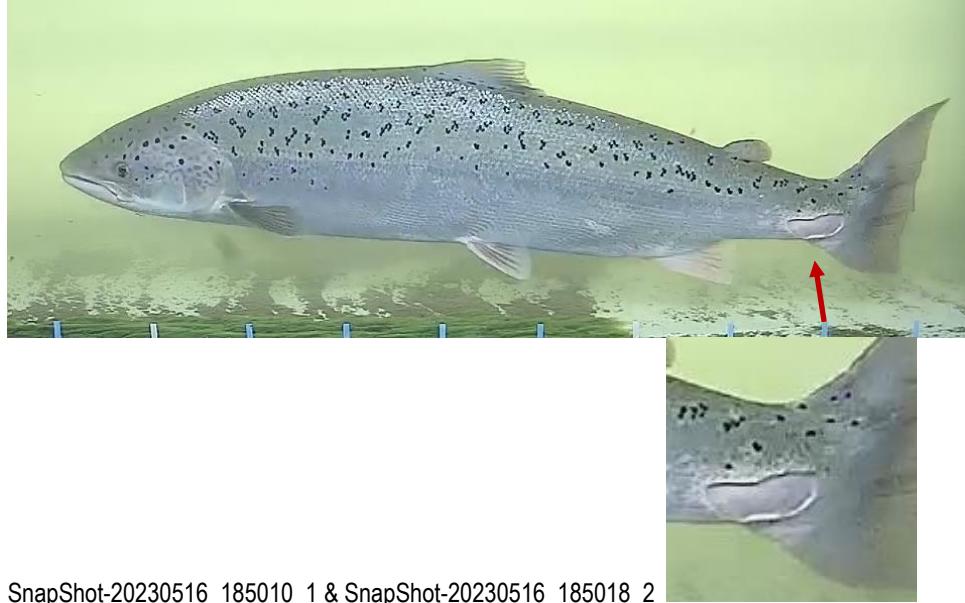
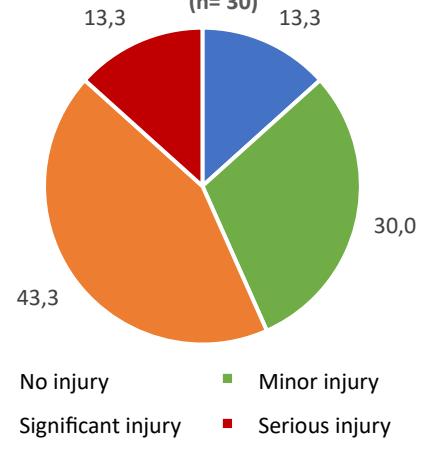
Iff.	2023	24.04.	19:59 - 20:45	Salmon ID 19	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Large scale losses below the dorsal fin, crescent-shaped mark at the top Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish bite and net</u> <u>(Catfish size approx. 150 -160 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2023	25.04.	ca. 19:00 (not on Video)	Salmon ID 20 La 6024	1	<p>Salmon ♀ 76 cm, 4.28 kg Low scale loss Right side of the body: Scar below dorsal fin (arrow) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Net (older)?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

Iff.	2023	27.04.	02:27-03:58 from 04:00 no video stream	Salmo n ID 21	1	<p>Salmon ♀ 71 cm, 3.9 kg</p> <p>Significant loss of scales above anal fin, partly inflamed; vertical, narrow, deep injury between pectoral and pelvic fin (see following page)</p> <p>Small notch in the adipose fin</p> <p>Double arrows: "pressure mark" behind dorsal fin (older?)</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (net?)</u></p> <p>No video stream from 27.04. 04:00 - 28.04 ca. 16:45</p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	   
------	------	--------	--	------------------	---	--	--------	--

Iff.	2023	05.05	18:3 4 -	Salmon ID 22	0	Intact salmon ♀ approx. 75 cm TL Salmon <u>does not flee</u> from the cleaner coming up from behind. [The cleaner starts automatically every 5 hours; S. THEOBALD, personal communication].	S T	   
			19:2 1		1	Consequence: severe abrasions on the back of the body <u>Cause: cleaner system (!)</u> After 47 minutes, the salmon is still in the fish pass Survival to spawning: unlikely		

Iff.	2023	07.05.	10:4 7- 11:0 0	Salmon ID 23	0	<p>Salmon ♂ approx. 90 cm No abnormalities Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2023	07.05.	14:1 6- 14:3 0	Salmon ID 24	1	<p>Salmon ♀ 80 cm, 4.2 kg Minor scale loss/abrasions, especially above the anal fin Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

Iff.	2023	08.05.	12:3 4- 12:5 5	Salmon ID 25	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Loss of scales/abrasions, especially massive between anal fin and caudal fin, fungal infection starting here? Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2023	09.05.	15:2 5- 18:1 7	Salmon ID 26	0	<p>Salmon ♂ (?) approx. 70 cm No abnormalities Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	

Iff.	2023	16.05.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm Injury on the lower caudal peduncle, skin completely missing on approx. 4 x 8 cm Wound probably fresh - no fungal infection visible yet Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T		SnapShot-20230516_185010_1 & SnapShot-20230516_185018_2																																	
					<p>Result evaluation Iffezheim Spring 2023: Salmon</p> <table border="1" data-bbox="707 913 1089 1071"> <thead> <tr> <th></th> <th>n</th> <th>2023</th> <th>Prozent</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>4</td> <td></td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>9</td> <td></td> <td>30,0</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>13</td> <td></td> <td>43,3</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>4</td> <td></td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Σ</td> <td></td> <td>30</td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p>Audited until 16 May 2023 Uninjured 3 of 30 (incl. damage caused by the cleaner)</p> <p>Expected loss due to damage: 56.7 %</p>		n	2023	Prozent	No injury	4		13,3	Minor injury	9		30,0	Significant injury	13		43,3	Serious injury	4		13,3	Σ		30			<p>Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2023, in per cent (n= 30)</p>  <table border="1" data-bbox="1302 913 1740 1365"> <thead> <tr> <th>Injury Class</th> <th>Percentage</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>30,0</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>43,3</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>13,3</td> </tr> </tbody> </table>	Injury Class	Percentage	No injury	13,3	Minor injury	30,0	Significant injury	43,3	Serious injury	13,3	
	n	2023	Prozent																																							
No injury	4		13,3																																							
Minor injury	9		30,0																																							
Significant injury	13		43,3																																							
Serious injury	4		13,3																																							
Σ		30																																								
Injury Class	Percentage																																									
No injury	13,3																																									
Minor injury	30,0																																									
Significant injury	43,3																																									
Serious injury	13,3																																									

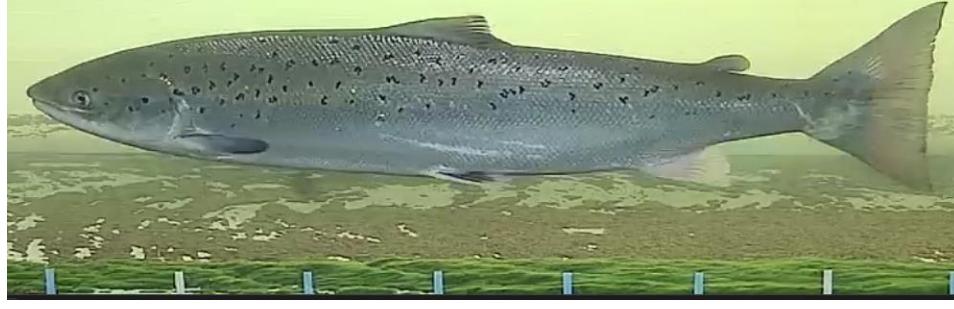
other migratory fish 2023								
Iff	2023	07.05.		Allis shad Alosa 1	1	<p>Allis shad approx. 45 cm</p> <p>Extensive loss of scales posterior half of the body up to the open wound, fresh Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (catfish?)</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	
Iff	2023	09.05.		Allis shad Alosa 2	1	<p>Allis shad approx. 45 cm</p> <p>Large scale loss in the centre of the body, fresh? Skull: ? Fins: intact; pectoral fin? <u>Cause: unknown (catfish?)</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	
Iff	2023	15.05.		Allis shad Alosa 3	1	<p>Allis shad approx. 45 cm</p> <p>Localised shedding in the centre of the body, fresh? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

2024

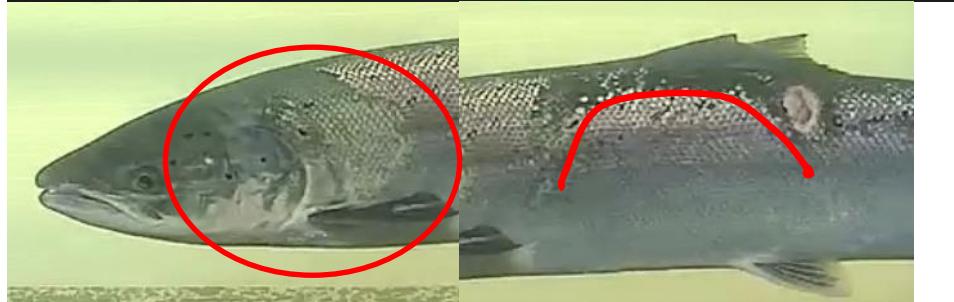
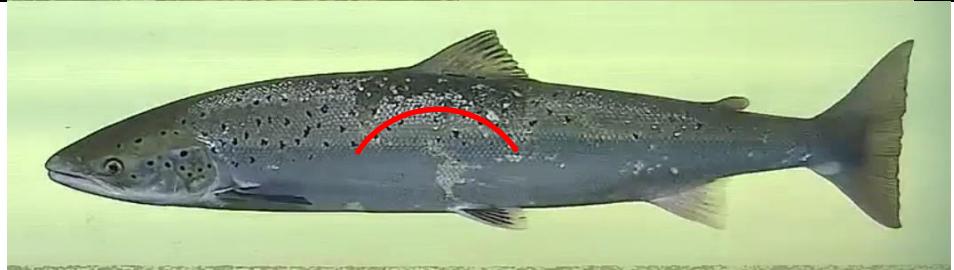
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2024	12.02.	10:40	Salmon ID 01	1	<p>Salmon ♀ 89 cm</p> <p>Extensive abrasions, open wound on the right flank Skull: slight abrasions on the snout and scratches on the head Fins: Dorsal fin injured</p> <p><u>Cause:</u> Net?</p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	12.02.	13:44	Salmon ID 02	0	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Slight loss of scales Contact with the cleaner system, then no more ascents?</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> -</p> <p>Survival until spawning: rather yes, but no new passage?</p>	S T	

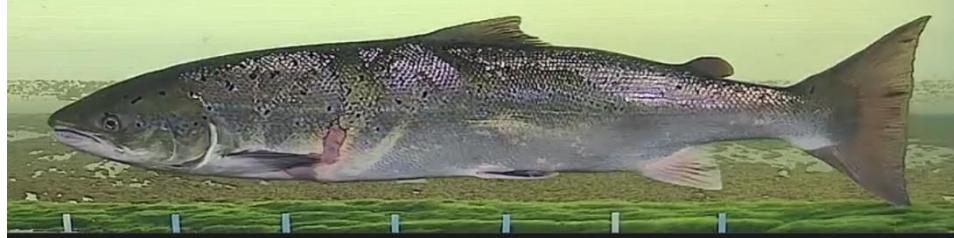
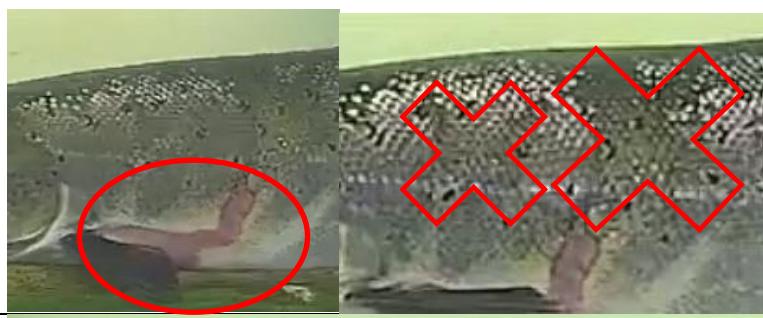
Iff.	2024	17.02.	16:00	Salmon ID 03	0	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Slight loss of scales</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause:</u> -</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	20.02.	11:46	Salmon ID 04	0	<p>Salmon ♀ 93 cm</p> <p>Slight loss of scales</p> <p>Skull: slight abrasion on the snout</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause:</u> -</p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2024	08.03.	15:26	Salmon ID 05	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm</p> <p>Loss of scales in the area around the anal fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause:</u> ?</p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

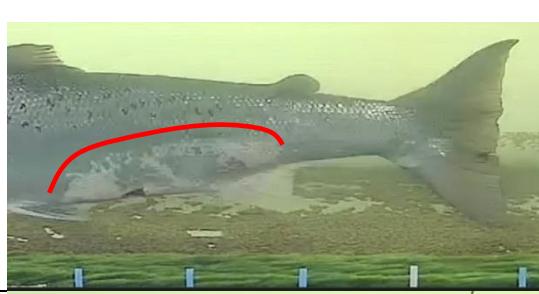
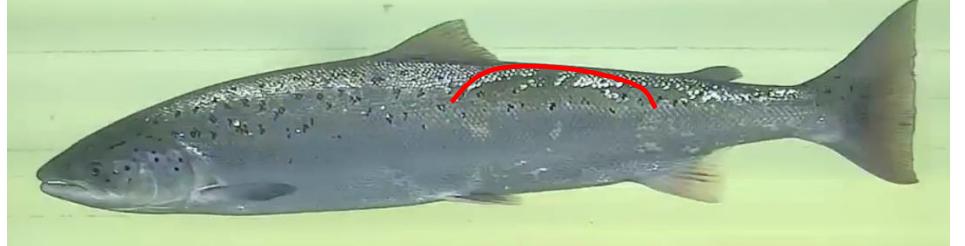
Iff.	2024	11.03.	9:14	Salmon ID 06	0	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> -</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T
Iff.	2024	23.03.	15:11	Salmon ID 07	0	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>slight abrasions on the abdomen</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> ?</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T
Iff.	2024	30.03.	14:42	Salmon ID 08	0	<p>Salmon ♂? approx. 75 cm</p> <p>partial loss of scales on the flank</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> ?</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T

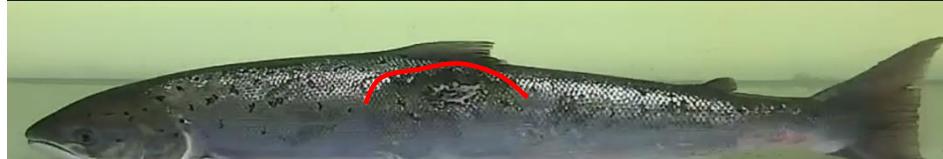
Iff.	2024	31.03.	15:46	Salmon ID 09	1	<p>Salmon ♀? approx. 80 cm</p> <p>Abrasions on the belly in sickle shape, further loss of scales</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2024	01.04.	18:11	Salmon ID 10	0	<p>Salmon ♀ 93 cm (8.65 kg)</p> <p>Loss of scales behind the ventral fin</p> <p>Skull: slight abrasion Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2024	05.04.	13:50	Salmon ID 11	0	<p>Salmon ♂ approx. 70 cm</p> <p>Scratches in the area of the ventral fin, abrasions on the caudal fin</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

Iff.	2024	05.04.	18:19	Salmon ID 12	0	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm</p> <p>Occasional light abrasions</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	06.04.	16:58	Salmon ID 13	0	<p>Salmon ♂ approx. 90 cm</p> <p>slight abrasions</p> <p>Skull: snout injured Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2024	10.04.	15:42	Salmon ID 14	0	<p>Salmon ♂ approx. 70 cm</p> <p>Abrasions on the flank</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

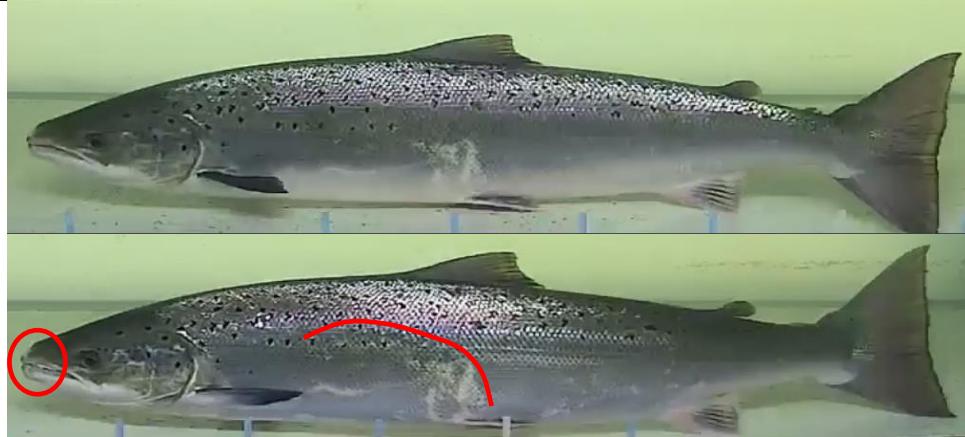
Iff.	2024	11.04.	15:05	Salmon ID 15	1	<p>Salmon ♂ approx. 80 cm</p> <p>Catfish bite and open wound (infection of the wound?), extensive abrasion behind the head</p> <p>Skull: Abraded gill cover? Fins: Dorsal fin injured <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: very unlikely</p>	S T	 
Iff.	2024	13.04.	07:54	Salmon ID 16	1	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Catfish bite with extensive abrasion</p> <p>Skull: slight abrasions Fins: intact <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	 

Iff.	2024	13.04.	18:20	Salmon ID 17	1	<p>Salmon ♀? approx. 85 cm</p> <p>Severe loss of scales, open wound in the area of the pectoral fin, abrasions cross over each other</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Net</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p> <p>Did not cross the light barrier and did not swim out of the fishway</p>	S T	 
Iff.	2024	14.04.	15:45 - 16:26	Salmon ID 18	1	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions on the flank (catfish bite)</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p> <p>Turned round in the fishway and did not swim out of the fishway</p>	S T	 

Iff.	2024	17.04.	18:23	Salmon ID 19	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm</p> <p>Abrasions in the area of the anal fin (catfish bite)</p> <p>Skull: badly injured (mouldy?) Fins: intact <u>Cause: Catfish?</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p> <p>Turned round in the fishway and did not swim out of the fishway</p>	S T	  
Iff.	2024	20.04. - 21.04.	19:37 - 13:31	Salmon ID 20	1	<p>Salmon ♀? approx. 90 cm</p> <p>Abrasions behind the dorsal fin (catfish bite) + further loss of scales</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p> <p>Not caught, 18 hours in front of the trap</p>	S T	 

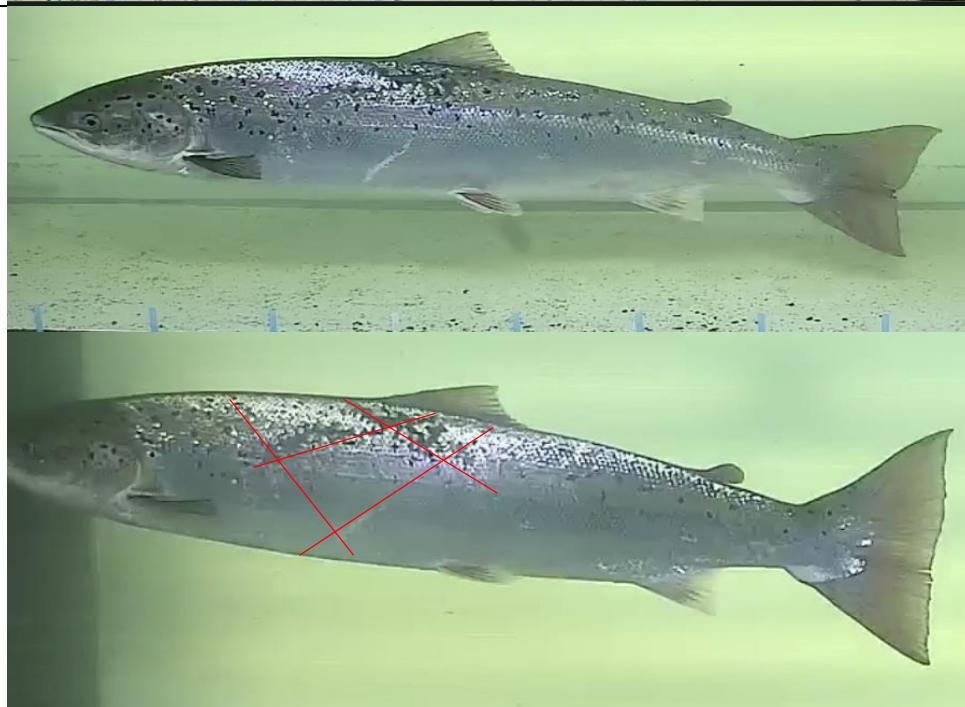
Iff.	2024	25.04.	10:02	Salmon ID 21	1	<p>Salmon ♀? approx. 80 cm</p> <p>Abrasions over the entire flank</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	25.04. & 27.04. & 28.04.	10:23 & 20:49 & 11:41	Salmon ID 22	1	<p>Salmon ♂ approx. 85 cm</p> <p>Abrasions over the entire flank; larger elliptical wound and catfish bite</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: Torn caudal fin</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	  

Iff.	2024	25.04.	13:04	Salmon ID 23	0	Salmon ♀ approx. 70 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	25.04.	13:37	Salmon ID 24	0	Salmon ♀ approx. 95 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	26.04. & 27.04.	10:46 & 19:38	Salmon ID 25	0	Salmon ♂ approx. 75 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	

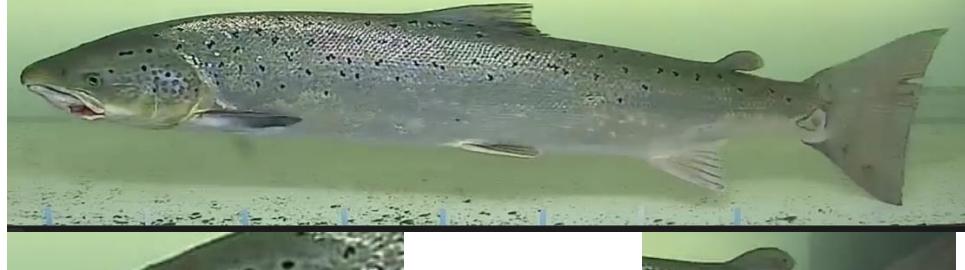
Iff.	2024	29.04.	20:43	Salmon ID 26	1	<p>Salmon ♂ approx. 85 cm</p> <p>Abrasions on the belly (catfish bite)</p> <p>Skull: snout injured</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	29.04. & 30.04.	21:15 - 23:04 & 00:28 - 08:56	Salmon ID 27	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm</p> <p>Abrasions along the back from the dorsal fin to the caudal fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	02.05.	17:41	Salmon ID 28	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Scratches above the ventral fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: Seal/ grey seal?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

Iff.	2024	04.05.	19:02	Salmon ID 29	0	<p>Salmon ♂ approx. 80 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	05.05.	20:42	Salmon ID 30	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Slight abrasions on head/back and above ventral fin Very cleanly demarcated Skull: intact Fins: Dorsal fin slightly deformed <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2024	06.05.	18:46	Salmon ID 31	0	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	08.05.	10:39 - 19:53	Salmon ID 32	1	<p>Salmon ♂? approx. 80 cm</p> <p>Scratches in the area of the pelvic fins and towards the anal fin; red spot on the caudal fin Skull: intact Fins: torn caudal fin <u>Cause: Seal/ grey seal?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	

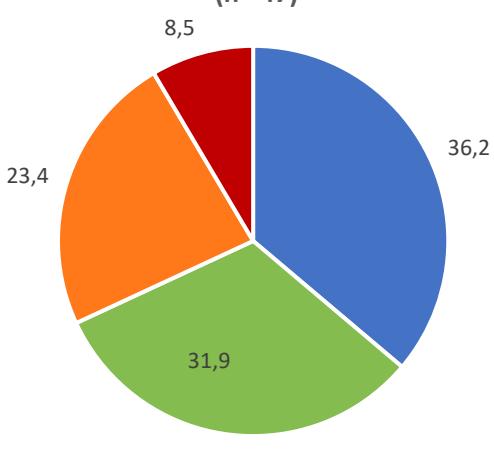
Iff.	2024	08.05.	20:14	Salmon ID 33	1	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions all over the body Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	09.05.	18:49	Salmon ID 34	0	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	10.05. & 11.05.	21:38 & 06:44	Salmon ID 35	0	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p> <p>After the first swim into the picture, immediately turned round again</p>	S T	

Iff.	2024	11.05.	15:25	Salmon ID 36	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Abrasions all over the body</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	13.05.	09:37	Salmon ID 37	1	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions on the back and flank</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: Net?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	

Iff.	2024	13.05.	12:27	Salmon ID 38	1	<p>Salmon ♂? approx. 90 cm</p> <p>Heavy leech infestation</p> <p>Skull: snout and gill cover injured</p> <p>Fins: deformed</p> <p><u>Cause: Net?</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p> <p>Stocked fish? Farm salmon?</p>	S T	
Iff.	2024	15.5.	14:35	Salmon ID 39	1	<p>Salmon ♂ approx. 80 cm</p> <p>Abrasions above pectoral fin, catfish bite mark between pectoral and pelvic fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: Pectoral fin damaged, otherwise intact</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	

Iff.	2024	15.5.	18:31	Salmon ID 40	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm</p> <p>Moderate scale loss, e.g. over anal fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	16.5.	11:33	Salmon ID 41	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm</p> <p>Moderate scale loss, e.g. over anal fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	16.5.	15:21	Salmon ID 42	1	<p>Salmon ♂ approx. 90 cm</p> <p>Fresh wounds on the jaw, on the peduncle of the tail</p> <p>Skull: otherwise intact</p> <p>Fins: caudal fin torn, otherwise intact</p> <p><u>Cause: Fishing/handling ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	  

Iff.	2024	16.5.	16:52	Salmon ID 43	1	<p>Salmon ♂ approx. 70 cm</p> <p>Abrasion over ventral fin</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	18.5.	9:34	Salmon ID 44	1	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions flank</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	19.5.	12:10	Salmon ID 45	0 (?)	<p>Salmon ♂ approx. 70 cm</p> <p>No recognisable injuries</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: -</u></p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	21.5.	12:40	Salmon ID 46	1	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions; catfish bite between pectoral and pelvic fins</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T	

Iff.	2024	26.5.	20:42	Salmon ID 47	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Abrasions on flank and caudal peduncle; bleeding into ventral and anal fin. As a result: found dead on cage?</p> <p>Skull: intact?</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival to spawning: excluded</p>	S T																		
				<p>Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2024 in per cent (n= 47)</p>  <table border="1"> <thead> <tr> <th>Injury Class</th> <th>n</th> <th>Prozent</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>17</td> <td>36,2</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>15</td> <td>31,9</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>11</td> <td>23,4</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>4</td> <td>8,5</td> </tr> <tr> <td>Σ</td> <td>47</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>				Injury Class	n	Prozent	No injury	17	36,2	Minor injury	15	31,9	Significant injury	11	23,4	Serious injury	4	8,5	Σ	47	
Injury Class	n	Prozent																							
No injury	17	36,2																							
Minor injury	15	31,9																							
Significant injury	11	23,4																							
Serious injury	4	8,5																							
Σ	47																								

1.1.- 31.5.2024: 24% (11 of 47) salmon with catfish bite marks

Other migratory fish 2024								
Iff.	2024	15.5.	14:12	Sea-trout	1	Sea trout ♀ approx. 55 cm Skull: intact Fins: dorsal fin torn, caudal fin deformed (?), otherwise intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff	2024	16.05.	17:54	Allis shad Alosa 1 (with Salmon ID 43)	1	Allis shad approx. 45 cm Loss of scales in the centre of the body? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T	

C. Dead finds of salmonids Delta and coast Netherlands (© <https://waarneming.nl/species/2183/observations/>)**Salmon**

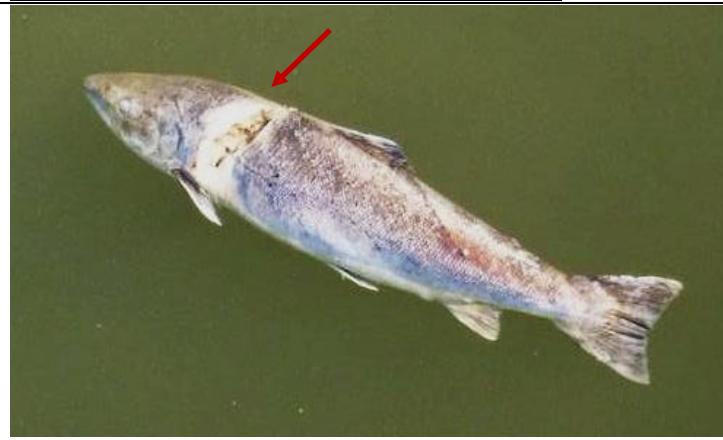
Location	Year	Day	Spec.	Evaluation / Assessment	Document photos
<u>Zaltbommel</u> <u>Waal</u>	2023	30.5.	Salm on	Collision with ship propeller (head missing)	 © T. vd Acker
<u>Ridderkerk -</u> <u>Crezéepolder</u> <u>e.o. (ZH) nahe</u> <u>Lek</u>	2023	14.03.	Salm on	Collision with ship propeller	 Observer Ad Heijboer https://waarneming.nl/observation/265165029/

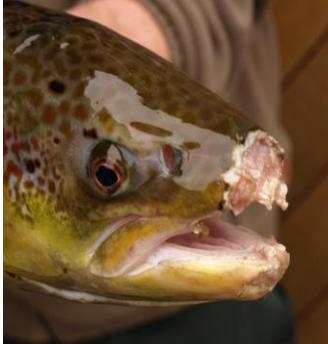
Zandvoort - strand zuid (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2022	3.11.	<u>Salm on</u> [Mis-identified as <i>Salmo trutta trutta</i>]	Injury to the gill cover presumably caused by birds, loss of scales through handling/net?	 A photograph of a dead salmon lying on a sandy beach. The fish is dark on top and lighter on the bottom. There are visible injuries to its gill cover and scales.	Observer. Nico Van den Broeck https://waarneming.nl/observation/258784778/
<u>Heesselt - Heesseltsche Uiterwaarden West (GE), Waal</u>	2022	24.7.	Salm on TL ca. 60 cm	Collision with ship propeller	 A photograph of a dead salmon lying on a sandy beach. The fish is dark on top and lighter on the bottom. It appears to have suffered a severe injury to its head and upper body, likely from a ship propeller.	Observer Otto Brinkkemper https://waarneming.nl/observation/250173288/

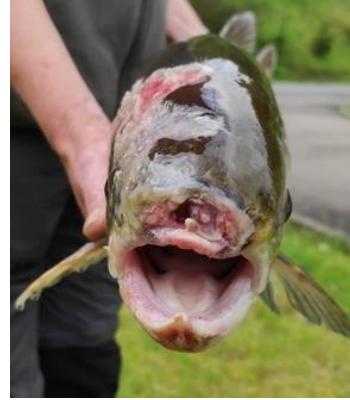
Voorne Duin - Groene Punt e.o. (ZH), outside Europoort Rotterdam	2022	13.2.	Salm on	Cause probably net due to bruising in the chest area and injury to the caudal fin	 Observer Jeroen Willemsen https://waarneming.nl/observation/233788461/
Loevestein (GE) Waal	2020	8.6.		Collision with ship propeller (spinal fracture behind head)	  © John den Braven

Nieuwpoort - oeverzone Veersedijk (ZH), Lek	2020	6.5.	Salm on	Collision with ship propeller (injury behind head)	 Observer Albert (J.A.) de Jong https://waarneming.nl/observation/190583129/	
<u>Oudendijk - Groesplaat / De Aanwas (NB), Waal</u>	2020	17.4.	Salm- on? Sea- trout ?	Ship propeller (?) Spine broken. Traces of feeding of unknown origin	 Observer Jan Derk Stegeman https://waarneming.nl/observation/188961821/	
<u>Gorinchem - natuurgebied Avelingen (ZH)</u> <u>Boven Merwede/</u> <u>Waal</u>	2019	12.1.	Salm on	Collision with ship propeller (cut on the abdomen between dorsal fin and tail))	 Observer Joran Boer https://waarneming.nl/observation/187738604/	

1 km above weir/hydroplan t/ Sluice Lith Meuse	2018	May	Salm on	Collision with ship propeller	
Hydroplant Lixhe Meuse	2017	14.10.	Salm on 80 cm	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Sportvisserij Nederland

<u>Gennep - Havengebied (LI), Meuse</u>	2016	11.3.	Salm on	Extensive fungal growth between dorsal and pectoral fin; cause unknown	 Observer Tom Kuypers https://waarneming.nl/observation/115638814/
<u>Rotterdam - Gpeduncle- IJsselmonde (ZH), Nieuwe Maas</u>	2012	8.9.	Salm on	Collision with ship propeller (cut behind the head)	 Observer Esther Linnartz https://waarneming.nl/observation/71059194/

<u>Rur</u> <u>near</u> <u>rivermouth</u>	2012	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Sportvisserij Nederland
Rhine NL	2009	?	Salm on	Collision with ship propeller		© Sportvisserij Nederland
Meuse	?	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Sportvisserij Nederland

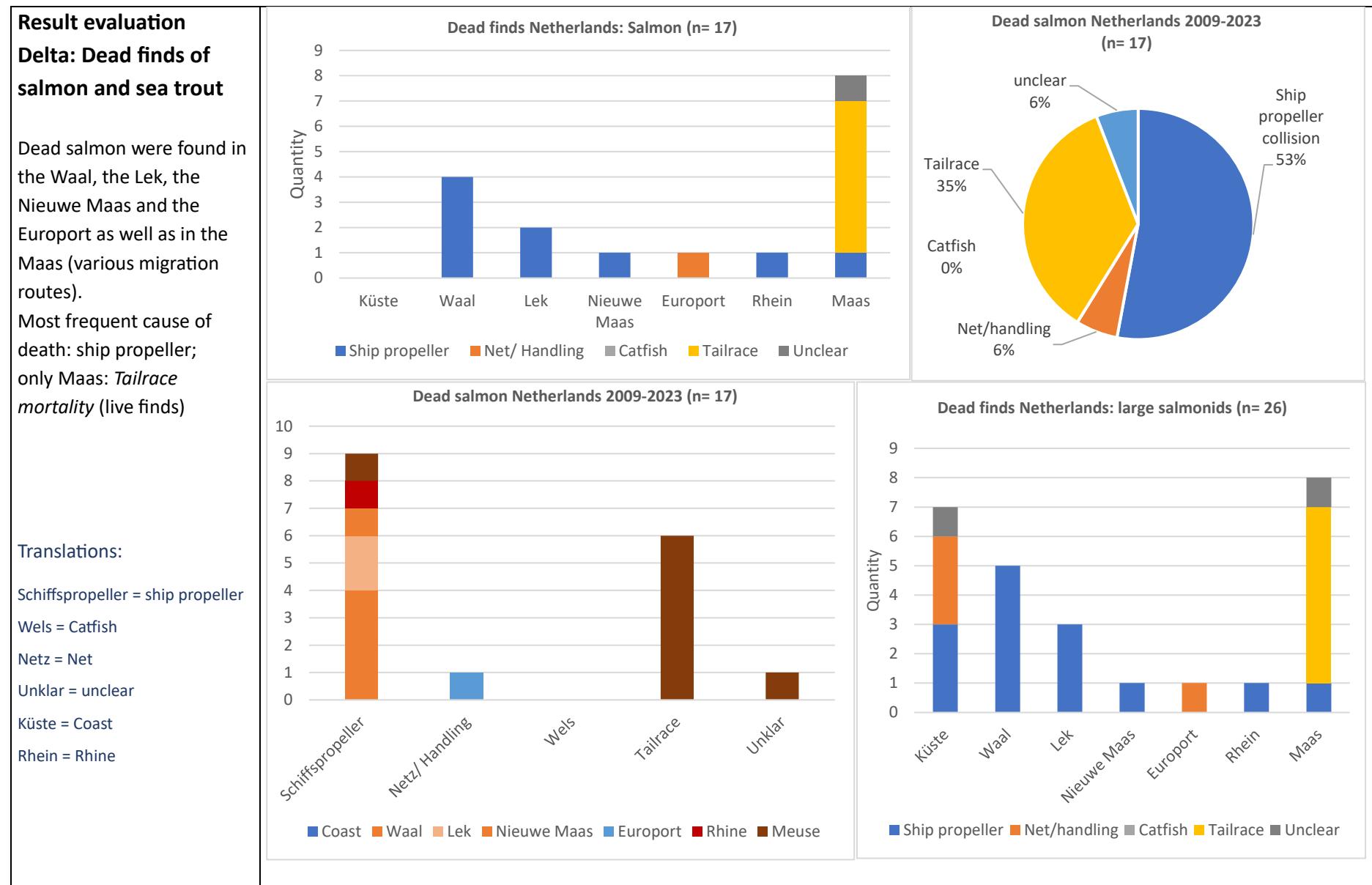
Meuse	?	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Sportvisserij Nederland
Meuse	?	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Y. NEUS
Lek - Streefkerk (ZH), Lek	2011	20.4.	?	Salm onid Species affiliation doubtful TL approx. 75 cm (?)		

						
					<p>Observer Richard Slagboom https://waarneming.nl/observation/53664377/</p>	
Roermond (LI) Elektrofang am Kraftwerk	2003	15.11.	Salm on	<p>Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater</p>	 <p>https://waarneming.nl/observation/113925645/</p> <p>Observer Henny Martens</p>	
<u>Den Haag - Zuiderstrand (ZH), marinier beach coast</u>	2022	4.7.	sea- trout	Collision with ship propeller (abdomen)	 <p>Observer Sjoerd Groos https://waarneming.nl/observation/247902093/</p>	

<u>Egmond - Strand en zeereep (NH), marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast</u>	2022	13.5.	sea-trout	Crushing by net (abdomen), caudal fin severely torn	 Observer H E Wondergem https://waarneming.nl/observation/213529849/
<u>Hondsbossche Zeewering - Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast</u>	2017	3.9.	sea-trout	Collision with ship propeller (cut behind the head) and traces of feeding birds	 Observer Dook Vlugt https://waarneming.nl/observation/143623321/
<u>Bergen aan Zee - Strand en Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast</u>	2017	3.5.	sea-trout	Collision with ship propeller (cut behind the head)	 Observer Lucette Robertson-Ppeduncle https://waarneming.nl/observation/183067860/

Hondsbossche Zeewering - Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2016	13.10.	sea-trout	Net catch ("found in net on shore")	 Observer Ruud Costers https://waarneming.nl/observation/124517575/
Sint Maartenszee - Strand en Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2016	5.10.	sea-trout	Net catch ("found in net on shore")	 Observer Ruud Costers https://waarneming.nl/observation/124331246/

Haven van het Zalkerveer, Heerenbroek IJssel	2020	29.6.	Sture- gon spec. 1,40m 20,2kg	Collision with ship propeller (3 cuts at/behind the head)		
--	------	-------	---	---	---	--



D. Catfish in the Iffezheim fish pass (Upper Rhine)



Detected catfish in the fish pass of the Iffezheim control station 21 May - 3 June 2023. The blue lines on the bottom mark 10 cm intervals.
(Photos: S. THEOBALD; video source: WFBW (Wanderfische Baden-Württemberg, online: <https://wfbw.de/infothek/webcam-iffezheim>

ANNEX II Data tables, illustrations & supplementary texts

Table A1: List of studies on cormorant predation on salmonid smolts in Danish waters 1997-2017 (see JEPSEN *et al.*, 2018)

TABLE 1 List of studies summarising estimates of predation by cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts in Danish waters from 1997-2017

Year	Number tagged	Species and origin	Estimated mortality caused by cormorants (%)	Method	Source	Location
1997	50	Wild trout	55	Radio-telemetry	Dieperink, Pedersen & Pedersen (2001);	Estuary (Horsens)
1997	50	Hatchery trout	67	Radio-telemetry	Dieperink <i>et al.</i> (2001);	Estuary (Horsens)
2000	17	Wild trout	24	Radio-telemetry	Dieperink <i>et al.</i> (2002);	Lower river/estuary (Skjern)
2000	51	Wild salmon	48	Radio-telemetry	Dieperink <i>et al.</i> (2002);	Lower river/estuary (Skjern)
2002	51	Salmon (mix)	40	Radio-telemetry	Baktoft (2003);	Lower river/estuary (Stora)
2003	64,500	Hatchery salmon	23	CW-tagging	Jepsen <i>et al.</i> (2010);	Lower river/estuary (Skjern)
2003	-	Salmon (mix)	> 60 ^a	Pellet analyses	Sonnesen (2007);	Lower river/estuary (Skjern)
2005	10,000	Hatchery salmon	31	CW-tagging	Jepsen <i>et al.</i> (2010);	Lower river/estuary (Skjern)
2005	58	Salmon (mix)	53 ^b	Acoustic telemetry	Koed <i>et al.</i> (2006);	Lower river/estuary (Skjern)
2005	42	Trout (mix)	88 ^b	Acoustic telemetry	Koed <i>et al.</i> (2006);	Lower river/estuary (Skjern)
2007	69	Salmon (mix)	60 ^b	Acoustic telemetry	Baktoft & Koed (2008);	Lower river/estuary (Skjern)
2007	30	Wild trout	61 ^b	Acoustic telemetry	Baktoft & Koed (2008);	Lower river/estuary (Skjern)
2008	4,363	Wild trout	45 ^c	PIT-tagging	Jepsen, Skov, Pedersen & Bregnalle (2014);	Fjord (Mariager)
2009	1,038	Hatchery salmon	79 ^c	PIT-tagging	K. Aarestrup, unpublished	Fjord (Mariager)
2009	20	Wild trout	41	Radio-telemetry	Boel (2012);	Lake Hald
2009	5,009	Wild trout	42 ^c	PIT-tagging	Jepsen <i>et al.</i> (2014);	Fjord (Mariager)
2008-2010	3,602	Wild trout	42 ^c	PIT-tagging	Boel (2012);	Lake Hald
2010	5,900	Hatchery trout	72 ^c	PIT-tagging	Thomsen (2013);	Coast (Fynen)
2014	1,400	Wild trout	22 ^c	PIT-tagging	Jepsen <i>et al.</i> (2014);	Coast (Fynen)
2016	74	Salmon (mix)	42	Radio-telemetry	N. Jepsen, unpublished	Lower river/estuary (Skjern)
2016	54	Wild salmon	48 ^b	Acoustic telemetry	Flávio, Aarestrup, Jepsen & Koed (2018);	Lower river/estuary (Skjern)
2017	75	Wild salmon	48	Radio-telemetry	Unpublished	Lower river/estuary (Skjern)
2017	215	Wild salmon	56 ^b	Acoustic telemetry	Flávio <i>et al.</i> (2018)	Lower river/estuary (Skjern)

^aRecovery of otoliths gave an estimate of 33,000 salmon eaten, based on weekly counts of birds. The total smolt number from Skjern River was estimated to be 50,000. ^bSurvival of smolts through the estuary, other sources of mortality than cormorant predation could be relevant. ^cThe proportion of tags recovered is divided by 0.4; assuming a 40% scanning/recovery efficiency (see text).

Tab. A2: Power plant sites on the Rhine and Meuse with turbines that pose a potential risk to *upstream* swimming fish (preliminary assessment according to FERC, 1995 and power plant specifications). According to FERC (1995), fish can only be excluded from reaching the runner at flow velocities of more than 6.0 metres per second. The flow velocities can vary depending on the discharge conditions and the Δh depending on the water level below (MW: megawatt).

Waters	HPP	Modernity FAA available	Number of turbines, turbine types, Expansion flow rate, head, capacity, other data	Flow velocity in the suction hose (m/s)	Preliminary assessment <i>Tailrace mortality risk</i>	Preliminary assessment <i>Barrier effect Ascent</i>
Neder-Rijn	Amerongen (Maurik)	Yes	4 Low-head Kaplan horizontal Expansion flow rate: approx. 1,500 m /s ³ 78 rpm 10 MW		Very high	low
Lek	Hagestein	Yes	Low-head Kaplan horizontal		out of service since 2005	low
Upper Rhine	Iffezheim	Yes	5 Kaplan horizontal bulb turbines: 4 machines (M1-4) with 25 MW, 1 machine (M5) with 38 MW + 1 machine (M6) for dotation fish pass with 1 MW, no swimming in possible here. Expansion flow rate: 1,500 m /s ³ Δh 11 m 148 MW	M1-4: 7 m/s - 14 m/s M5: 6 m/s - 14 m/s	Low (see Table 15)	low
	Gambs- home	Yes	4 Kaplan horizontal bulb turbines: 4 machines (M1-4) together 96 MW + 1 machine (M5) for dotation fish pass with approx. 1 MW, no swimming in possible here? Expansion flow rate: 1,100 m /s ³ Δh 10 m	lower than Iffezheim?	low	low
	Strasbourg	Yes	6 Kaplan horizontal bulb turbines: Δh 13.25 m 150 MW	similar to Iffezheim?	low	low
	Gerstheim	Yes	6 Kaplan horizontal bulb turbines Δh 11.75 m 140 MW	similar to Iffezheim?	low	low
	Rhinau Marckolsh. Bird green Fessenheim Ottmarsch.	no	All 4 vertical turbines		low	Very high
	Throat	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	1 Kaplan vertical Expansion flow rate: 35 m /s ³ Δh 5 m 1.2 MW		high	unclear
	Breisach	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	1 Kaplan horizontal Expansion flow rate: 60 m /s ³ Δh 5 m 2.6 MW		high	unclear
	Kembs		6 vertical turbines: 2 Kaplan with adjustable blades 4 propellers with fixed blades Expansion flow rate: 1,400 m /s ³ Δh 14.2 m up to 160 MW		low	Very high
	Kembs dotation power plants A & K	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	2 S-turbines horizontal 27 + 90 m /s ³ Δh 11.0 m 2.85 + 8.4 MW		Very high	low
	Rhein- felden	Yes	4 double adjustable Kaplan Horizontal bulb turbines, 1 dotation turbine Expansion flow rate: 1,100 m /s ³ 100 MW		low	low
Moselle	Koblenz	Yes	4 double-regulated Kaplan turbines vertical Impellers with 5 blades Turbine diameter 4.5 m. U 71.5/min		moderate	low

Evaluation of the stock development of salmon populations in the Rhine catchment area Arge Salmo 2024

			Expansion flow: 380 m ³ /s ³ Δh 4.7-5.3 m 16.0 MW		high	Very high
	Lehmen	No [In planning]	4 Kaplan horizontal bulb turbines Turbine diameter 4.5 m Expansion flow: 350 m ³ /s ³ Δh 7.5 m 20 MW		high	Very high
	Tired, Fankel St.Alde- gund Enkirch Zeltingen Wintrich Detzem Trier	No	All 8 systems are identical: 4 Kaplan horizontal bulb turbines Turbine diameter 4.5 m. Expansion flow: 320 m ³ /s (Trier: 300 m ³ /s) Δh 6.5 m (Müden) 16.4 MW (Müden)		high	Very high
Main	Kostheim	Condition al - Conversi on in progress	2 Kaplan Pit- tube turbines horizontal ; three-bladed impellers, Rotation max. 85 rpm 160 m ³ /s ³ Δh 2.36 m* 4.96 MW	< 3 m/s (*strongly influenced by the water level in the Rhine; partial backwater up to the Kostheim tailwater)	Very high	moderate
	Eddersheim	No	3 Kaplan - Vertical turbines 4 running blades, 75 rpm Turbine diameter 4.10 m 180 m ³ /s ³ Δh 3.61 m 3.84 MW	similar to Kostheim?	Very high	Very high
Lahn	Lahnstein	No	1 Kaplan - Turbine Vertical Expansion flow: 40 m ³ /s ³ Δh 4.3 m 1.22 MW		high	Very high
	Friedrich's blessing	No	3 Kaplan - Turbines Expansion flow: 37.5 m ³ /s ³		high	Very high
	Nievern	No	1 Kaplan - Turbine 1 Francis - Turbine Expansion flow: 20 m ³ /s ³		high	Very high
	Bad Ems	No	2 Kaplan turbines Vertical Expansion flow: 30 m ³ /s ³		high	Very high
	Dausenau	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 45 m ³ /s ³		high	Very high
	Nassau	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 45 m ³ /s ³		high	Very high
	Hollerich	No	2 Kaplan turbines Expansion flow: 46.8 m ³ /s ³		high	Very high
	Lime kiln	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 40 m ³ /s ³		high	Very high
	Cramberg	No	3 Francis - Turbines Expansion flow: 56.1 m ³ /s ³		high	Very high
	Diez	No	2 Kaplan turbines Expansion flow: 40 m ³ /s ³		high	Very high

Evaluation of the stock development of salmon populations in the Rhine catchment area Arge Salmo 2024

Sieg	Unkel-mill	Yes - also descent	3 Francis turbines	low	moderate
	Schladern	Condition al due to low residual water quantity	2 turbines (type ?) Expansion flow: 4.5 m /s ³ 600 KW Δh 6.2 m	unclear	moderate
	Scheuerfeld	Conversion in planning	1 Kaplan shaft turbine Expansion flow rate: 12 m /s ³	unclear	moderate
	Sigambria	Condition al -water quantity Fish rise insufficient	1 Kaplan turbine Expansion flow: 9 m /s ³	unclear	moderate
	Freusburg Castle	No	1 Francis twin turbine Expansion flow rate: 3.51 m /s ³	unclear	Very high
	Euteneun	Dismantli ng in planning		None (WKA no longer in operation)	high
III	Lower Burgundy	Yes	5 turbines, 2 Francis, 2 Kaplan 1 Phénix (Σ750 kW)	unclear	unclear
	Graffen-staden	Yes	4 Francis turbines (Σ424 kW)	unclear	unclear
	Eschau	no	1 MW	unclear	unclear
	First stone	Yes		unclear	unclear
Meuse	Roermond (Rur)		Francis turbine(s)	Very high (docum.)	low
	Lith		Horizontal Kaplan bulb turbine	Very high	low
	Linne		Horizontal Kaplan bulb turbine	Very high	low
	Lixhe		Horizontal Kaplan bulb turbines: 2 ; Straflo: 2	Very high	low
	<i>Monsin</i>		Kaplan: 3	Very high	low
	<i>Ivoz-Ramet</i>		Kaplan: 3	Very high	low
	<i>Ampsin-Neuville</i>		Horizontal Kaplan bulb turbines: 4	Very high	Very high
	<i>Andenne</i>		Horizontal Kaplan bulb turbines: 2 ; Straflo: 1	Very high	Very high
	<i>Grands Malades</i>		Penalty ticket: 4	Very high	Very high

3.3 Evidence of returning salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey ¹

3.3.1 Salmon Coordination Unit 1 Upper Rhine/High Rhine²

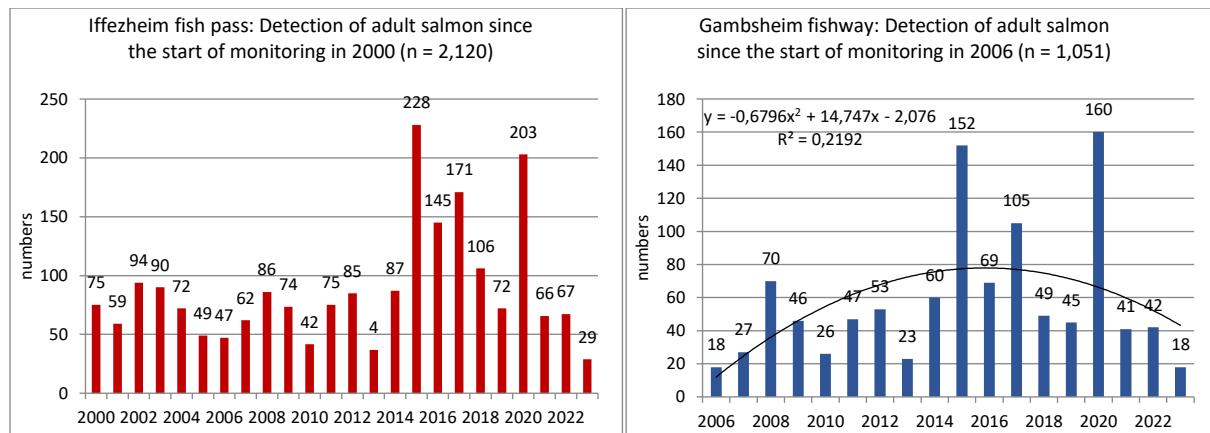


Fig. A1: Salmon returnee numbers in Iffezheim (corrected values) and Gamburgsheim

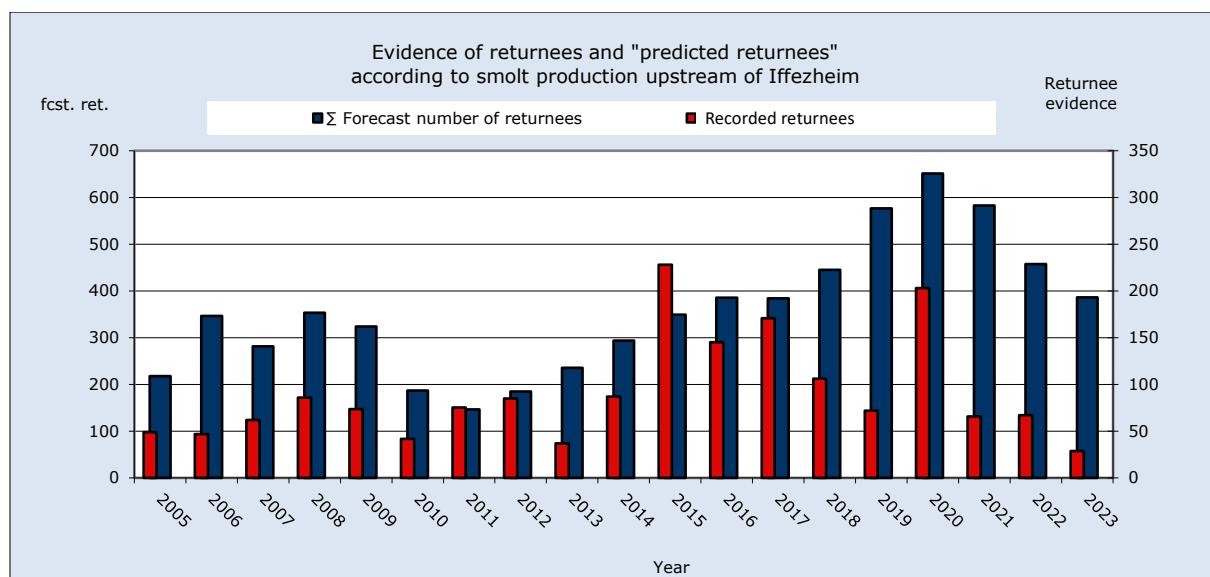


Fig. A2: Iffezheim: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort upstream of Iffezheim. The catch percentage decreases since year 2015.

¹ According to ICPR statistics as at 29 January 2024

² Iffezheim: The counts were carried out by: Büro für Fischereibiologie & Ökologie, Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Association Saumon-Rhin and Onema under the control of the Regierungspräsidium Karlsruhe; Gamburgsheim: Saumon-Rhin, Regierungspräsidium Freiburg and Landesfischereiverband Baden under the control of Onema

3.3.2 Salmon Coordination Unit 2 Middle Rhine

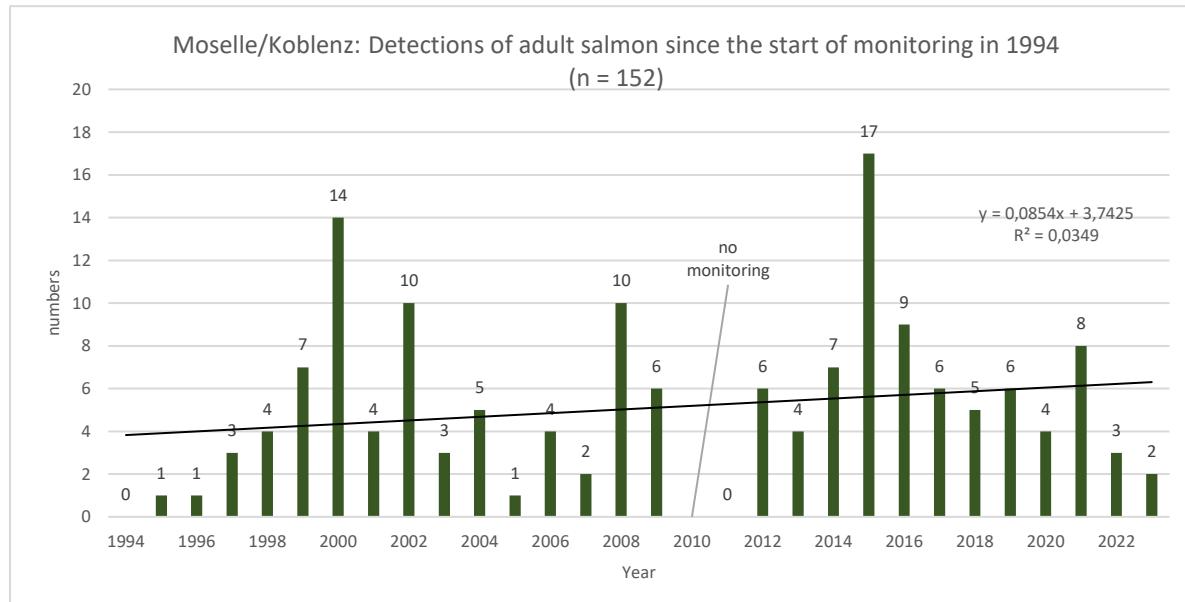


Fig. A3: Salmon returnee numbers in the Moselle (Koblenz). A modern fish pass was built in 2010, therefore no monitoring was carried out in 2010 and limited monitoring was carried out in 2011

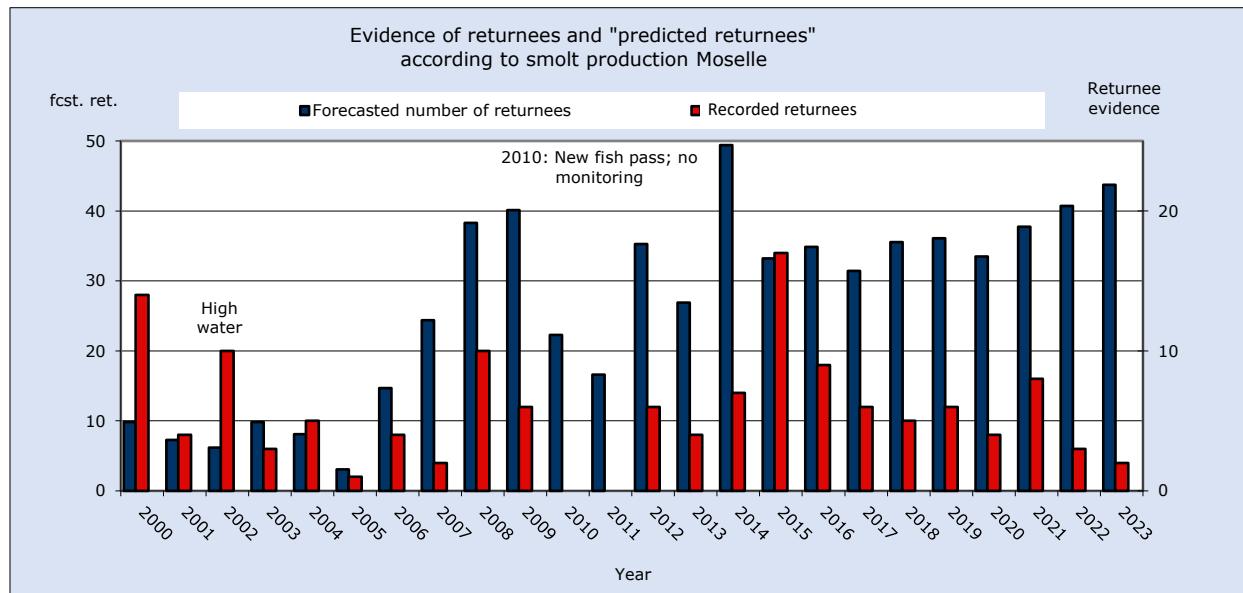


Fig. A4: Moselle: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort

3.3.3 Salmon Coordination Unit 3 Lower Rhine/Delta Rhine

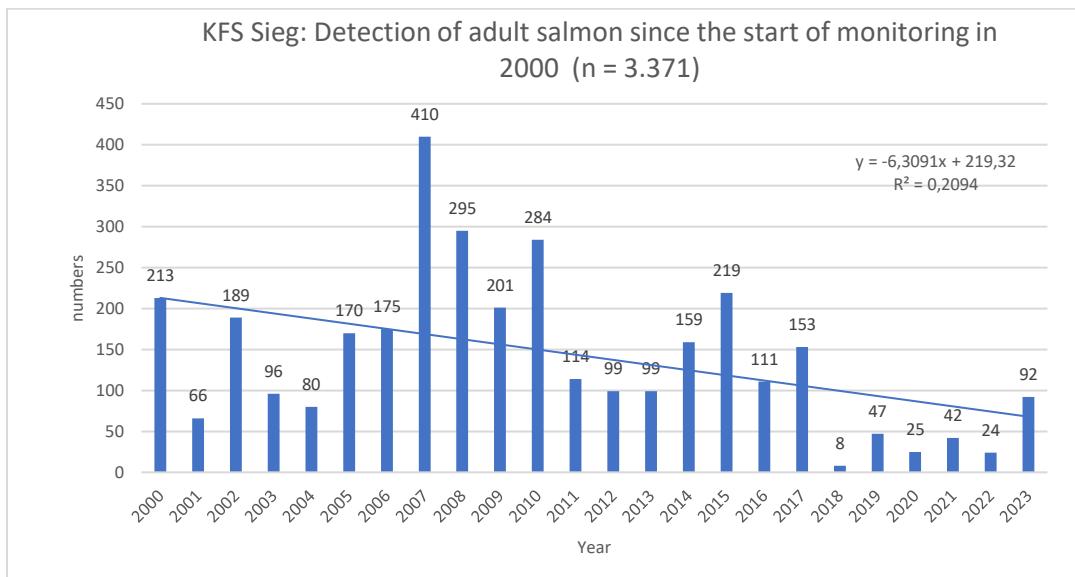


Fig. A5: Number of salmon returning to the KFS Sieg (Data: LANUV) (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

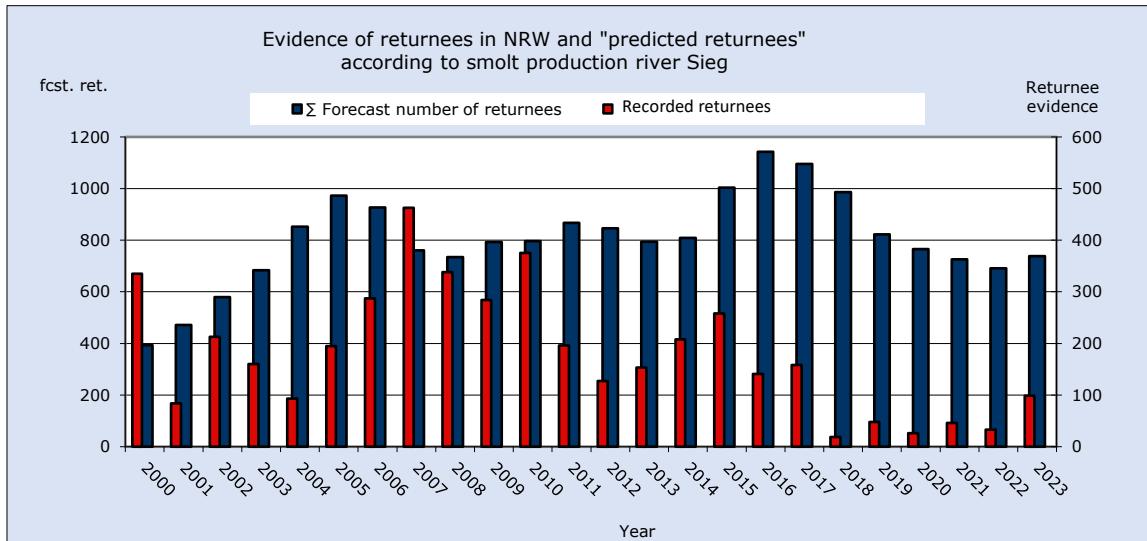


Fig. A6: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) KFS Sieg according to stocking effort upper Sieg system (without Agger and other tributaries downstream of the KFS). The proportion of recorded returnees is declining since 2007. (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

3.3.4 Synthesis of returnees of salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey

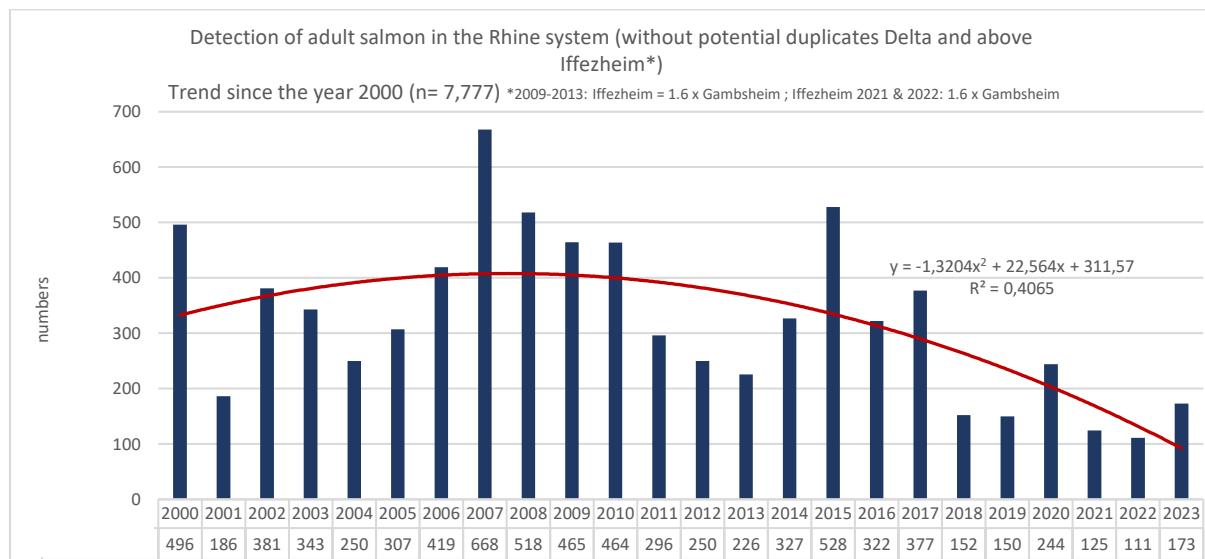


Fig. A7: Salmon returnee statistics, time series 2000 to 2023 (corresponds to the start of operations of the monitoring stations Iffezheim and KFS Buisdorf/Sieg); polynomial trend line.

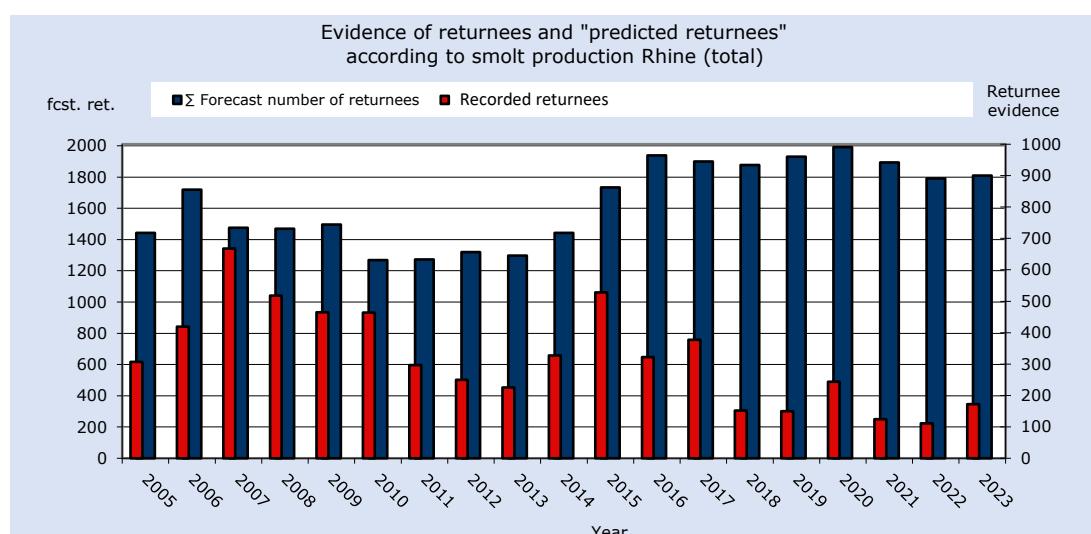


Fig. A8: Recorded returnees in the Rhine system and "expected returnees" (forecast) according to total stocking effort in the Rhine system

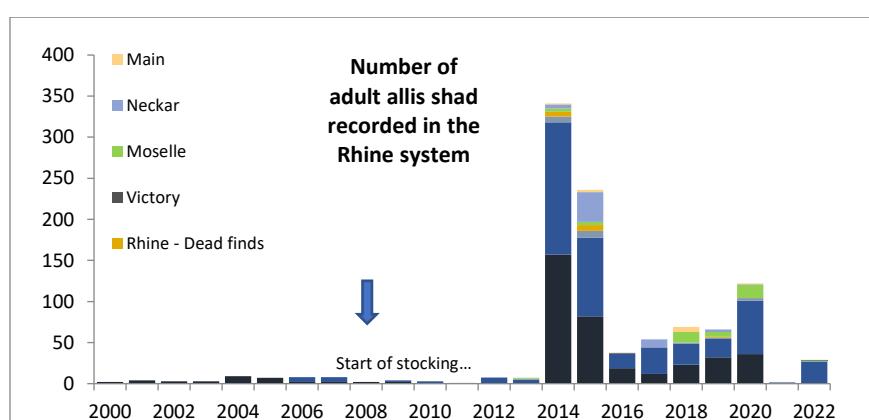


Fig. A9: Recorded allis shad returning to the Rhine system. The start of the stocking measures (with a total of several million larvae) dates back to 2008 (arrow) (data: A. SCHARBERT).

4.5 Other rivers and regions

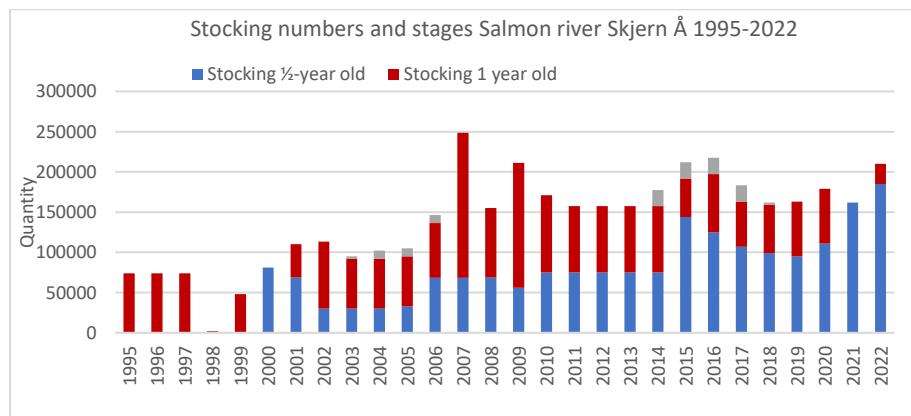


Fig. A10: Salmon stocking numbers and stocking stages in river Skjern Å

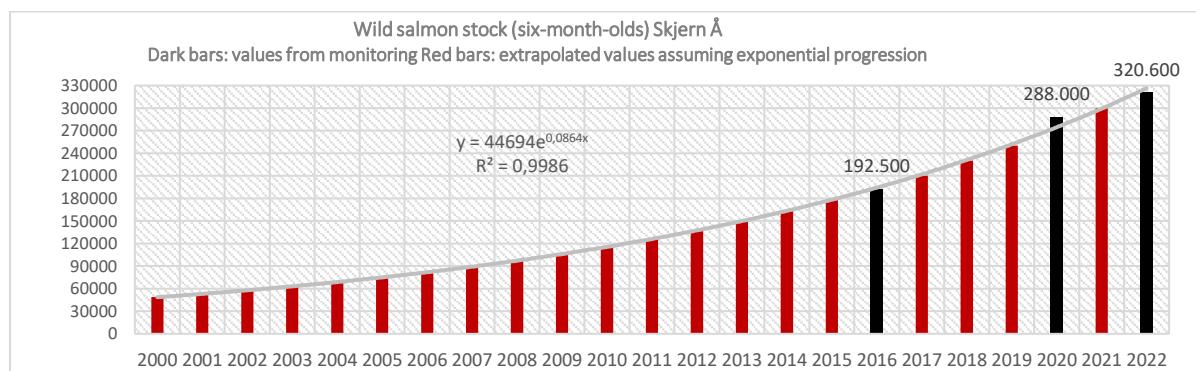


Fig. A11: Projected number of six-month-old wild salmon in Skjern Å

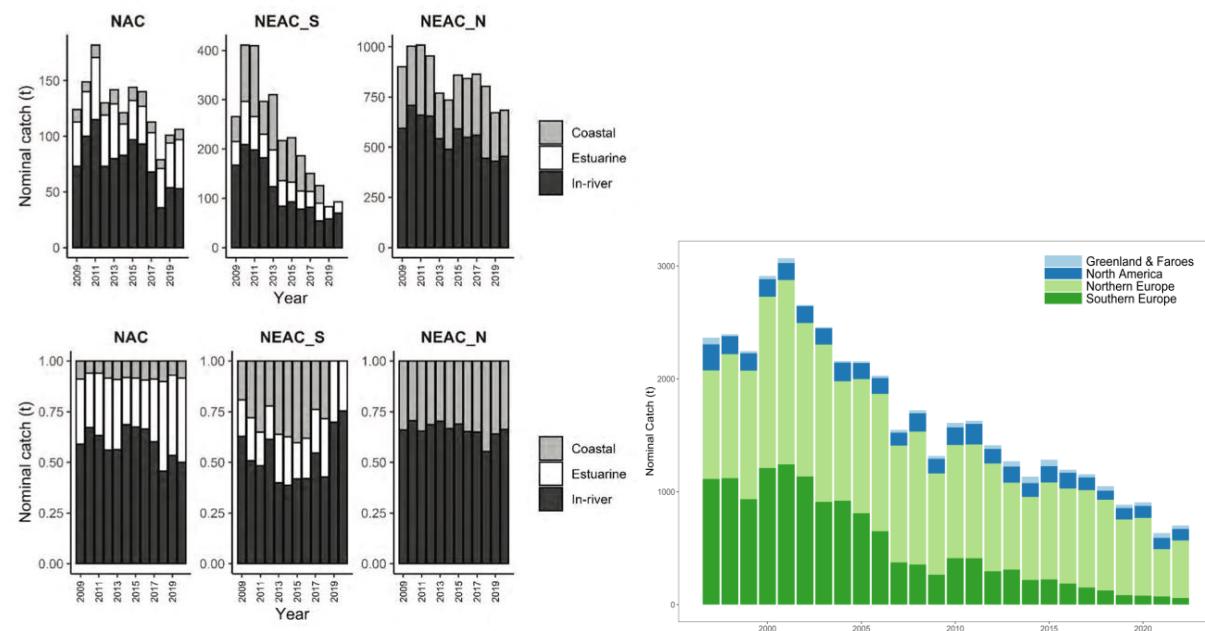


Fig. A12: Left: Upper panel - Nominal catches (tonnes rounded fresh weight) in coastal, estuarine and inland fisheries for the NAC area (2009-2020) and for the NEAC North (NEAC_N) and South (NEAC_S) areas (2009-2020). Bottom - Percentage of nominal catches in coastal, estuarine and inland fisheries in each Commission area, 2009-2020. Note: the y-axes in the top panel vary (source: WGNAS 2021). Right: Total reported catches of salmon (tonnes, rounded fresh weight) in four regions of the North Atlantic 1998-2022 (source: ICES 2023).

5.1.2 European catfish (*Silurus glanis*)

In recent years, the catfish population increased and catfish have evidently spread into the tributaries and therefore also pose a threat in various spawning waters. In the last 10 years, large catfish have been reported in the lower reaches of the Sieg (NEMITZ, written communication 9th April 2024), Lahn and Nahe (BFS, own data), Kinzig (Baden-Württemberg) (RP Freiburg, written communication 5 April 2024) and Ill (COLL, ASR, written communication 9th April 2024), among others. On 17th April 2023, the Fisheries Research Centre of the State of Baden-Württemberg (FFS) caught 10 catfish (50 cm to max. 1.43 m TL; max. 23 kg) in a stretch of water measuring approx. 390 m. The largest catfish (2.06 m) was caught on 25th September 2023 in the lower Kinzig; it had eaten a cormorant. A total of 18 catfish were caught during this campaign (lengths 60 to 140 cm); at least 7 larger catfish escaped. Almost every shelter on the bank was occupied by at least one catfish. The water depth at the catfish stands was often only between 0.5 and 2 metres. According to the FFS, the catfish is continuously spreading in Baden-Württemberg, with strong population increases being reported from the Rhine and Neckar systems in particular. Colonisation usually takes place from the main stream into the tributaries, with various migration obstacles being overcome upstream (sightings of large specimens in fish migration facilities are also increasing). Surveys downstream of hydropower turbines show that catfish are found in higher densities in the deeper structures available there. The extent to which the fish fauna and thus also the population structure of migratory fish species is influenced by the expansion is the subject of a nationwide study by the FFS (BAER, written communication 5th April 2024). Data from surveys for the EU WFD on the River Sieg show that catfish have been increasingly present since 2003. At the Buisdorf monitoring station, ascending catfish have been detected at a rate of 30 to 50 registrations per year for around 15 years with an upward trend (NEMITZ, written communication, 6th April 2024). Catfish are also increasingly being recorded in the Ill (approx. 50 individuals in both 2022 and 2023; COLL, ASR, written communication 9/4/2024). In the Aare, the catfish has spread along the entire course, even if it still plays a numerically subordinate role in large parts; it was not yet detected in the Aare in 2012 (HESSELSCHWERDT *et al.*, 2023).

5.1.4 Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)

Harbour porpoises as predators

Harbour porpoises reach lengths of up to 2.0 m and usually feed on small to medium-sized fish, including herring, gobies, smaller cod, sand eels, flounders and sole. Among their prey are also migrating postsmolts (salmon, sea trout), juvenile shad and river lamprey. According to new findings, the Pacific subspecies *Phocoena phocoena vomerina* also occasionally preys on larger fish in San Francisco Bay, including allis shad (around 50 cm) and Pacific salmon (up to 60 cm) (ELLISER *et al.*, 2020).

The population of harbour porpoises in the North Sea (NL), as documented by counts (sightings), is subject to considerable fluctuations; a slight upward trend can be observed in the period 2000 to 2018 (Fig. A13). Data after 2018 are not yet available.

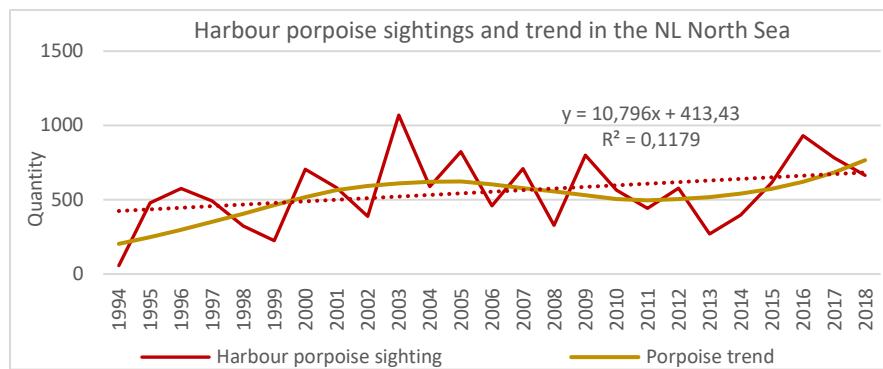


Fig. A13: Sightings of harbour porpoises in the North Sea (NL). Data: RWS, Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), CBS. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl125008-bruinvis-in-de-noordzee-1991-2018>

5.1.5 Other fish as predators

Relevance for life stages: smolts, post-smolts

Seabass: The European seabass *Dicentrarchus labrax* has increased significantly - at least in the Dutch Wadden Sea. The species reaches sizes of 50-70 cm (rarely around 80 cm) and is a potential predator of smolts and juvenile allis shad. In a study in the Dutch Wadden Sea (CARDOSO *et al.*, 2015), older individuals demonstrated an ontogenetic shift towards piscivorous diet. Over the past 50 years, large annual fluctuations in the abundance of *D. labrax* have been observed, with an upward trend from around 1990 to 2007, followed by a subsequent decline. Long-term trends in temperature and salinity in the area indicate that environmental conditions have become optimal for juvenile fish growth, leading to an overall increase in abundance since the mid-1980s. Data on abundance in the Delta Rhine are not available. However, the species is now regularly and frequently fished on the marine side of the Haringvliet and in the Nieuwe Waterweg.

Zander: The zander is a possible predator of smolts. Presumably, there is a moderate population increase in the Rhine. Only individual records are available from the Iffezheim (n= 33) and Gamburg (n= 0) fish passes (the zander hardly ever or not at all utilise the two fishways). In the Dutch stretches of water Haringvliet and Hollands Diep, the biomass of zander has increased since 2011 (VAN RIJSEL *et al.*, 2023).

Pike: The pike can also be considered as a predator for smolts. In the Netherlands, the pike population is almost stable until 2021 (Fig. A14). There is *probably* no increase in the Rhine (insufficient data).

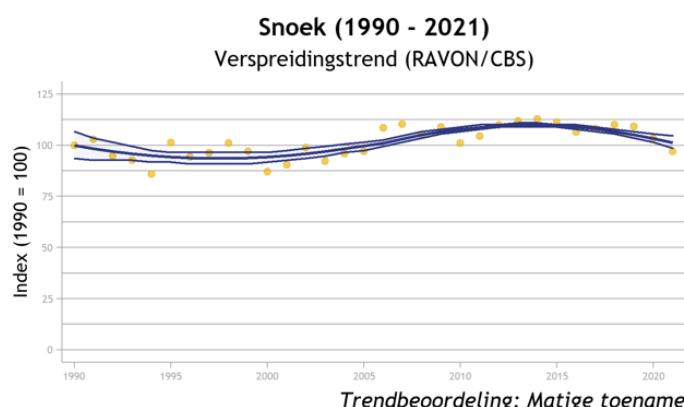


Fig. A14: Pike stock in the Netherlands

Asp: The asp is also a possible predator of smolts. Until 2008, an increasing number of detections and a spatial spread had been recorded (SCHNEIDER, 2009). The species has probably not increased over the last 20 years. Detailed data are only available from the Upper Rhine from the Iffezheim and Gamsheim fish pass controls (Fig. A15).

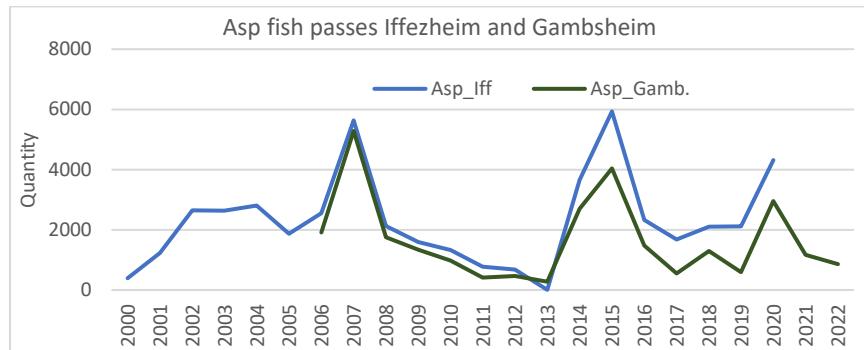


Fig. A15: Evidence of asp in the Iffezheim and Gamsheim fish passes (monitoring in Iffezheim was limited in 2009–2013 and 2018; 2021 and 2022: no data)

5.2.5 Electromagnetic fields around submarine cables

Submarine power cables cause electromagnetic fields (EMF) in the marine environment. Power cables can be direct current (DC) or alternating current (AC). An electromagnetic field (EMF) consists of a magnetic component (MF) and an electric component (EF); via direct electric currents emanating from the cable, which can be reduced/influenced by cable sheathing, indirectly induced electric currents also arise as ions through flowing water (flow through a magnetic field). Fish can be electrically sensitive or magnetically sensitive or both (such as sharks and rays). Migratory fish such as eels, salmon and sturgeon and other species have been shown to be magnetically sensitive and use the Earth's magnetic field as an orientation/navigation stimulus during migrations (WINTER, 2024, written communication). WYMAN *et al.* (2018) analysed the records of tagged salmon smolts during their migration through San Francisco Bay before and after the installation of an 85 km high-voltage direct current transmission cable. Feeding the cable had no significant effect on the proportion of fish that successfully migrated through the bay or on the probability of a successful migration. Overall, cable activity appeared to have mixed but limited effects on smolt movements and migration success. In a study of sturgeon, there was mixed evidence of effects on migration behaviour associated with the status of the cable (off/on). A higher percentage of incoming fish migrated successfully after the cable was turned on, but this effect was not significant in models that included temperature. Outgoing fish took longer to migrate when the cable was switched on. Incoming and outgoing migration paths were not significantly affected by cable energisation, but the results suggest a possible subtle relationship between energisation and incoming and outgoing paths (WYMAN *et al.*, 2023).

6.4.1 Continuity

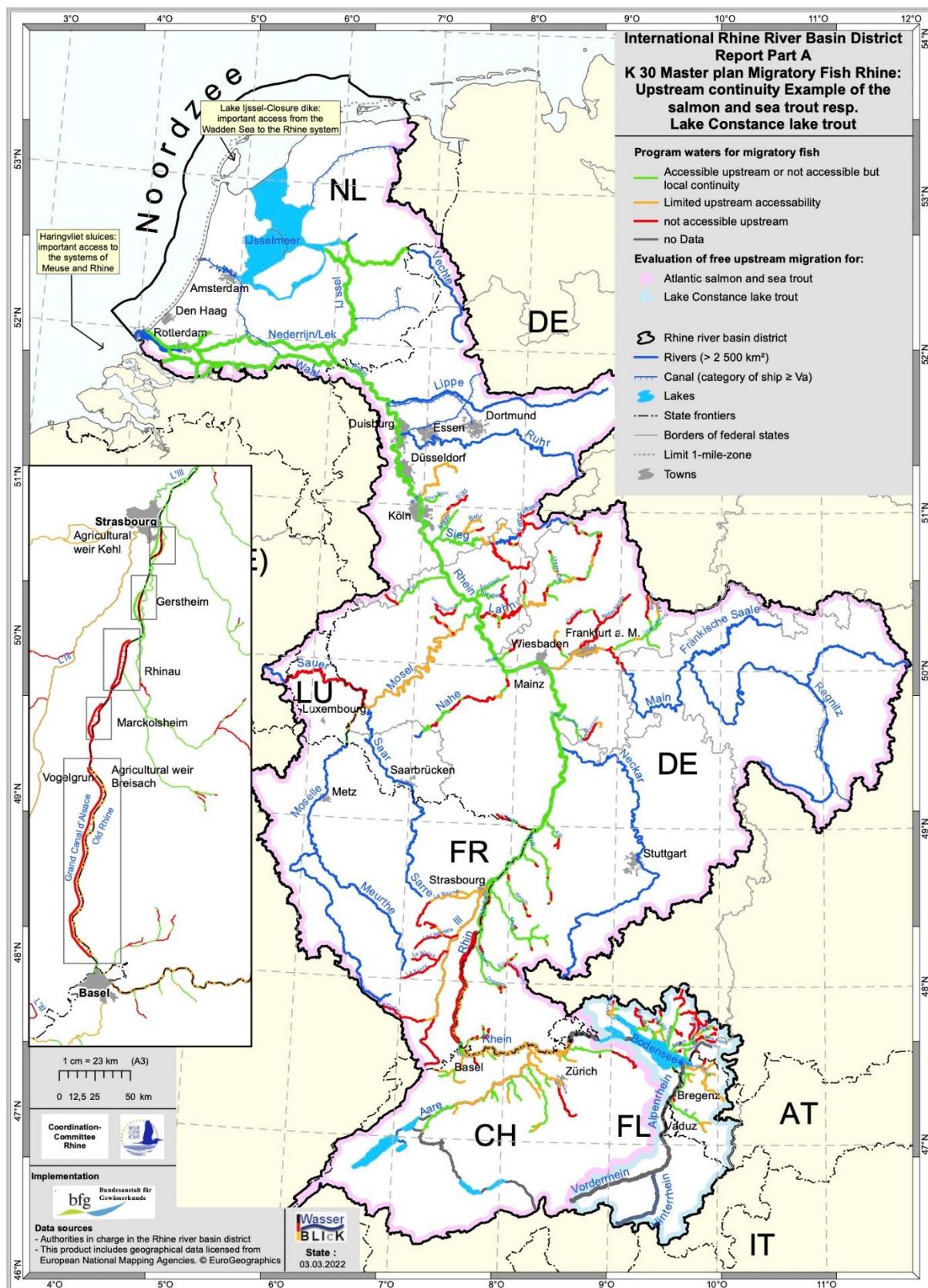


Fig. A16: Status of the passability of transverse structures in the Rhine (Map: ICPR)

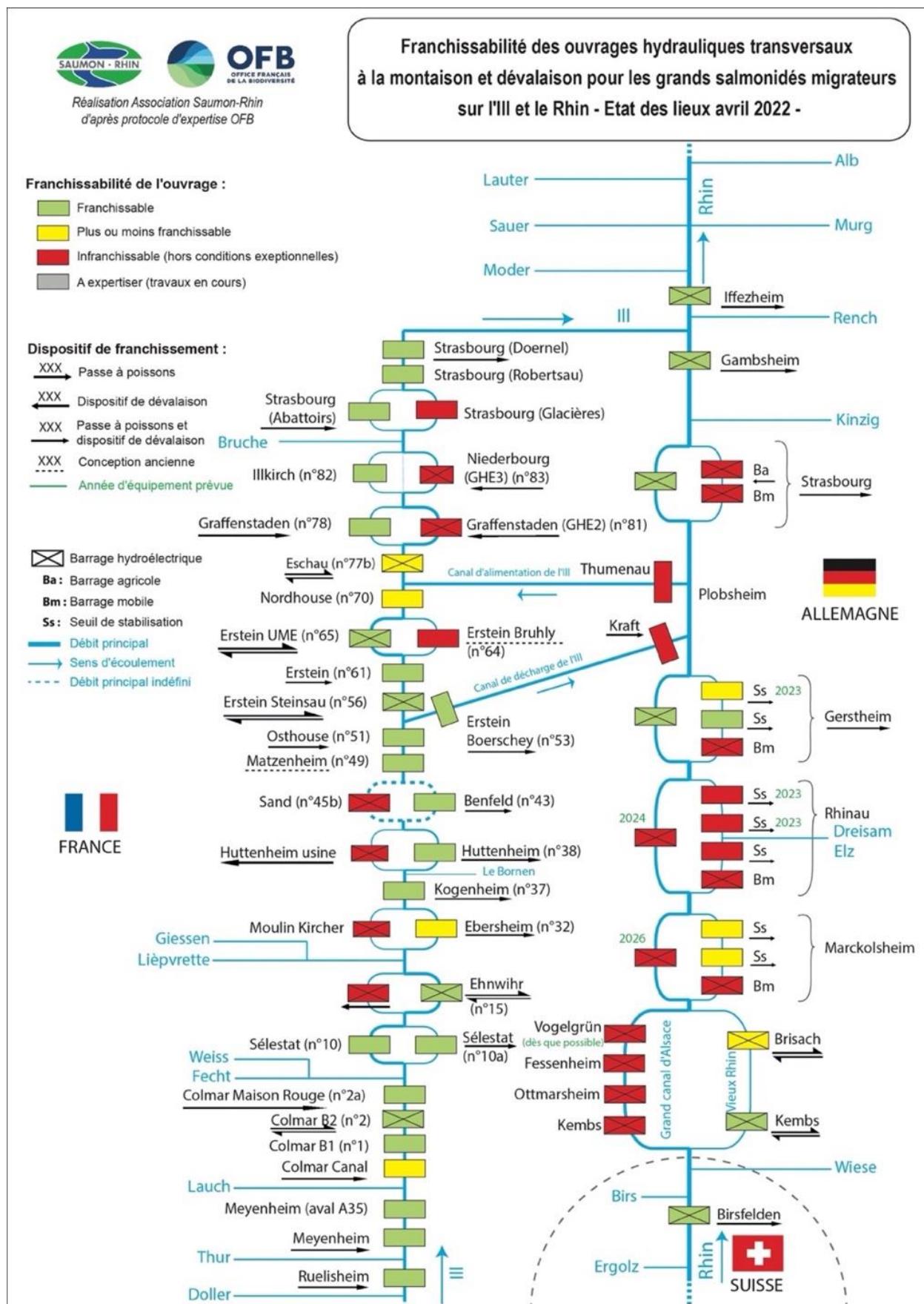


Fig. A17: Status of the passability of transverse structures in the Upper Rhine region (SAUMON-RHIN, 2022)

9 Marine mortality

The return of adult salmon has declined or collapsed in many wild and farmed stocks in the North Atlantic since 1985 (see chapter 4.5). Enhancement measures, closures of commercial fisheries and restrictions on angling have not been able to halt the decline. Human influences such as dams, pollution or overfishing of the seas have been responsible for the decline of some stocks in the past, but even in river and hatchery stocks without obvious local influences, the number of adults has declined or collapsed since 1985 (DADSWELL *et al.*, 2022). Many stocks in northern Europe are also subject to massive infestations of parasitic salmon lice, which infest and weaken smolts and post-smolts in the vicinity of salmon farms (COSTELLO, 2009); the negative effects of sea lice on salmonid survival appear to be exacerbated by warmer environmental conditions (BATEMAN *et al.* 2016, SHEPHERD *et al.* 2016). The increased mortality of salmon in the sea is considered to be one of the main causes of the observed population declines in recent decades (CHAPUT 2012; OLMOs *et al.* 2019; THORSTAD *et al.* 2021).

In a review of key marine stressors to UK salmon stocks, GILLSON *et al.* (2022) identified climate change and predation (particularly marine mammals) as the greatest threats currently and over the next decade. Poor water quality and bycatch were categorised as stressors with a relatively high impact, although they are less likely to have a greater impact in the future due to available mitigation measures. Other less influential stressors include tidal barriers (similar to those in the Rhine delta), artificial light at night and thermal discharges, pile driving noise, invasive non-native species and electromagnetic fields. Exploitation by salmon fisheries was not currently considered an important stressor, as effective controls on deep-sea fisheries have been introduced that significantly reduce fishing pressure (Chapter 10). Future research priorities include filling knowledge gaps on the increasing impacts of stressors such as climate change, predation, renewable energy and artificial light at night. Local management measures to improve freshwater and estuarine habitats are recommended to maximise ecosystem resilience to stressors and minimise their cumulative impacts.

10.1 Climate change and marine environmental conditions

Anthropogenic greenhouse gas emissions have increased the global average surface temperature by around 0.85 °C over the course of the twentieth century (IPCC 2014), with many regions of the world already experiencing warming of more than 1.5 °C in at least one ocean (IPCC 2018). Warmer temperatures in the North Atlantic have altered oceanic conditions and reduced the growth and survival rate of salmon by reducing marine foraging opportunities (PEYRONNET *et al.* 2007; TODD *et al.* 2008; FRIEDLAND *et al.* 2009). Salmon grow in marine foraging areas that experienced climate-induced shifts in biophysical conditions in the late 1980s (FRIEDLAND *et al.* 2012; MILLS *et al.* 2013; ALMODÓVAR *et al.* 2019). Several studies have postulated that a climate-induced shift in the composition of the zooplankton community towards more temperature-tolerant species and thus a decrease in food supply could be associated with a reduction in the growth and survival of salmon in the sea (BEAUGRAND & REID 2003; TODD *et al.* 2008; JONSSON *et al.* 2016). Postmolt survival is strongly influenced by fluctuations in sea surface temperature and primary production in the Labrador Sea/Grand Banks for the North American populations and in the Norwegian Sea for the southern European populations (OLMOs *et al.* 2020). Increasing ocean acidification due to higher CO₂ levels caused by climate change may have impaired the ability of salmonids to detect odorous compounds

that they use to find their prey, avoid predators and locate their home rivers during homing (OU *et al.* 2015; WILLIAMS *et al.* 2019). There is therefore little doubt that far-reaching, climate-induced changes in oceanic conditions have also contributed significantly to the recent declines in salmon populations (BEAUGRAND & REID 2012; FRIEDLAND *et al.* 2014; NICOLA *et al.* 2018) and are thus also putting pressure on populations in the Rhine system.

Age at maturity in salmon is a classic evolutionary trade-off to optimise lifelong fitness (FLEMING 1996). Larger, later maturing individuals that spend more time at sea have higher fecundity, but also run a greater risk of mortality before first reproduction (FLEMING & EINUM 2011). In contrast, smaller, earlier maturing individuals that spend less time at sea have lower fecundity but a higher probability of surviving to reproduction. Growth declines during the first summer at sea have been linked to changes in the sex composition of adult returnees (TRÉHIN *et al.* 2021), as females may need to spend more years at sea than males to reach the minimum body size required for sexual maturity (BARSON *et al.* 2015; MOBLEY *et al.* 2020) and may therefore be subject to higher mortality.

Knowledge of the effects of climate change on the marine migration routes of salmon is limited. Salmon migrate northwards to marine feeding areas that are geographically partitioned between populations (MACKENZIE *et al.* 2012; SOTO *et al.* 2018; GILBEY *et al.* 2021). Local movements in estuaries and nearshore waters are influenced by tidal currents (HOLM *et al.*, 2003; LACROIX & KNOX 2005; LACROIX *et al.* 2005), whereas movements in nearshore waters are determined by surface currents (DADSWELL *et al.* 2010; MORK *et al.* 2012; STRØM *et al.* 2018). Interannual fluctuations in climatic conditions shape marine migration routes by altering surface currents, surface temperatures and salinity levels, which lead salmon to feeding areas with different environmental conditions and prey availability (FRIEDLAND *et al.* 2012; MORK *et al.* 2012; BYRON *et al.* 2014). For the next century, climate models predict a global weakening of surface currents, leading to a reduction in nutrient availability and primary production, with negative effects on fish stocks in the North Atlantic (GRÖGER *et al.* 2013). Climate change could alter the spatial positioning of migration corridors, which could lead to drastic changes in the growth and survival of salmon in the sea (ICES 2017a). For the Rhine populations, it is important that a rise in sea level will cause more saltwater to enter the Nieuwe Waterweg and that the sluices in the Haringvlietdam and the Afsluitdijk will be open for less time (shorter flushing time).

Geographical overlaps in the spatial distribution of pelagic fish that interact with salmon as competitors, predators or prey have changed due to climate-related changes in ocean conditions (ICES 2017b). For example, mackerel *Scomber scombrus* and herring *Clupea harengus* have expanded their spatial range northwards in response to warmer temperatures over the last three decades (ROSE 2005; HUGHES *et al.* 2014), possibly leading to an increase in their interactions with salmon (HAUGLAND *et al.* 2006; UTNE *et al.* 2020). It is possible that the change in mackerel distribution could lead to increased competition for food resources and higher predation and thus to a decline in the growth and survival rate of juvenile salmon (HOLST 2018).

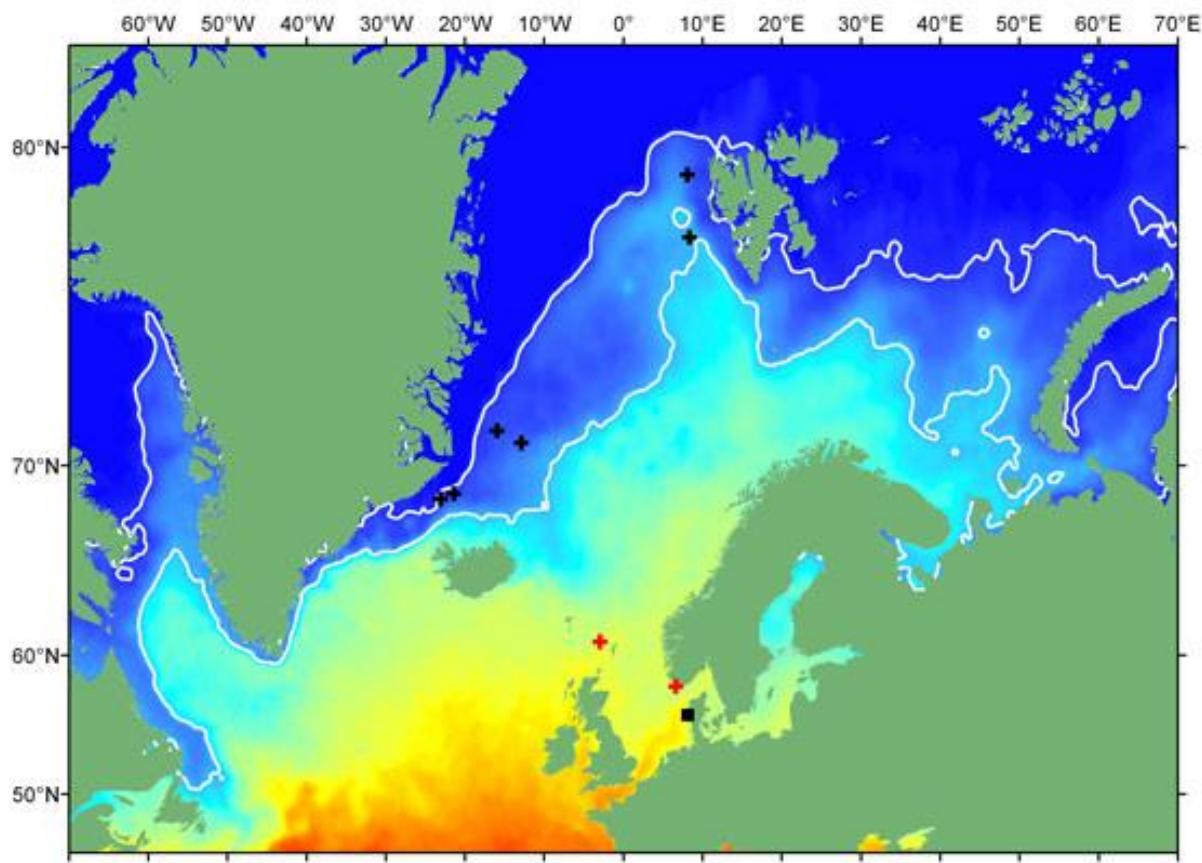


Fig. A18: Map section of the North Atlantic. The colour illustrates the average surface temperature from August to October. Zero and four 4-degree contours are shown with white lines. Graphic: DTU Aqua - National Institute of Aquatic Resources, Denmark

10.2 Predation in the sea

Marine mammals such as seals and whales often congregate in estuaries and nearshore waters to prey on migrating smolts and returning adult salmon (THORSTAD *et al.* 2012a; CIVIL *et al.* 2019). Adult salmon are most threatened by marine mammals when they return from the sea to reproduce (BUTLER *et al.* 2008). Smaller salmon stocks and (sub)populations, such as early migrating winter-run and spring-run salmon, are particularly vulnerable to seal predation (BUTLER *et al.* 2006). Seals are thought to have contributed to the decline of some local salmon populations.

10.3 Fisheries

The average annual catch rates for single-lake winter-run and multi-lake winter-run salmon in inland fisheries in most countries in Europe and North America have fallen to their lowest levels, at least officially, in the last 50 years. This reflects the closure of many fisheries and increasingly restrictive measures. Fishing for mixed stocks at sea in the Republic of Ireland was closed in 2007. In addition, the exploitation of salmon stocks in deep-sea fisheries off West Greenland and the Faroe Islands has declined significantly since the late 1980s (ICES 2019). Salmon fishing in West Greenland is limited to subsistence fishing for internal use, and the commercial export of salmon has been banned since 1998 (NASCO 2014). There has been no commercial salmon fishing in the Faroe Islands since 1991, and research fishing was discontinued in 2001 (NASCO 2020). An increase in *legal* (!) fishing pressure in the sea is therefore not present and, according to current knowledge, cannot explain the decline in marine survival rates (references in GILLSON *et al.* 2022).

Several studies have hypothesised that the recent widespread low return of adult fish could be caused by climate change, salmon farming, marine food availability or marine predators (see above). These hypotheses are not supported by stocks surviving close to historical levels, the loss of stocks far from farms, a diverse marine prey field and the lack of large offshore predators. Stock decline and collapse share common characteristics according to DADSWELL *et al.* (2022): 1) cyclical annual adult returns cease, 2) annual adult returns stagnate, 3) average adult size decreases, and 4) stock collapse occurs earliest in watersheds distant from the North Atlantic Subpolar Gyre (NASpG). The cyclical annual return of adults has historically been common to all populations that have not been affected by anthropogenic changes in their home rivers. The levelling off of adult abundance and the reduction in average adult size are common features of many overfished stocks and are indicative of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing at sea. Increased distance from the NASpG, resulting in higher mortality rates of migrating juveniles, would increase the potential for collapse of these stocks due to IUU fishing. Bycatch of juvenile and adult fish in trawl fisheries off Europe and adult intercept fisheries off Greenland, the Gulf of St Lawrence and Europe have contributed to marine mortality but are unlikely to be the main cause of the decline. The temporal and spatial distribution of past legal deep-sea fishing indicates that fishermen were well familiar with salmon migration patterns. Combined with the lack of monitoring since 1985 outside the Exclusive Economic Zones or in remote northern regions, this could mean that the high mortality at sea is due to IUU fishing. IUU fishing is an acute problem that has led to the collapse of numerous populations of economically important species worldwide and is likely linked to the decline and impending collapse of salmon populations in the North Atlantic (DADSWELL *et al.*, 2022).

10.1 Discharge and evidence of returnees

10.1.1 Spring smolt run and recorded returnees

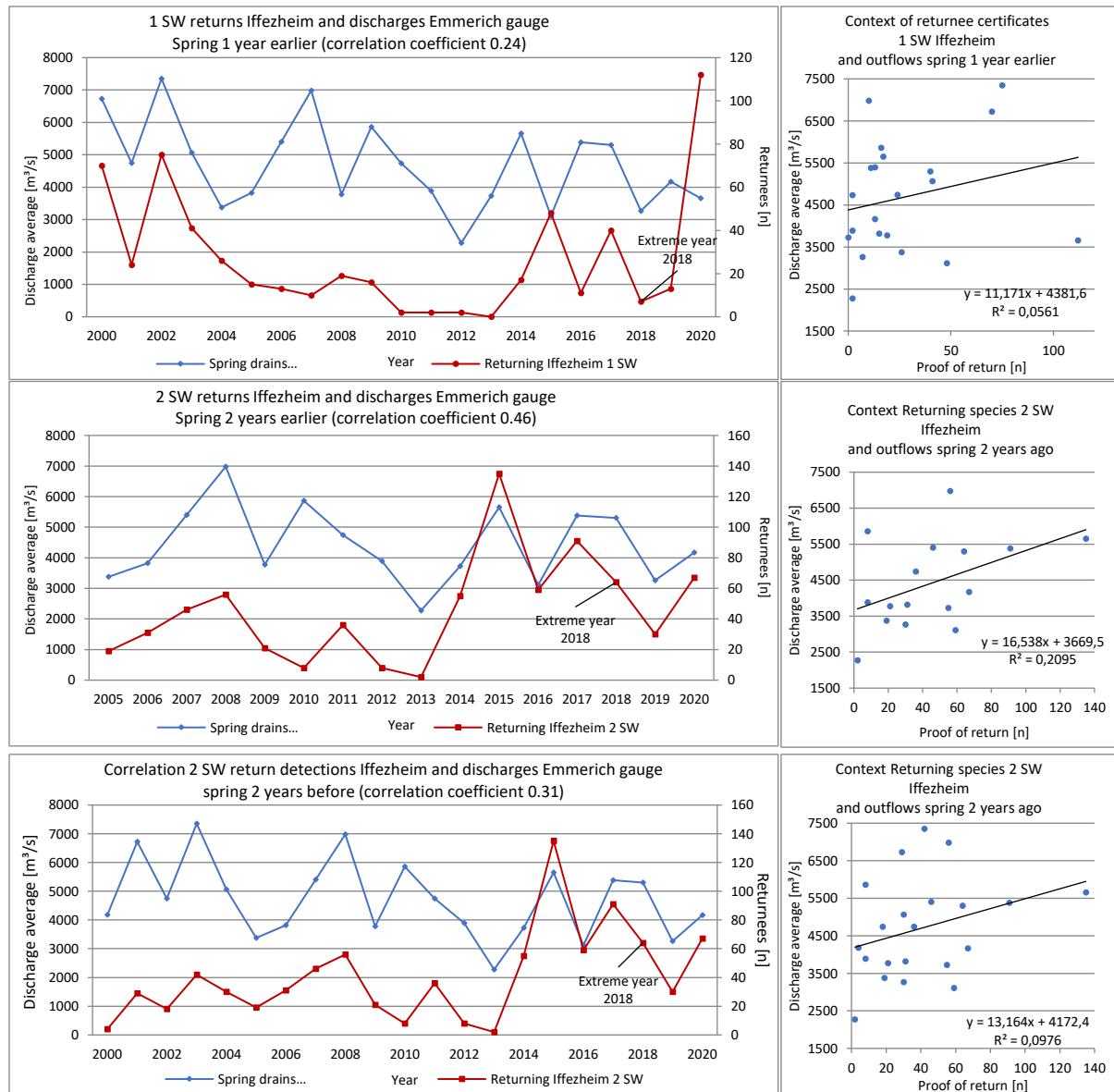


Fig. A19: Correlation of returnees to Iffezheim (only measured individuals with corresponding sea winter classification)³ and the discharges (sum of monthly means April & May) at the Emmerich gauge; top: Spring 1 year before (= 1-SW salmon) (corr. 0.24); centre & bottom: Spring 2 years earlier (= 2-SW salmon) (corr. 0.46 and 0.31 respectively). Note: The time series in the centre does not start until 2005 for 2-SW salmon due to the stem changes to high MSW proportions; the lower graphs show the trend from 2000 onwards.

³ Monitoring breaks due to installation of the 5th turbine; operation at the fish pass in Iffezheim was restricted from April 2009 to October 2013 and in 2018. In 2018, the fish pass was not in operation from 22 August to 25 November due to renovation work; however, the main ascent takes place between April and June.

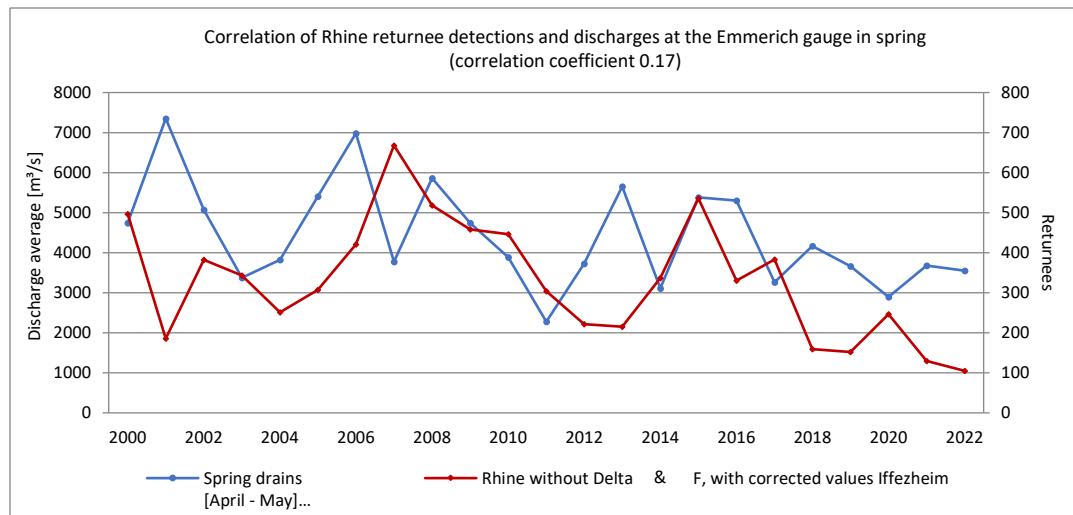


Fig. A20: Correlation of returnee detections in the Rhine and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

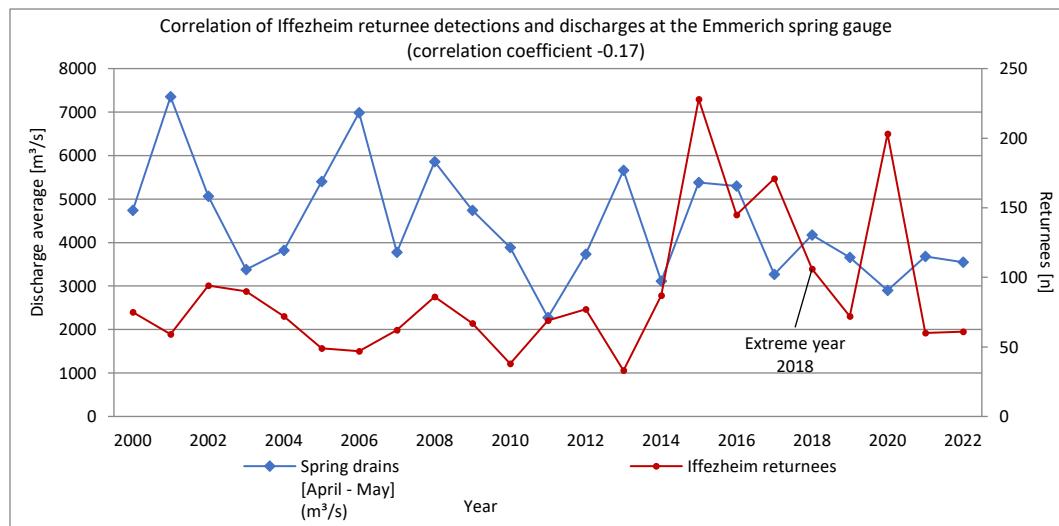


Fig. A21: Correlation of returnee detections in Iffezheim and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

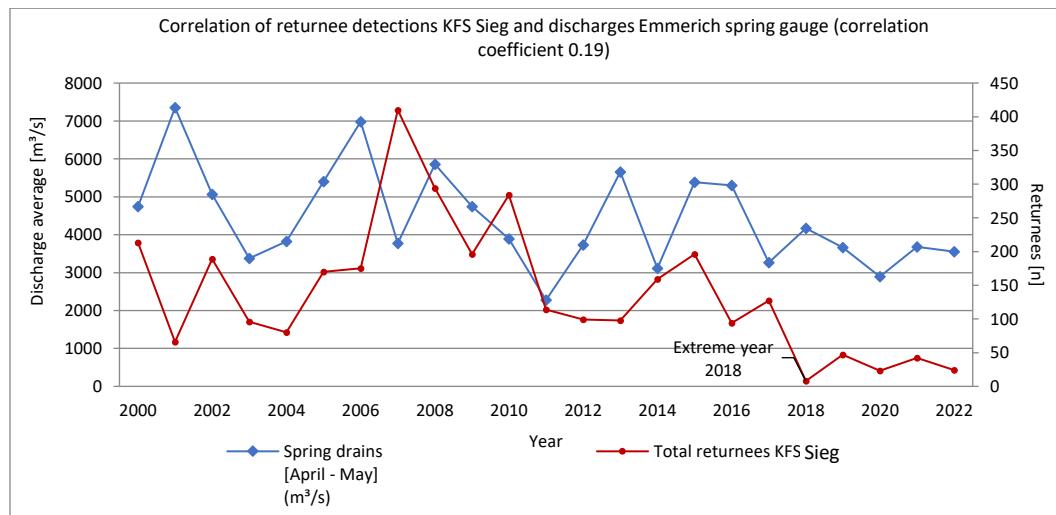


Fig. A22: Correlation of returnee detections at the KFS Sieg and the discharges (sum of the monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

10.4 Abundance of predators and recorded returnees

10.4.1 Cormorant and goosander

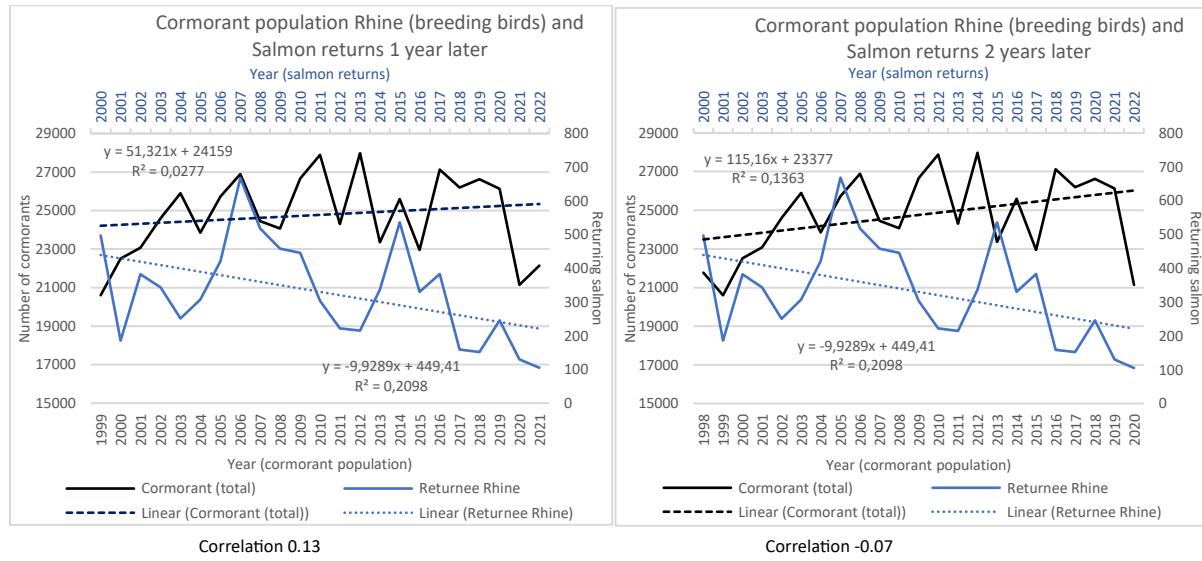


Fig. A23: Cormorant population Rhine and salmon returnees Rhine, left: 1 year later; right: 2 years later

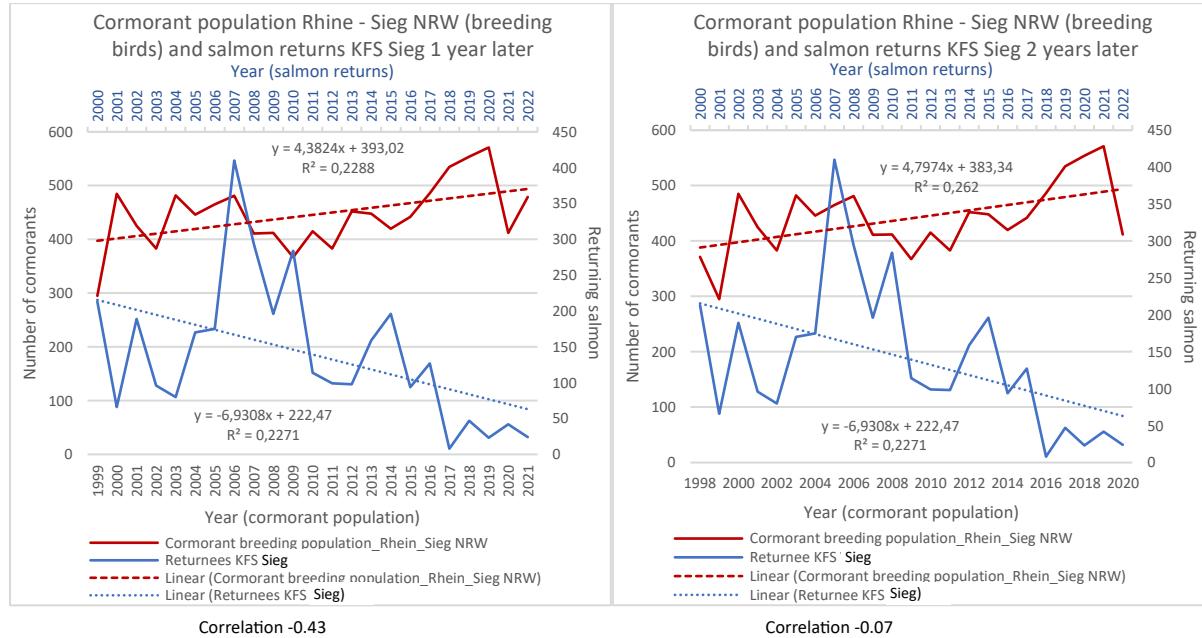
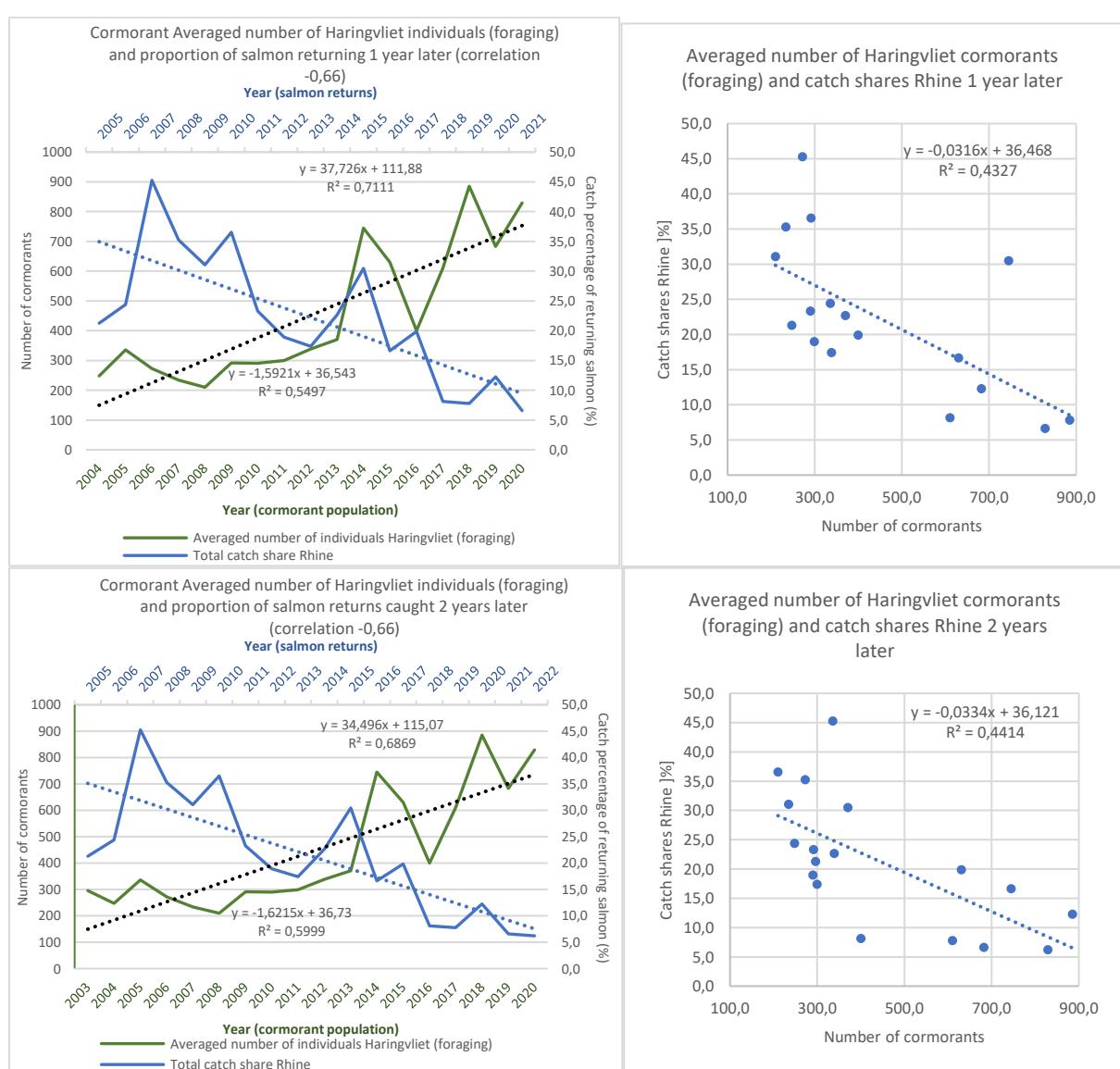
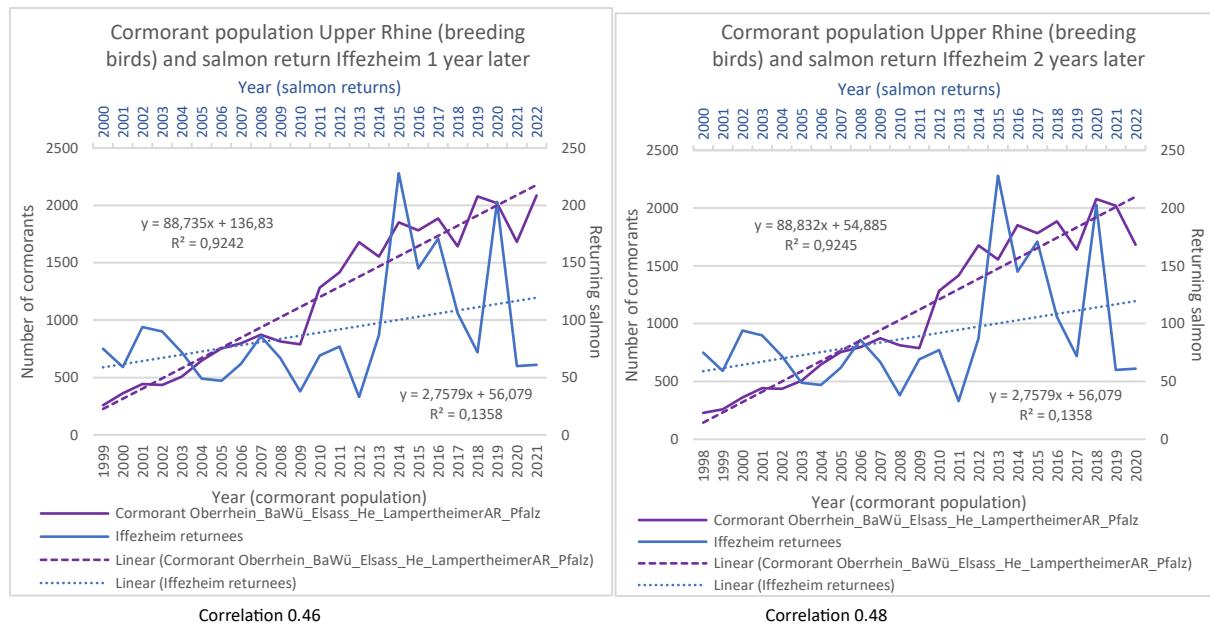


Fig. A24: Cormorant population the Rhine-Sieg region in NRW and salmon returnees to KFS Sieg, left: 1 year later; right: 2 years later

Evaluation of the stock development of salmon populations in the Rhine catchment area Arge Salmo 2024



10.4.2 Harbour seal and grey seal

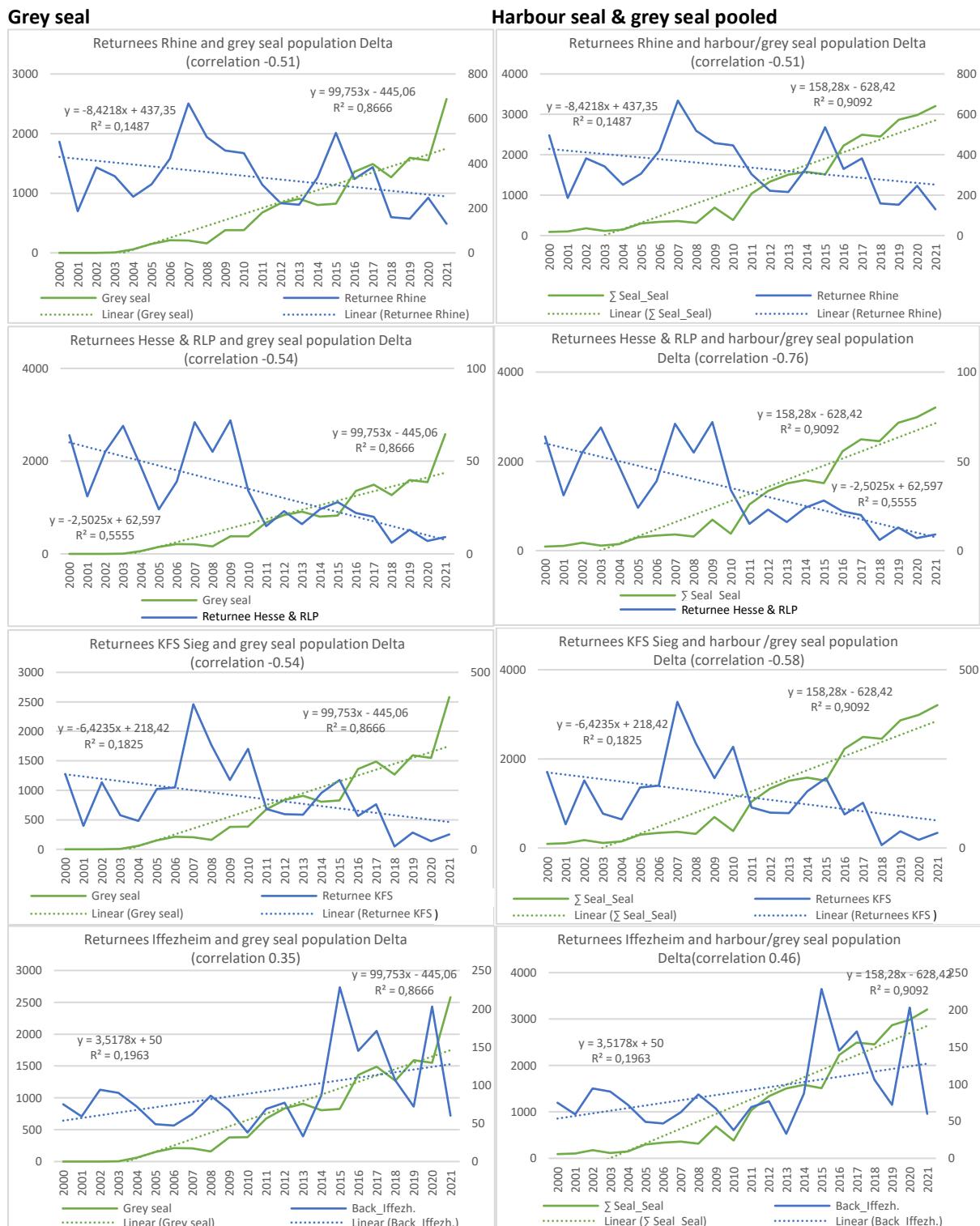


Fig. A27: Grey seal population (left) and pooled grey & harbour seal population (right) and (from top to bottom) recorded returnees to river Rhine, in Hesse & Rhineland-Palatinate, KFS Sieg and Iffezheim [y-axis 1: grey seal and grey seal/seal population; y-axis 2: salmon returnees; x-axis: years]

10.4.4 Harbour porpoise

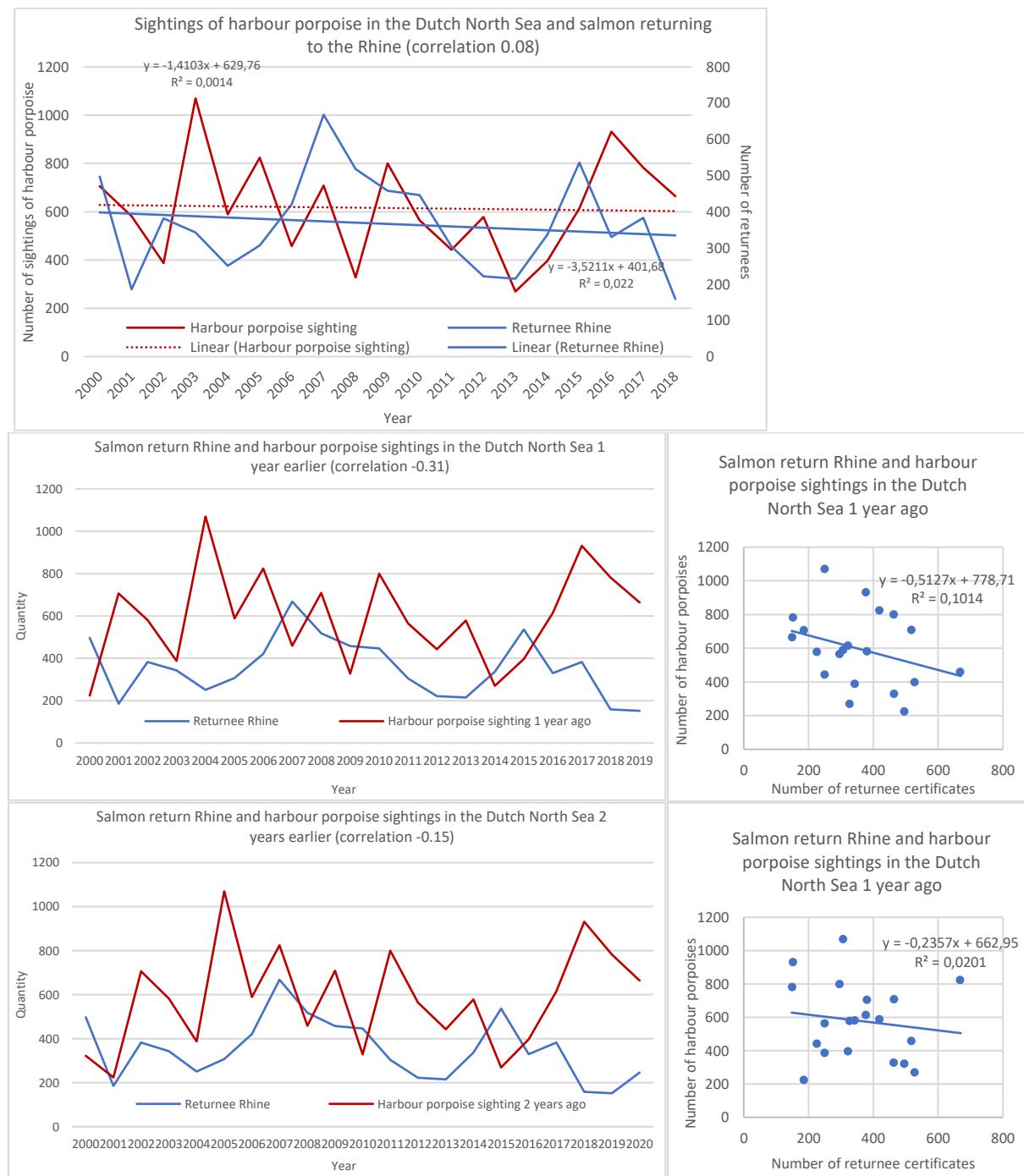


Fig. A28: Sightings of harbour porpoises in the Dutch North Sea and recorded salmon in the Rhine system
 $P = >0.1$ (n.s.)

10.5 Comparison with sea trout trends in the Rhine

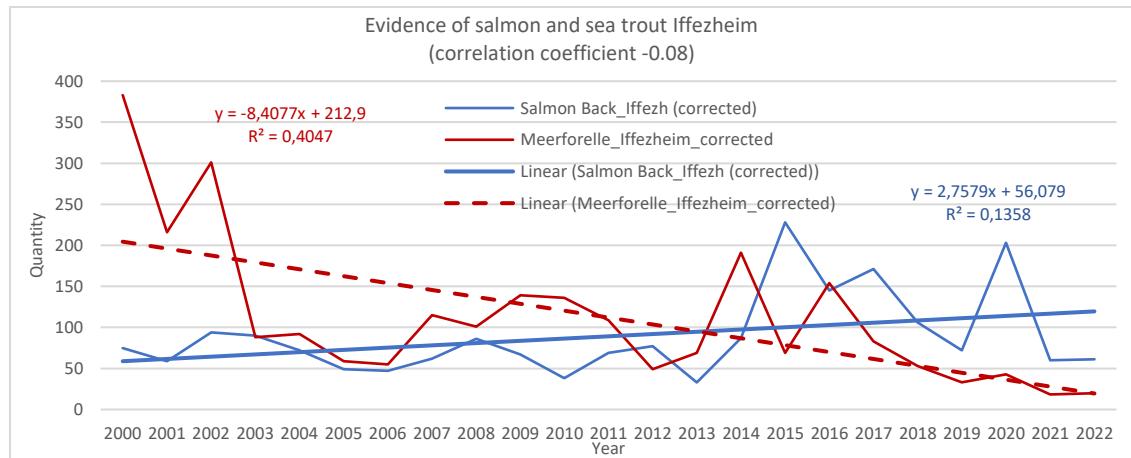


Fig. A29: Detections of salmon and sea trout at the Iffezheim monitoring station between 2000 and 2022.

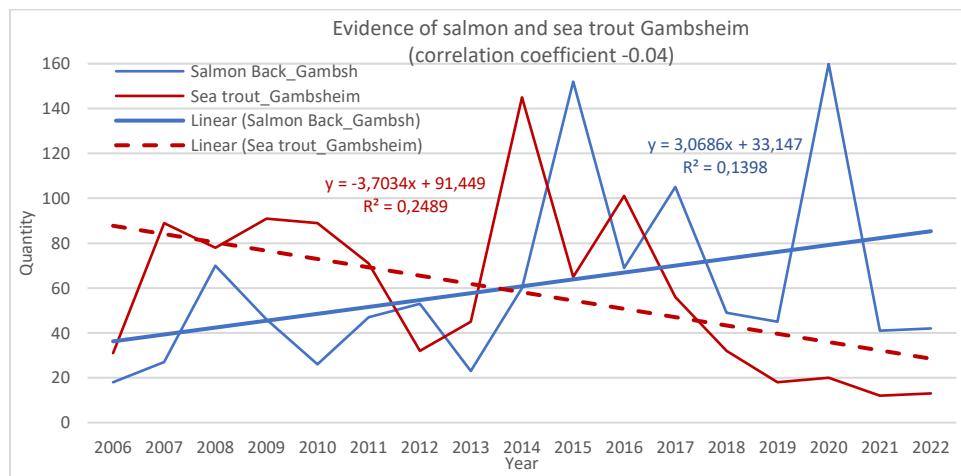


Fig. A30: Detections of salmon and sea trout at the Gamsheim monitoring station between 2006 and 2022.

10.6 Comparison with trends in other rivers and regions

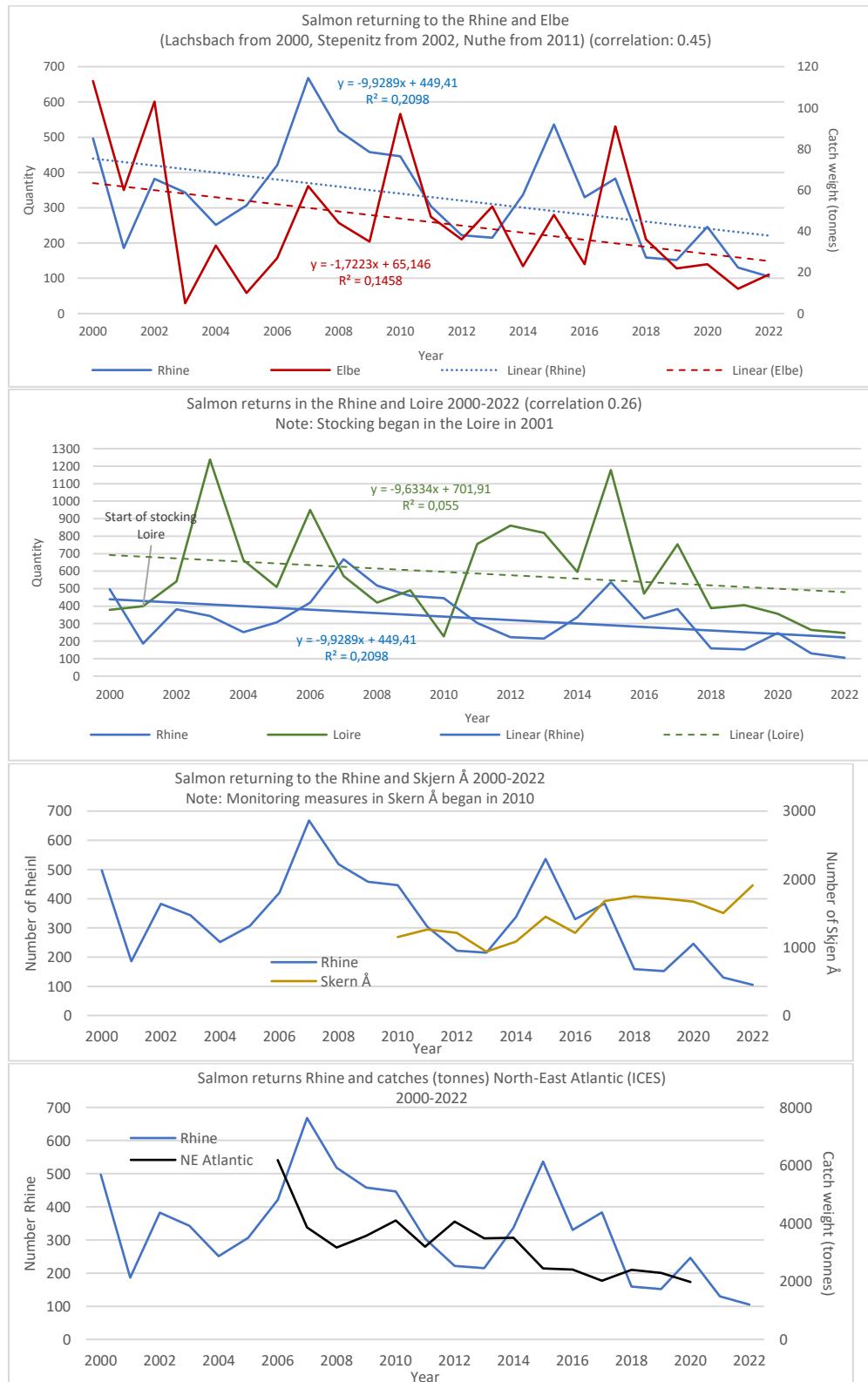


Fig. A31: Catches of salmon in the Rhine and other systems, from top to bottom: Elbe system, Loire (France), Skjern Å (Denmark), catches in the North-East Atlantic (ICES data). With the exception of Skjern Å, all data indicate a clear downward trend after 2017.

Evaluation of the stock development of salmon populations in the Rhine catchment area Arge Salmo 2024

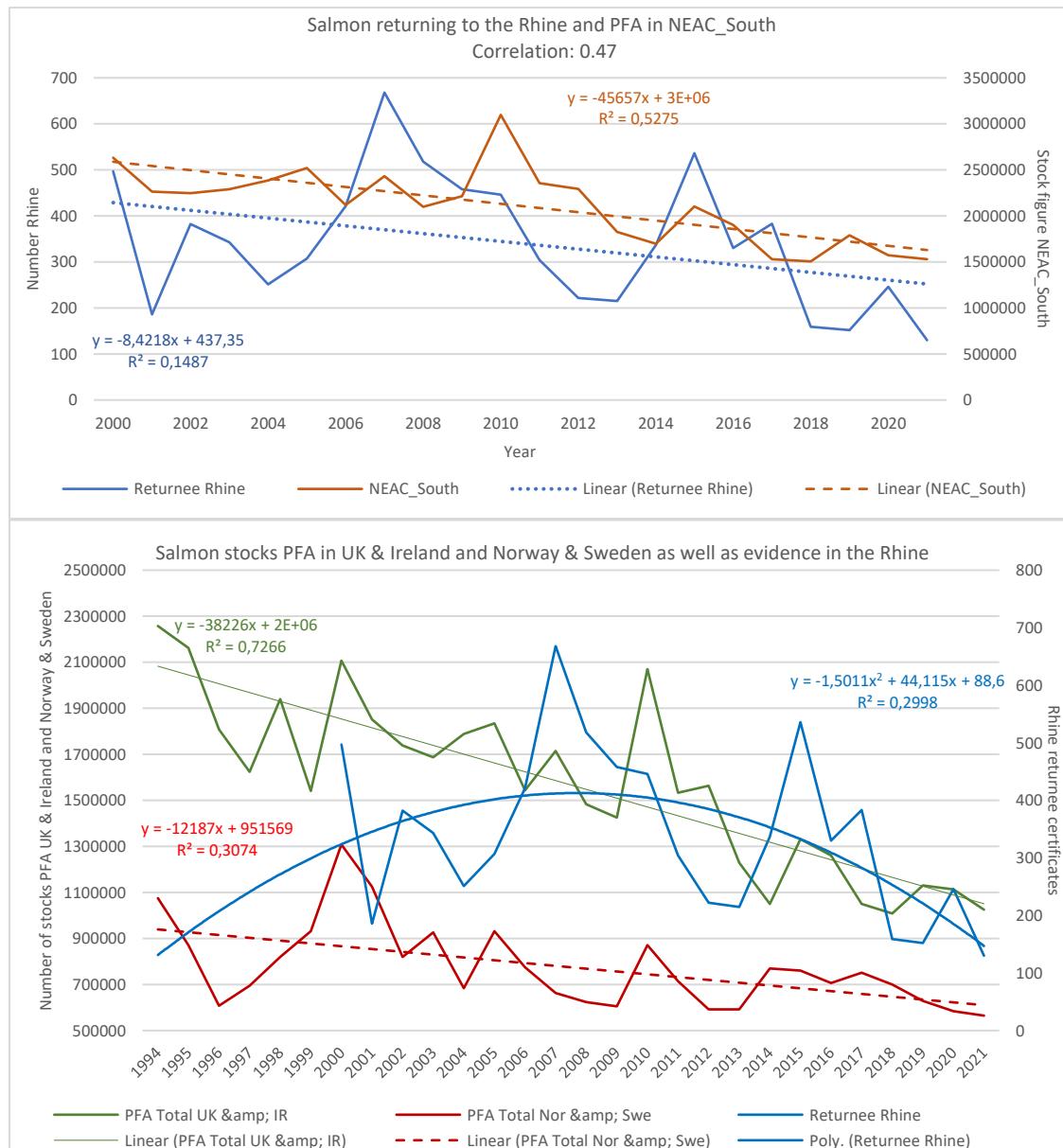


Fig. A32: Salmon detections in the Rhine system; top: Pre-fishery Abundance (PFA) in the NEAC South area (data from 2000); bottom: trends for the Norway & Sweden and UK & Ireland catchment areas (from 1994)

Appendix III - Supplementary multivariate statistics

Table A III 1: Details of the data sets used in the principal component analyses (CA = catchment area)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Spring runoff previous year	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of April and May in the year prior to return (m ³ /s).
Bird predation CA previous year	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the respective previous year: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Bird predation CA 2 years ago	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the year two years ago: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Cormorant Haringvliet previous year	Average number of cormorants observed foraging in the Haringvliet in the year prior to return.
Cormorant Haringvliet 2 years ago	Averaged number of cormorants observed foraging in the Haringvliet two years prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW previous year	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW in the year prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW 2 years ago	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW two years prior to return.
Cormorant RLP previous year	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate in the year prior to return.
Cormorant RLP 2 years ago	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate two years prior to return.
Seals (grey seal and harbour seal)	Unweighted mean of standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) sightings of grey seal and harbour seal in the Wadden Sea (1) and sightings of grey seal and harbour seal in the Rhine delta (2) in the year of return.
Autumn runoff	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of June to November of the return year (m ³ /s).

Table A III 1 (continued)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Autumn runoff Sieg	Average discharge of the river Sieg at the Betzdorf gauge in the months of June to November of the return year (m^3/s).
Catfish	Number of catfish detected in the river Rhine in the year of return (maximum of the control stations Iffezheim and Gamburgsheim). This variable was square root transformed for distributional reasons.
Shipping traffic	Number of large vessels ($> 3,000$ tons) in the Dutch section of the river Rhine in the year of return.
Year	Year of the return migration.
Returnee	<p>Number of salmon detected in the return migration year:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entire river Rhine: all salmon reports in the Rhine catchment area (multiple counts possible) - Iffezheim, Moselle, Sieg: Catches at the control stations - Combination: Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units related to the mean values of the years included in the analysis) salmon detections at the control stations in the year of return.
Catch ratio	Ratio of returnees number (total river Rhine, individual fishing stations or combination) in relation to the returnee forecast calculated from the stocking effort for the section.

a

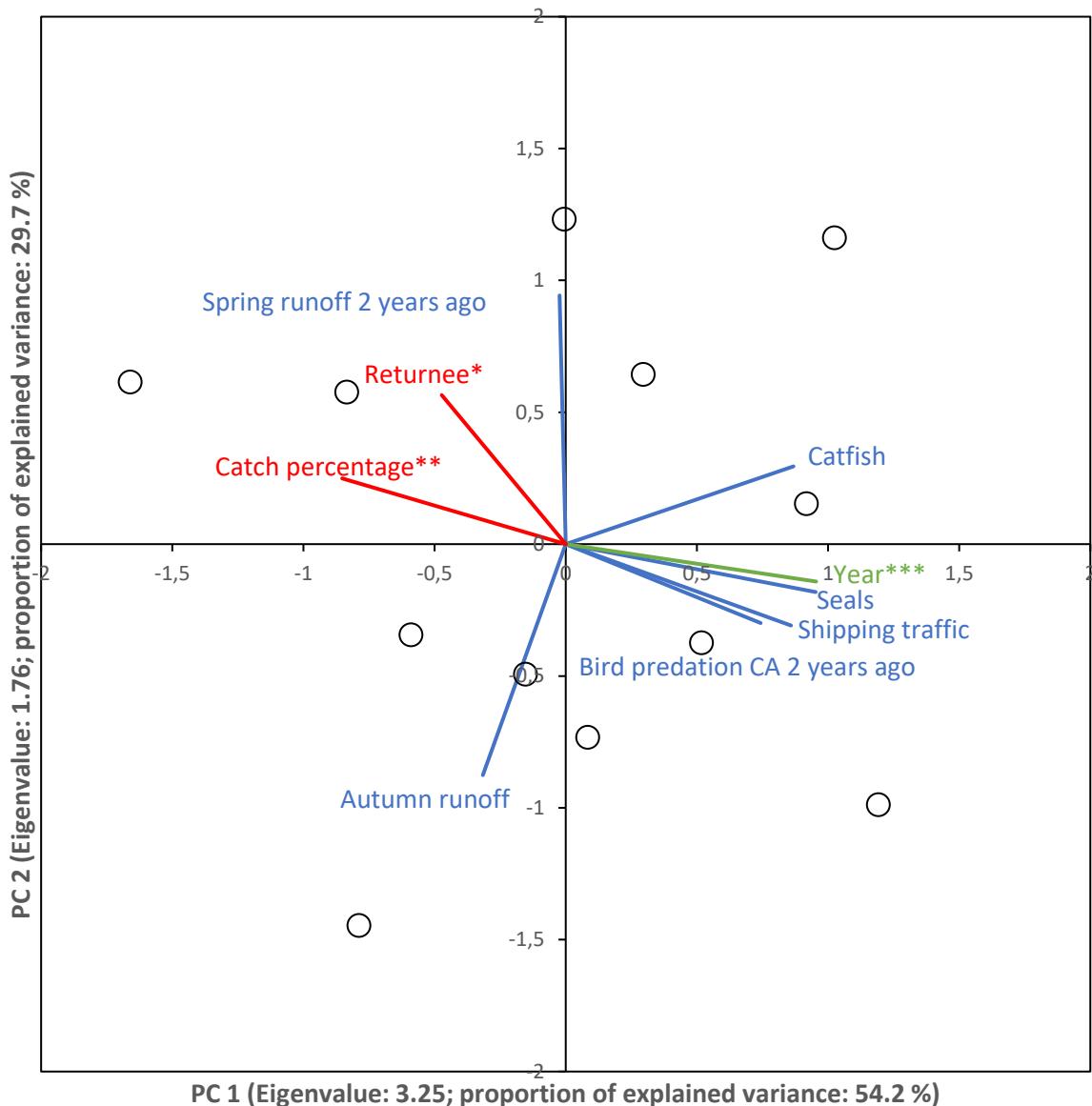


Fig. A III 1: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with bird predation in the entire catchment area (CA) and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

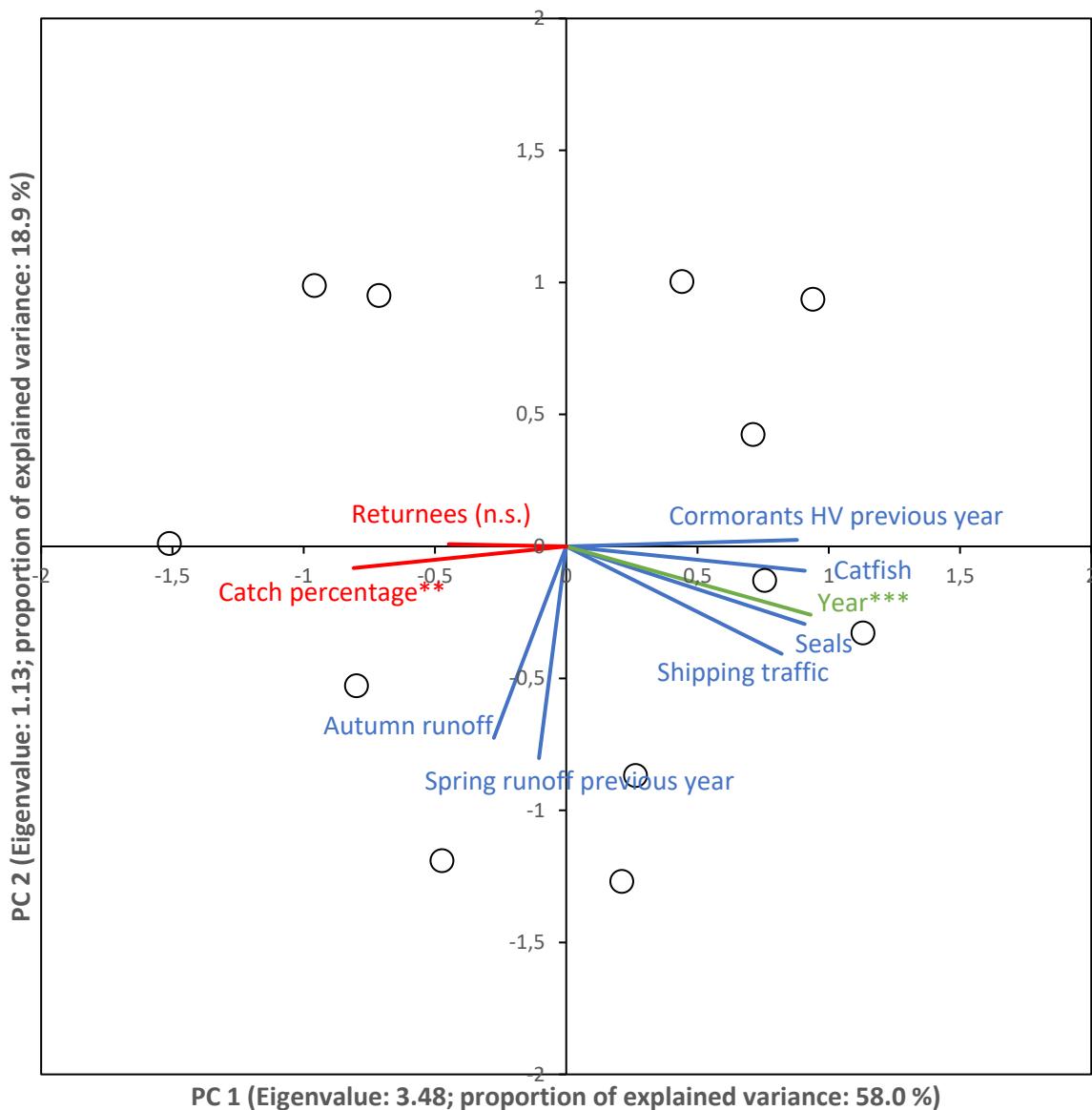


Fig. A III 2: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and one-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

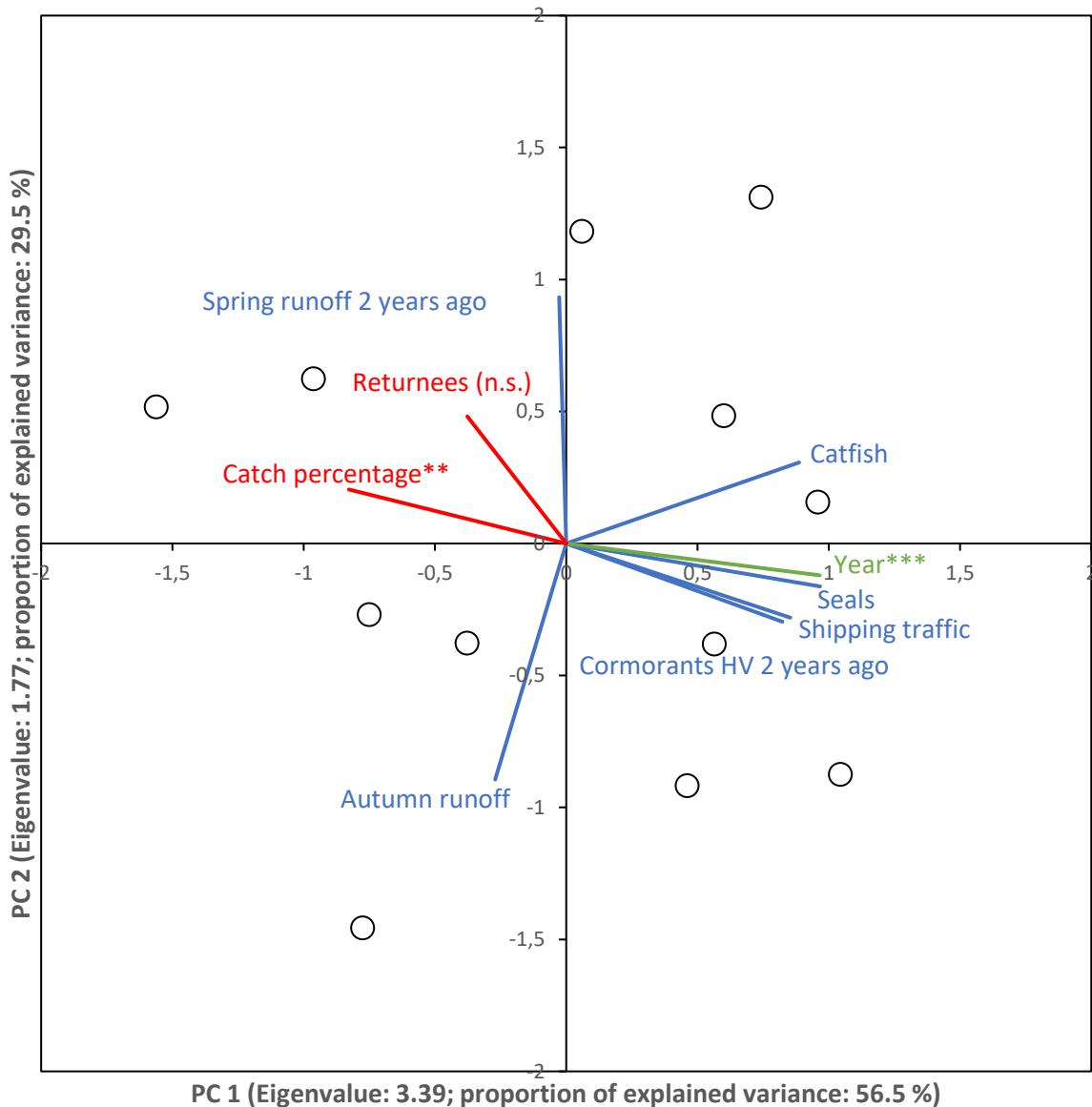


Fig. A III 3: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

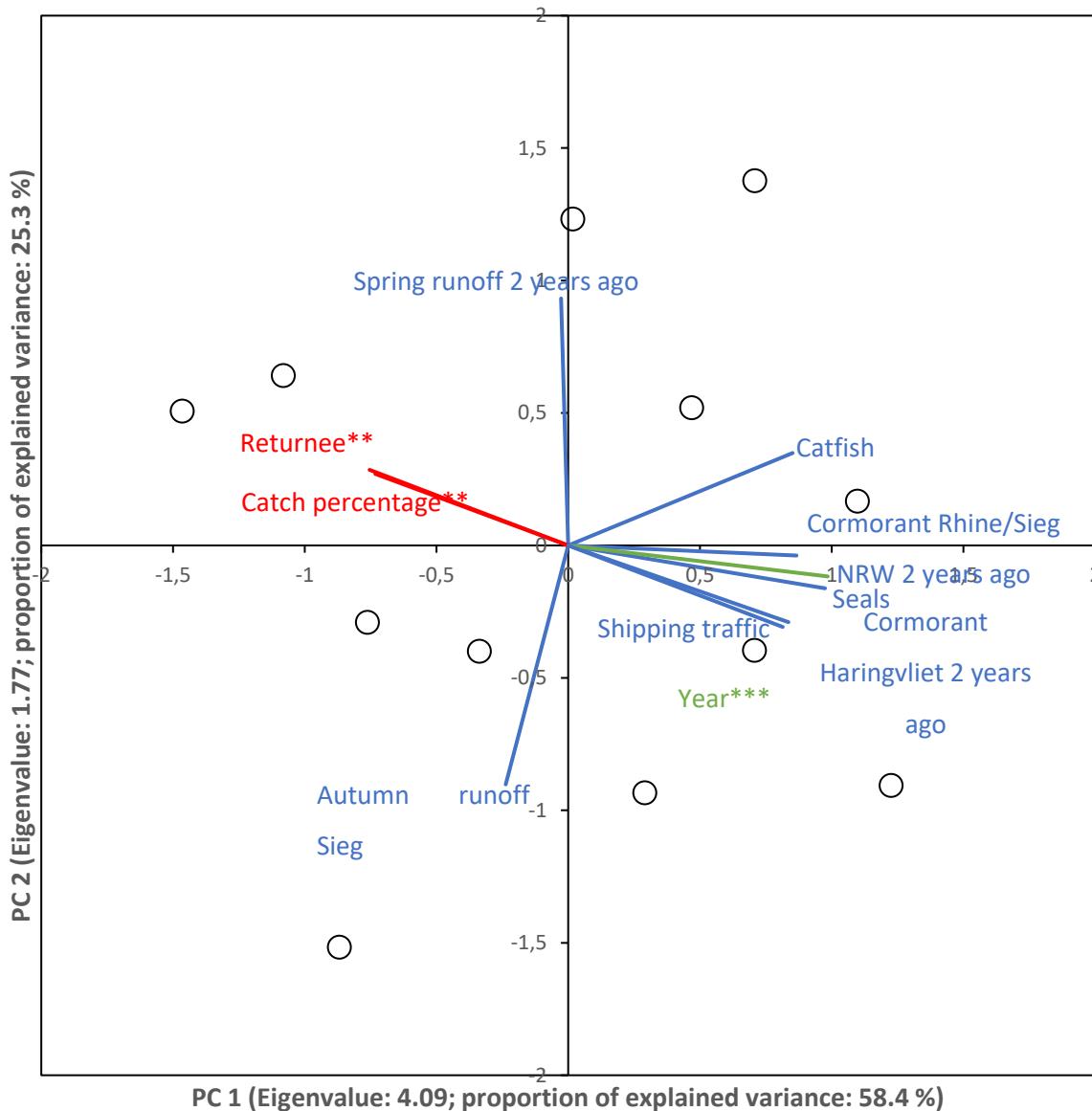


Fig. A III 4: Principal component analysis for the river Sieg control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Sieg as well as and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

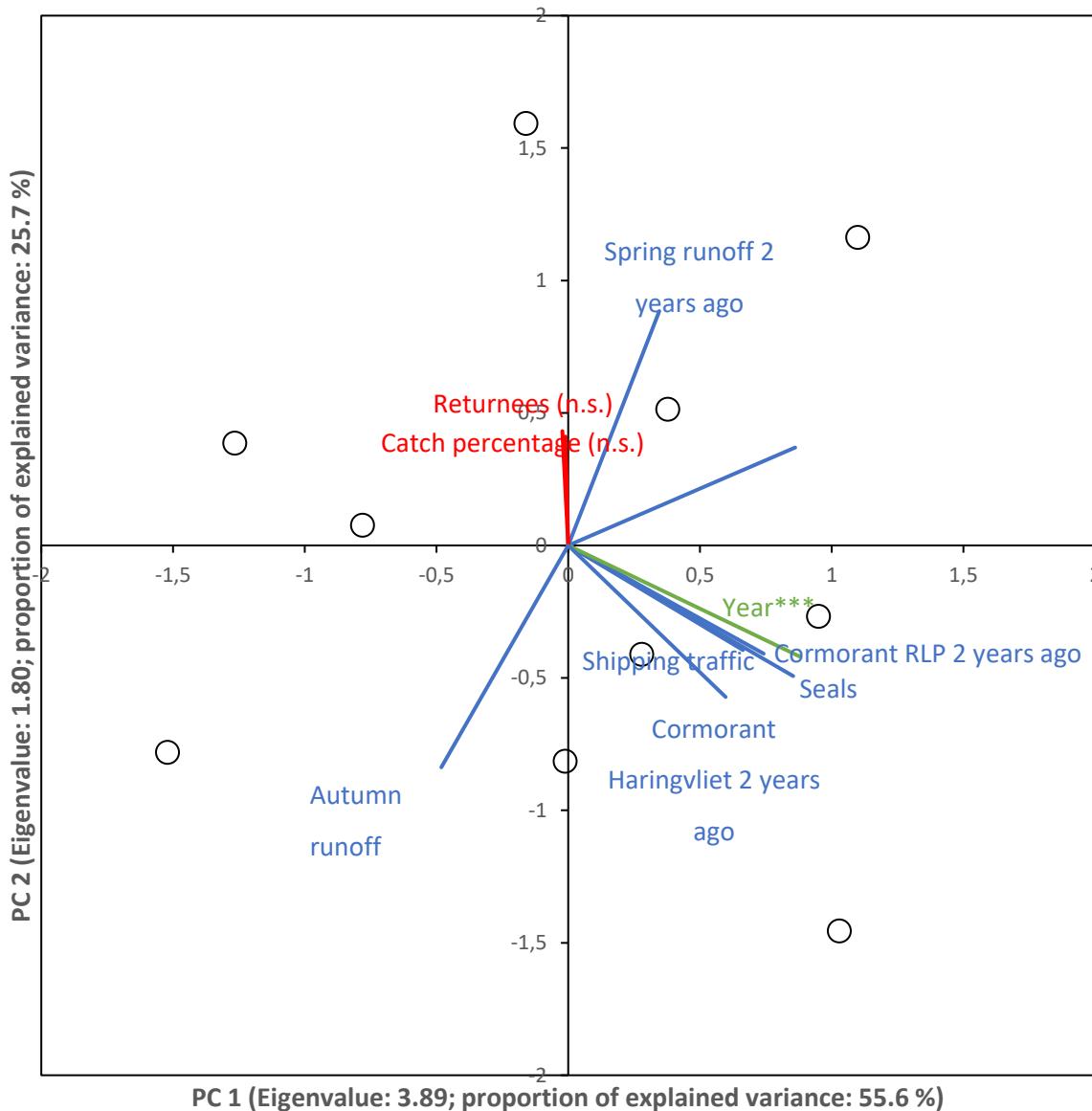


Fig. A III 5: Principal component analysis for the river Moselle control station (salmon returns 2012-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Moselle and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

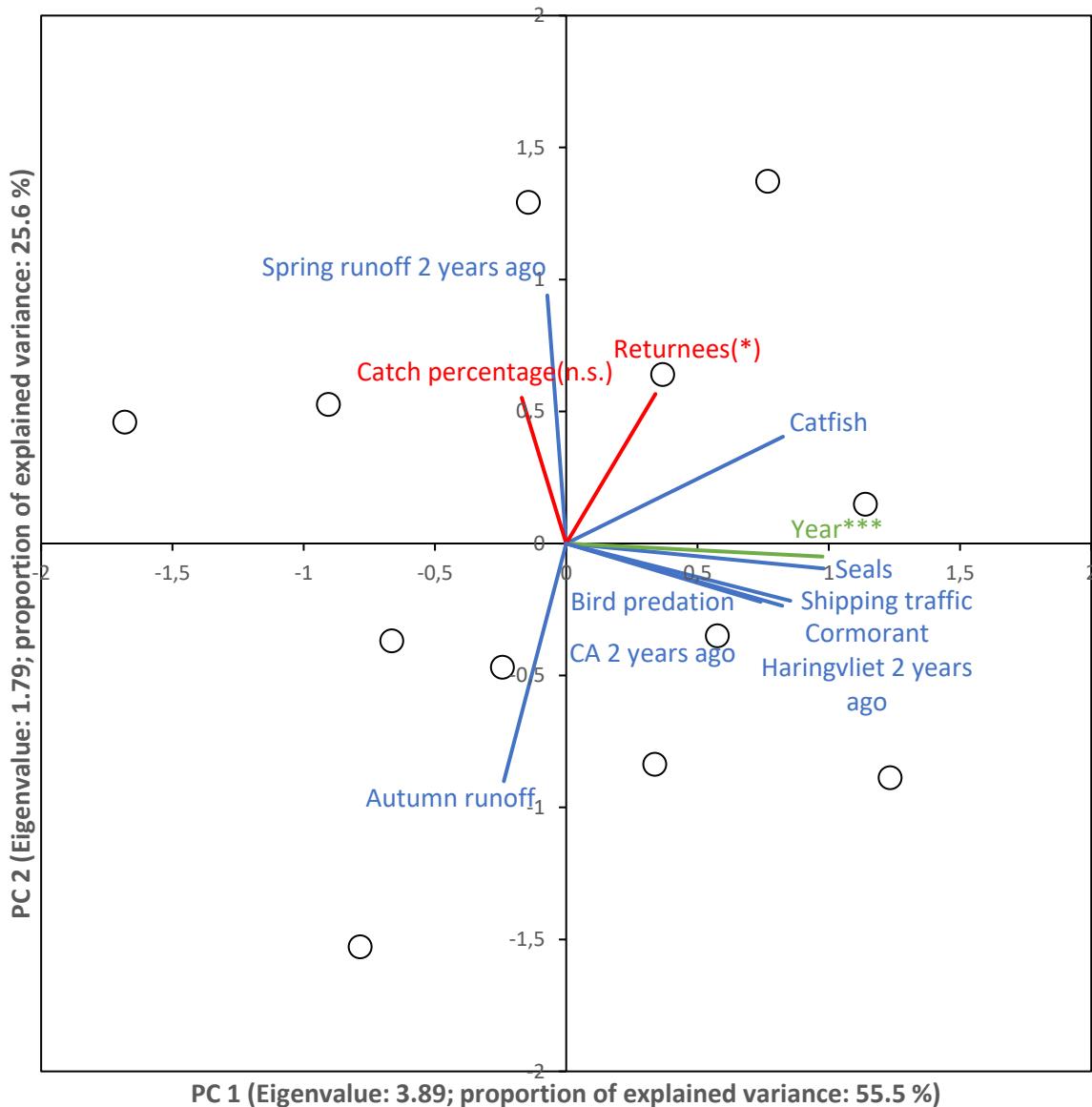


Fig. A III 6: Principal component analysis for the Iffezheim control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and from the entire Rhine catchment as well as two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

ANNEX IV Summary and proposed measures

Summary

The number of salmon returning to the Rhine has been declining sharply since 2014/2015 (decline in return rates and reproduction) despite continued high stocking efforts and extensive natural reproduction in the meantime. Other anadromous species such as sea trout, allis shad and sea lamprey are also affected by the decline. This study aims to clarify which stressors exist for anadromous species (with localisation if possible) and whether their impact has increased over time. Realistic recommendations for measures are to be derived from the results.

The predators cormorant and (locally) goosander were identified as effective biotic stressors in the **nursery waters**; their populations have increased considerably since 2000. Presumably, abiotic stressors such as low discharge and temperature also have a negative effect. However, the effect sizes cannot be categorised on the basis of the available data.

The percentage of salmon smolts returning to the spawning grounds as adults after migration is estimated at 0.5 %-0.6 %, far below the approx. 3 % required to maintain a self-sustaining population. Many individuals disappear during their migration, with the highest percentage of smolts disappearing in the German tributaries (44 %) and in the Dutch Rhine (71 %), while the percentage of adults disappearing is highest in both the Dutch (74 %) and German (78 %) Rhine. As the return rates of salmon show a close positive correlation with the spring discharge in the year of smolt emigration and a positive correlation with the autumn discharge of the spawning waters, it is very likely that survival is dependent on **discharge** and possibly turbidity during migration. This leads to the hypothesis that increased mortality occurs at low flows. Parameters that can explain this are predation (inland) and ship propeller collision.

Between 2000 and 2022, spring discharges in the Rhine and its tributaries decreased on average, which is likely to have increased the effects of biotic stressors (cormorants) and abiotic stressors (in particular shipping traffic, hydropower); due to a lack of corresponding data, the effects cannot be quantified. Low discharges and temperature increases have also affected the conditions for ascent, reproduction and growth in the tributaries.

During **smolt migration**, salmon are demonstrably decimated by cormorants according to several tagging experiments along the entire migration route (including tributaries). Other potential predators of smolts include goosander, asp, pikeperch and (on the coast) harbour seal, grey seal and sea bass (no data). In terms of abiotic factors, the focus is on turbine mortality. Quantification and differentiation of smolt losses in the Rhine and on the coast is currently not possible due to the weak data basis (need for investigation: very high; management measures: urgent).

On the coast, the populations of the predators harbour seal and grey seal, which are relevant for **returnees**, have experienced very strong population increases. Qualitative data (injuries to salmon returnees) indicate predation pressure. International studies show potentially significant negative effects on salmon stocks from predation by harbour and grey seals (smolts and adults). Catfish were identified as another top predator. In the Rhine system (as in the Garonne and the Loire, among others), the catfish population has increased considerably; at the same time, the population of large and very large individuals has increased. Adult catfish (> approx. 150 cm) now even visit fish passes in search of food and, according to documentation at the Iffezheim fish pass, are responsible for a

considerable loss of returning fish. In 2022-2024, 11,1-23,4 % (ϕ 19,8%) of the returning salmon showed clear bite marks from catfish, while more than half of the other salmon had undetermined injuries such as abrasions etc., which they had presumably sustained during escape attempts (collision with parts of the fishway?). Catfish predation was investigated in more detail at the Golfech fishway (Garonne, France) in the period 1993-2016. The predation rate in the fishway was 35% in 2016, with a total of 82% of salmon returning to the river being attacked. In addition to salmon, catfish in the Garonne also specialised on allis shad and sea lamprey, which contributed to dramatic stock losses. No systematic surveys have yet been carried out in the Rhine (need for investigation: very high; management measures: urgent). Among the abiotic stressors, the mortality risk due to propeller collisions is coming into focus. Within the Rhine fleet, the number of large container ships (> 3,000 tonnes) posing a particular risk has increased significantly in recent years. Photo documentation (Rhine) and a comparison with international studies (USA) show lethal collisions in various fish species (including salmon) for the Rhine, which cannot be quantified in more detail and which apparently occur more frequently at low discharges. An unquantifiable number of salmon returnees are also injured by swimming into turbine areas from the tailrace. Systematic studies on this are lacking (need for investigation: high).

In addition to the listed stressor developments in the Rhine system, the decline in salmon stocks is also linked to increased **marine mortality**, which is held responsible for a decline in a large number of salmon populations in the North Atlantic and is the subject of current studies. The marine mortality rate for the Rhine populations is probably between 29-41%. Fishing pressure in the sea has presumably decreased significantly. However, no usable data are available on illegal activities in the sea and on the fishing/poaching factor in the Rhine (including the coast) (need for investigation: high).

Weighting the effects of the identified stressors over the entire life cycle of the salmon is subject to considerable uncertainty due to the current lack of data. The effect of various stressors, for which there is a correlation with the discharge or possible behavioural adaptations of the predators, varies between individual years. Almost all stressors correlate negatively (shipping traffic, cormorant, goosander, catfish, harbour seal, grey seal; climate change and marine mortality) with the declining stock development of salmon in the Rhine. This was also confirmed in the multivariate data analysis. However, the correlation structure of the stressors also showed close positive correlations with each other, and all identified potential stressors increased in the same direction over time. The contribution of the individual stressors to the decline of salmon can therefore not be extracted from this, especially as none of the data sets used directly depicted the effective processes of the stressors. However, proof of an actual causal relationship can only be provided by means of specific and standardised, internationally coordinated studies. Corresponding research proposals are listed in this study. In view of the dramatic population declines, immediate management measures are also recommended despite limited evidence. In addition to comprehensive habitat measures, management of the listed predators and combating illegal fishing, these also include the systematic dismantling of small hydropower plants and transverse structures. Comprehensive measures are also required to increase the resilience of watercourses (incl. reduction of heat input and damming, promotion of shading, renaturalisation).

Using an expert assessment based on literature studies, data analyses and photographic evidence, a *preliminary* ranking of the most effective stressors and their potential development was drawn up.

The stressors "marine mortality" and "low discharges" are followed by the stressors "catfish predation", "continuity", "cormorant predation", "hydropower", "shipping traffic", "habitat degradation", "other predation" and "fisheries (inland and coastal)" as well as other subordinate stressors.

The results of this and other studies indicate that the reintroduction of salmon into the Rhine system can only lead to a self-sustaining population if more ecological restoration and management measures are implemented than in the past. All relevant anthropogenic stressors that have a negative impact on population development must be combated. The respective effect sizes must be determined urgently for prioritisation.

12. Proposals for measures

Preliminary remark

The assessments of the effectiveness and implementation timeframe of measures (in percentages) can only be formulated as a preliminary subjective expert judgement due to the insufficient data available. The spatial priorities can be found in Table 11.

12.1 Thermal pollution and runoff - resilience of water bodies under climate change

Relevance: all life stages

The recent past (1991-2020) and in particular the period after 2010 is characterised by many years of drought compared to the reference period (1981-2010). Water stress is exacerbated in summer and autumn (e.g. BUTH *et al.*, 2015; GROSSER & SCHMALZ, 2023). The published scenarios emphasise the need for regional adaptation strategies.

Measures

1. The identification and protection of thermal refugia is an important management strategy to mitigate the effects of rising water temperatures in salmon rivers. While the long-term effects of these refugia on individual fitness and population productivity remain to be assessed, their benefits for behavioural thermoregulation have been demonstrated in Atlantic salmon of all life stages. It is therefore imperative to identify, protect and, if necessary, restore important thermal refugia in warming salmon rivers (ST-HILARE *et al.* 2023). Such refugia can be groundwater-fed scours, (connected) gravel extraction waters and oxbow lakes (e.g. Lautermuschel in the Southern Palatinate, cf. SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) as well as estuaries of cool tributaries (Rhithral). The accessibility of refugia must also be ensured by means of habitat connectivity (AQUAPLUS, 2021).
2. Shading the tributaries is a key element in reducing the heat load in the spawning and nursery waters and in the sections of watercourse into which they flow (AQUAPLUS, 2021). Shading with suitable tree species (black alder, ash, various willow species) leads to a weakening of the temperature increase and the daily temperature fluctuations. The temperature difference between shaded and unshaded river stretches is stated in various studies to be between 2°C and 6°C (WEIHS *et al.*, 2015; FREIBERGER & WINDISCH, 2020; MENDE & SIEBER, 2022). As climate change in the Rhine catchment area is likely to increase warming and drought in the summer months, which implies a direct impact on the habitat quality of salmon and sea trout, appropriate shading programmes should be launched or intensified in a timely manner (coupled with measures to implement the EU WFD). Further measures include the improvement of structures in the channel, the connection of side waters (connectivity) and the prevention of water abstraction (AQUAPLUS, 2021). It should be emphasised that a reduction in the temperature increase in the tributaries would have a direct impact on the temperature regime of the Rhine and its larger tributaries.
- 3) Another key element in reducing thermal pollution (which is increasing due to climate change) is the identification and mitigation of discharge sources and pathways. These include industrial and municipal discharges as well as cooling water recirculation and rainwater from sealed surfaces (e.g. roads). Other sources of heat input include the numerous backwater areas above transverse structures (with and without hydropower plants). These can only be mitigated by systematically dismantling the transverse structures, focussing on unnecessary or uneconomical structures in the trout and grayling regions (cf. 12.2.3). It is also necessary to examine the extent to which the bank-side boulder embankments and transverse groynes in waterways and in larger, less shaded tributaries

represent a source of input ("immersion heater function") with a high heat storage capacity (heat release even at night) in the case of frequent flushing due to bow waves during ship passages. Here, the removal of bank protection can reduce heat input, especially on insides slopes.

- Assessment of feasibility: high
- Assessment of effectiveness: up to 10% of migrating fish (salmon, sea trout)?
- Estimated implementation timeframe: 5 - 10 years

12.2 Hydropower and continuity

Fish guidance (relevance: smolts)

According to the current state of the art, mechanical barriers (horizontal inclined rakes) in combination with a bypass solution for diverting fish around the turbine are an efficient structural solution for small and medium-sized power plants (e.g. guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). Positive experiences with electrified guide rakes have also been reported in the recent past - an innovation of a hybrid fish protection and fish guidance system presented as "FishProtector" could represent a solution for medium-sized and large hydropower plants in the form of an electric cable rake (see AUFLEGER, 2019; HAUG *et al.*, 2022). It is recommended that the electric cable rake system with salmon smolts be tested at at least two hydropower sites representative of Switzerland (Aare and Rhine). The discharge rate into bypasses can be further increased using dip bars.

It should also be checked whether electrification of the inclined horizontal rake in the guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)

- is technically realisable
- can increase the rate of conduction and rejection (also in salmonids)
- allows larger bar spacing if necessary.

Supplementing the guiding effect with fish protection or fish guidance systems, which act purely as behavioural barriers, should be tested at representative sites.

Large hydropower plants (approx. $> 60 \text{ m}^3 / \text{s}$ flow rate) cannot be raked by fine rakes for technical reasons (stability, cleaning). A timely replacement of the conventional turbines with more "fish-friendly" turbines is recommended here. The following suppliers are available for this purpose: According to the manufacturer, the patented designs of the FishSafe™ RHT from Natel are characterised by particularly thick, forward-facing impeller blades, which make fish protection rakes unnecessary, increase the overall efficiency of the system and are intended to reduce installation costs as well as operating and maintenance costs. According to the manufacturer, the maximum hydraulic efficiency is $> 90\%$ and 98-100%; all species in all life stages survive the passage (see: AMARAL *et al.*, 2020; WATSON *et al.*, 2022, 2023). The company FISHFLOW INNOVATIONS (NL) also already has more "fish-friendly" turbine types, but these are not yet in use (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication).

Fish passes (relevance: returnees)

Recommendation: The construction of fish passes should be consistently pursued wherever it is not possible to dismantle the migration obstacle in the near future. Priority should be given to

- the barrages on the Upper Rhine, possibly including the Grand Canal d'Alsace, if no satisfactory solution is possible at the Vogelgrün site
- the barrages on the Moselle to the confluence with the Sauer

- the weirs in the Aare system (Switzerland)
- the weirs on the Main to the confluence with the Wilde Rodach (Franconia)

For other bodies of water, see "Small hydropower plants" below

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Assessment of effectiveness: up to 95% of migrating salmon, depending on location
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case of cultural weir and hydropower plant Breisach

Eight years ago, the ICPR project group ORS considered it urgent to improve the accessibility of the fish pass at the Breisach power plant, which went into operation in 2007, in the Rhine management plan. Specifically, the issue is that the entrance to the fish ladder is not located at the end of the main currents but hidden in the current shadow of the turbine outlet behind a sheet pile wall. In the immediate vicinity, a drainage ditch fed by pressurised water from the dammed Rhine, which is connected to an old Rhine channel fed by groundwater between the Rhine side channel and the rest of the Rhine, also discharges at high flow velocity. A misrouting can also occur here, as fish willing to ascend may follow this second current and reach the dead end of the pressurised ditch. This means that the migration corridor at the Breisach cultural weir, which is essential for the Old/Rest Rhine and the Swiss project rivers, may not be sufficiently detectable and passable at present.

Recommendation: The Rheinkolleg e.V. suggests opening the sheet pile wall in the course of the next maintenance (BAUMGÄRTEL, written communication), which (also from the point of view of the authors of this study) should be urgently examined and implemented. Whether there is a dead-end effect due to the inflow of the pressurised water trench should be checked. If necessary, remedial measures should be provided.

Small hydropower plants (relevance: smolts and returnees)

The results of the Unkermühle pilot study on smolts in the River Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) impressively demonstrate the limits of technical optimisation on smaller hydropower plants. The hydropower turbine has an output of just 420 kW. This example raises the fundamental question of whether hydropower plants with such negligible significance for energy generation should be maintained in salmon priority waters (salmon reintroduction waters).

The ICPR (2004b) already pointed out the problems of operating hydropower plants in salmon project waters 10 years ago.

"The current number of hydropower plants in the Rhine tributaries poses a real and immediate threat to migratory fish populations. It is absolutely essential to demonstrably limit the overall mortality in these waters to an acceptable level for the individual fish populations.

As long as this acceptable level has not been reached, the following direction is given:

- 1) Reluctance to install additional (small) hydropower plants
- 2) Installation of technical protective equipment and descent aids on the existing hydropower plants
- 3) Inclusion of the decommissioning of particularly harmful hydropower plants."

In its document, the ICPR also calls for a "review of the ecological compatibility of planned or existing hydropower plants, taking into account the entire water system. "All too often, the authorisation of small power plants in smaller watercourses is a matter of individual decisions without consideration of the overall situation in the water system." (from ICPR, 2004b)

Recommendation:

Intact salmon populations are absolutely dependent on barrier-free migration corridors and unimpaired watercourse structures. The construction of fish migration aids (ascent and descent) can *in no way* compensate for the deficits caused by transverse structures in terms of migration corridor and habitat quality (backwater, warming). In the most important salmon reintroduction rivers in

terms of prospects of success, hydropower production should therefore be systematically abandoned in order to sustainably promote migratory fish populations, and migration barriers should be removed as far as possible. These include the rivers Sieg (incl. tributaries in the grayling region), Saynbach, Ahr, Schwarzbach (Main system), tributaries of the Ill (grayling regions) and Kinzig (Baden-Württemberg) (incl. tributaries in the grayling region) as well as watercourses in Switzerland (especially the Birs, where small hydropower plants are being built or renovated).

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on location
- Estimated implementation timeframe: 20-30 years (Schwarzbach, Saynbach: < 5 years)

Swimming into turbines from the tailrace (*Tailrace mortality*) (Relevance: Returnees)

According to FERC (1995), at flow velocities of more than 6.1 m/s, it is not possible for salmon to reach the impeller. This makes effective fish protection for migrating fish necessary at all small and medium-sized facilities (salmon project setting). In this respect, it is particularly important that fish passes are easy to locate. Accordingly, barriers in the tailwater, such as rakes or electric fields (e.g. TRAPS, 2019), fish deterrents or similar, should be used at all power plant sites where the outflow velocity in the suction hose does not exceed 6 m/s in order to prevent migrating fish from swimming into suction hoses and to divert them away from undesirable passage routes or into fish passes. Corresponding technical solutions have been available for three decades. The need for individual proof of the damage potential of individual plants should be dispensed with because the available literature research and repeated individual evidence from the Rhine-Meuse system already provide sufficient knowledge of the problem. This is likely to affect almost all hydropower plants in the Rhine-Meuse system (salmon project setting) with the exception of the large power plants on the Upper Rhine (Iffezheim to Kembs).

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: depending on location, up to 20% of upstream migrants (salmon, sea trout); entire Rhine: < 5%
- Estimated timeframe for implementation: 5 years

12.3 Propeller damage caused by ships

(Relevance: primarily returnees)

Changing the design of the navigation channel can significantly reduce the probability of collision and mortality of migratory fish (SPIERTS, 2016). For example, the water depth in some river sections is very shallow, especially during longer dry periods. Deep pools in waterways are often filled in by the water and shipping authorities. Corresponding improvements are already possible in the short term through modified, ecologically adapted management such as the creation or maintenance of deep pools. In the long term, the fleet should be adapted to the conditions in the Rhine by means of smaller vessels with less draught. Deepening the Rhine would have no advantages because the effect would be lost again through the subsequent use of even larger ships.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: 3 years (fleet: 30 years)

With regard to the development of "fish-friendly propellers", a market-ready development is reportedly available (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS hopes to install a propeller on a ship in 2024, which will then be tested for fish damage in a practical test.

- Assessment of feasibility: currently unknown

12.4 Predators

(Relevance: all stages, primarily smolts and returnees)

Predation is thought to play a key role in the negative population trends of salmon (and presumably other migratory fish). The growing body of documentation on the effects of predation must be urgently taken into account in efforts to restore or improve declining salmon and sea trout populations.

General recommendations

- Removal of obstacles to migration, removal of dams including abandonment of electricity production by small hydropower plants (cf. 13.2) in important salmon waters.
- The smolts migrating via the fish pass at the Märkt/Kembs dotation hydropower plant are not guided directly into the Old Rhine that begins there, but into the so-called "Petit Rhin", which has a still-water area of many hectares and only then flows into the Rhine. In this lake-like widening, there is a risk of significant smolt losses due to predatory fish and piscivorous birds. By changing the direction at the end of the descent facility, which could be done with little effort, the fish arriving there could be led directly into the Old Rhine.
- Assessment of feasibility: high in the medium term
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: Dismantling of hydropower plants: 10 years; "Petit Rhin": 1 year

Recommendation for cormorant and goosander management (relevance: AK 0+ - 2+; smolts)

- Lethal deterrence in salmon nursery waters; assessment of feasibility: high
- Scaring in front of and behind the slit openings in the Haringvliet within a radius of 500 m; assessment of feasibility: high
- Discouragement in dam areas and in front of fish ladders; assessment of feasibility: very high

Recommendation catfish management (relevance: returnees, locally also smolts)

- Keeping fish passes free of catfish (removal); it should be borne in mind that catfish are nocturnal and sometimes only visit fish passes at night. Assessment of feasibility: very high
- Targeted fishing for catfish below hydropower stations (removal): Assessment of feasibility: very high
- Abolish fishing restrictions (Netherlands); assessment of feasibility: very high
- Enforce removal obligation for angling and commercial fishing catches or promote removal through incentives; assessment of feasibility: high

Seal/ grey seal management recommendation (relevance: smolts and returnees)

Lethal deterrence of marine mammals is excluded for reasons of species conservation.

Non-lethal deterrents are technically possible through the use of acoustic deterrents ("seal scarers", pingers) and can be used locally (for example around the Haringvliet bottleneck and in front of the port of Rotterdam). An alternative could be the use of sounds that are optimised to harness autonomous reflexes associated with escape behaviour (e.g. "TAST").

- The high density of predators (both seal species) in the Rhine estuaries is probably a major factor in the decline of migratory fish populations in the Rhine-Meuse system. Protection of migratory fish is most likely to be achieved by localised and targeted (species-specific) deterrence measures. Non-lethal management tools such as acoustic devices have varying degrees of success and often pose a risk to the protection of other species due to noise pollution and habitat degradation. The applicability of deterrence methods as a conservation tool will therefore depend on their ability to reduce long-term damage to the target species population without adversely affecting the remaining fauna. As the topic is complex in terms of both nature conservation and technology, it is recommended that the possible use of acoustic deterrent devices at the mouths of the Rhine estuaries be examined in a timely and interdisciplinary manner (e.g. as part of an expert group).
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon)
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years
- Assessment of feasibility: high

12.5 Fisheries

(Relevance: primarily returnees)

There is no reliable data available on the impact of fishing on migratory fish populations. According to the documented salmon with characteristic net injuries and the study results in VAN RIJSSEL *et al.* (2019), the problem of accidental and/or tolerated bycatch still exists (see also photo documentation of the Iffezheim returnees in the appendix I).

Recommendations

- Intensive controls of coastal fishing catches
- Abandonment of fishing off the Haringvliet
- Designation of protected areas below transverse structures, power plants, upstream of fish ladders (500 m) (exception: controlled catfish management)
- In addition to the obligation to set back catches of salmon, sea trout and allis shad, an obligation to report catches and bycatch in (semi)professional fisheries should be introduced (entire Rhine). This would allow "hotspots" to be identified and, if necessary, the establishment of further closed areas to be derived.
- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 10 % of upstream migrants (salmon, sea trout)
- Estimated timeframe for implementation: 2 years

12.6 Habitat measures

(Relevance: spawning and growth phase)

The restoration of former spawning grounds for migratory fish is a particularly effective and powerful component in the reintroduction process, as the Danish experience with the reintroduction of salmon shows (see chapter 4.5). High reproduction rates are able to mitigate the negative effects of various stressors.

Recommendations: Swift and consistent implementation of the EU Water Framework Directive, dismantling of weirs in reproduction streams (see above: "Small hydropower plants") and restoration of near-natural rivers.

- Assessment of feasibility: high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of upstream migrants (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on the type of water body
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case Restrhrine/Old Rhine

To promote the reproduction of salmon and other gravel spawners, every opportunity should be utilised to make bedload available in the Old Rhine. The preservation of structures - such as the existing "NATO ramps" - which promote the formation of gravel banks and inhibit their erosion during flood events is also important in this context.

On German territory, the "Restrhrine" is a federal waterway along its entire length. However, upstream of the approx. 5 km long storage area of the Breisach cultural weir (and thus 90% of its length), it is only navigable for canoes in the long term due to its structure and water flow. It would therefore make sense to deauthorise the federal waterway in order to better facilitate water upgrading measures. Within the remit of the German Federal Waterways and Shipping Administration, no ecological upgrading measures are known to have been carried out to date. Discharge: From November to March, 52 m³/s are currently discharged into the Old Rhine/Restrhrine at the Markt weir and the hydropower plant located there, 54 - 80 m³/s from April to May and September to October and 95 - 150 m³/s from June to August. In the future, the allocation of the Old Rhine/Restrhrine should be significantly increased and ecological redynamisation should be driven forward quickly¹. This would significantly optimise the findability and attractiveness of this migration corridor for smolts and migrants of various species as well as the spawning habitat available for gravel spawners.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of migratory fish (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on an increase in the Old Rhine
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years

12.7 Proposals for a standardised, transnational performance review

The data analyses on which this study is based show considerable deficits in terms of data quality and the quantitative losses of migratory fish and the stressors responsible for the losses. However, a comprehensive, standardised and verified data situation is an essential basis for the successful management of stressors.

A comprehensive monitoring programme should be developed together with experts in order to record the causes of loss, which have so far only been recorded qualitatively and/or semi-quantitatively, more precisely in terms of quantity, time and space. The focus here should be on investigations into actual smolt production in representative nursery waters (including natural reproduction), the success of smolt descents, returnees and the influence of predators. Closer monitoring will be used to determine the loss rates between the theoretically expected number of salmon in comparison to the number of individuals between the delta and the most important

¹ cf. Alonso; ICPR workshop "Masterplan Migratory Fish Rhine", 27/28 April 2010 in Freiburg

sections of the Rhine and tributaries. Knowing the loss rate according to geographical segments and potential causes of endangerment makes it possible to compile groups of factors using an iterative approach and to prioritise them according to their relative value. Methodological standardisation is strongly recommended, e.g. the use of tracking techniques. In the Netherlands, acoustic telemetry is already being used successfully and an extensive infrastructure already exists (particularly around the Haringvliet). Such a network will also be set up in Switzerland in the Rhine and Aare rivers over the next few years (EAWAG project in collaboration with the FOEN). The use of acoustic telemetry is therefore generally recommended. The method requires a comprehensive network of detection facilities along the main migration routes and at transverse structures and the corresponding use of identical technology. The use of transponders can be envisaged for selected issues (e.g. migration). Transponders can be used to mark larger groups at a lower cost. Data exchange could be coordinated by the ICPR. It would probably take 3-5 years to implement such a transnational monitoring programme.

Stocking effort (smolt equivalents)

The theoretically expected number of salmon from stocking was determined in this study on the basis of the stocked smolt equivalents. During the evaluation, it became clear that the allocation of the various smolt equivalents according to stocking stages is handled inconsistently by the various processors. The smolt equivalents to be allocated should be fundamentally harmonised once again within the ICPR project participants. To this end, the values used to date should be verified by at least five studies on survival rates of different stocking stages on representative stretches (e.g. Aare system, Old Rhine, Kinzig (Baden-Württemberg), Ahr and Sieg system) (including long-term measurements with temperature loggers). Furthermore, future data should be entered in a standardised Excel table in such a way that links are possible. A corresponding draft is currently being prepared by ARGE Salmo.

Survival rates of smolts

Initial results on smolt mortality are already available (various transponder studies), but these should be expanded. In particular, it is necessary to differentiate mortality by the various influencing factors (including spatial allocation). This data should also be collected using acoustic telemetry and transponder markings at selected locations.

Return monitoring

The annual salmon returns in the Rhine delta have so far been recorded as CPUE using fish traps. In order to estimate the actual numbers of returnees in the Rhine delta, a comprehensive monitoring programme should be set up that includes how many salmon returnees (compared to the "expected returnees") actually arrive in the delta (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) and whether the numbers of returnees are related to the duration of the opening of the Haringvliet and the respective discharge distributions. Monitoring should be continued at the various control stations (Iffezheim, Gamsheim and others in the Upper Rhine; Moselle-Koblenz, KFS Sieg, III) and expanded to include at least monitoring stations on the Ahr, Main (Kostheim hydropower plant) and Kembs/Märkt. The returnee forecasts calculated on the basis of the stocked smolt equivalents in comparison with the detection numbers of returnees (see Fig. 2; 13) suggest a comparable temporal development and comparable proportions with regard to the catch proportions compared to the forecast for the Iffezheim and Gamsheim monitoring stations (subject to the time gaps in the Iffezheim monitoring). In the period 2006 to 2020, an average of 30.8% of the *expected* returnees were documented in Iffezheim and 30.3% in Gamsheim; in 2011 and 2012, the values in Gamsheim were even higher than in

Iffezheim. The approximate agreement suggests that no significant losses occurred between Iffezheim and Gamsheim until 2020 (e.g. due to poor condition of the returnees, shipping traffic, predation by catfish, poaching). In Gamsheim, the number of returnees was recorded with a high degree of consistency, as would be expected after the deduction of upstream migrants in the Ill and Rensch rivers. This can also be interpreted as an indication that the Gamsheim fish pass is easy to locate and pass and that smolt mortality at the Iffezheim passage is rather low. However, this assessment must be regarded as provisional due to the limited monitoring over several years and the construction measures in Iffezheim, the still pending evaluation of the video recordings from Iffezheim (2021 - 2023) and the ultimately (still) short time series. However, the data expressly speak in favour of the importance of efficient fishway monitoring at these and other locations in the Upper Rhine (acoustic telemetry). At monitoring stations, the use of AI identification systems to evaluate videos is recommended and should be prioritised in an expert commission. The expansion of the network of monitoring stations should also be prioritised.

Predators

The influence of catfish, harbour seal/ grey seal and other predators should be investigated using so-called predation tags (acoustic telemetry) on the Haringvliet and at barrages in Germany and France. The methodology also allows predation to be monitored independently of existing barrages/dams/hydropower plants and the risk posed by shipping traffic.

Exchange of information and cooperation

It is necessary to improve the exchange of information on injuries. For example, despite repeated requests and intervention by the ICPR, France did not provide any photographic evidence and/or interpretations of the condition of the returnees from Gamsheim for this study. However, these would have been important - even if they are not representative - for following up the fate of the individuals documented in Iffezheim (2022, 2023) (see Appendix I). The following questions could *not* be answered due to a lack of photographs:

- ⇒ How many of the uninjured, moderately injured and severely injured salmon reach Gamsheim?
- ⇒ Do salmon documented in Iffezheim sustain (further) injuries on their way to Gamsheim?
- ⇒ How do the injuries documented in Iffezheim develop until they are recorded in Gamsheim (in particular abrasions and infections of the skin and fins)?
- ⇒ Are there any indications of a strain on the time budget due to injuries?

Implementation mandatory reporting of migratory fish catches

In the entire Rhine catchment, migratory fish catches should be subject to mandatory reporting. Reports should be submitted to the responsible fisheries authorities, which enter the data into a database to be created.

Functional checks on the detectability and passability of fish passes

It is common practice in many regions to classify water bodies or sections of water bodies as passable after the installation of fish passes without further functional checks. This is justifiable for watercourse-wide ramps at locations without further utilisation (e.g. diversion for hydropower plants). However, transverse structures on large rivers (Rhine, Main, Moselle, Neckar, etc.) with lateral fish passes still represent a barrier in principle due to the inevitably limited detectability of the entry to the fish pass, which is only overcome by some of the returning fish. The lower the flow rate of the fish pass compared to the proportion in the main stream, the more limited the detectability. In the majority of small and medium-sized diversion power plants known to the authors, a barrier effect is caused by an insufficient minimum water flow in the main channel for adult salmon (physical barrier effect), which is further exacerbated by dead-end effects at the point of reflow of the turbinated water (behavioural barrier "misleading guide flow" into the underwater ditch) (see also Chapter 13.2 "Swimming into turbines from the tailrace").

In all the cases mentioned, even a few transverse structures can preclude the sustainable reintroduction of salmon due to cumulative effects. It is therefore urgently recommended to check the *actual continuity* of existing fishways by means of functional checks. (The need to dismantle small hydropower plants has already been discussed in section 13.2 ("Small hydropower plants"). The updated status of river continuity should be entered into a database to be created.

Genetic monitoring The joint genetic monitoring is producing interesting results for management. Although the study has not yet been finalised, it appears that the genetic quality of the stocked fish has an impact on the survival of the smolts. The stocking age also appears to have an effect on the survival of the salmon, depending on the water body. NASCO also suggests that domestication effects should be minimised during reintroductions. Finally, genetic monitoring provides initial indications of the exact origin of the returning salmon (stocking waters, stocking age, strain, etc.). For this reason, this monitoring should be continued in a targeted manner and where necessary. The salmon parent gene banks and the stocking fish batches should be further analysed for their genetic suitability. The number of returnees in the Rhine that can be used as parents is currently still very low. It will therefore also be essential in the coming years to breed parent animals. Domestication effects should be avoided as far as possible. The establishment of fertilisation of eggs with cryopreserved sperm from wild males should therefore be pursued further and, if successful, introduced across the board (a trial is currently underway in Switzerland), which could significantly reduce the effects of domestication. Accompanying genetic analyses are essential for quality assurance.

ANNEX V Methods

2. Methods

2.1 Calculation of smolt equivalents (standardised stocking effort)

A conversion method (agreed within the ICPR) can be used to quantify the stocking effort as so-called smolt equivalents from the previous stocking measures. The conversion is intended to standardise the stocking measures with different life stages (from the egg to the smolt ready to migrate), which also have different survival rates in the field according to their developmental stages and size. A smolt equivalent stands for a salmon that has already grown up in the field in the first growth period (from the first autumn at the latest) and is at the beginning of its migration. It can be assumed that these fish have been exposed to natural selection processes, have a high degree of imprinting on their home waters and have sufficient experience in the wild (e.g. predator experience) and fitness. The stocked smolts produced in aquacultures are less well imprinted on their home waters and are inexperienced in the wild ("naive") and therefore have a lower return rate (approx. 25% compared to the salmon stocked as age class 0+ until the first autumn; result of long-term tagging experiments on the Sieg and Wupper-Dünn rivers in NRW; literature references) and receive a correspondingly lower smolt equivalent (4 stocked smolts = 1 smolt equivalent). The extent to which *qualitative* differences in stocking smolts influence the return rates is still unclear. Table A1 summarises the definitions and conversion values.

Table A1: Conversion of salmon stocks into smolt equivalents (Old Rhine/Restrhine France special case)

Definition of					Smoltequivalents		Emigration time as smolts (%)		
Stage	Stage (english)	Stade (français)	Biomass	Stocking time	F Vieux Rhin	D, F, Ch	same year	+ 1 year	+ 2 years
Ova green	Green eggs	Œuf embryonné		<Mr		75,0	0	50	50
Ova eyed	Eggs (eye point)	Œuf œillé		<Mr		60,0	0	50	50
Alvin	Yolk sac larva	Alevin vésicule non résorbée		<Mr		100,0	0	50	50
unfed fry	Broodling unfed	Alevin vésicule résorbée	0,15-0,25 g	Mr/Apr	12,8	40,0	0	50	50
fed fry 2-6 weeks	Broodling briefly fed	Alevin nourri	<0,5 g	Apr/My		20,0	0	50	50
Parr summer	Parr Summer	Tacon d'été	0,5-1,2 g	Jun/Jul		6,0	0	50	50
Parr autumn	Parr autumn	Tacon d'automne	8-15 g	Sep/Oct		5,0	0	50	50
Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Mélange tacon 1+ & smolt 1+	<25 g	Mr/Apr		5,0	50	50	0
Parr 1+	Parr 1+	Tacon 1+	<20 g	Mr/Apr/My		5,0	0	100	0
Smolt 1+	Smolt 1+	Présmolt 1+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0
Smolt >1+	Smolt >1+	Smolt 2+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0

2.2 Data analysis and presentation

Allocation of sea-winter proportion by total length

The measured returnees are categorised by total length, with length classes being derived from the longest possible data series. The data from the Iffezheim and KFS Sieg control stations, which have been in operation since 2000, are used for this purpose (Table A2 & A3). At the Sieg, different length classes are formed for female and male, as the data differentiated by sex (partly verified by scale analyses) show that males grow better over the same period than females, which are more energetically burdened for the production of their sexual products. On average, females therefore spend longer in the sea than males, most of which return as grilse (1 SW) (Fig. A1).

Table A2: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters on the **Sieg** according to the categorisation in Fig. 1 (representative for K2 & K3 Middle Rhine and Lower Rhine: NRW, Rhineland-Palatinate North, Hesse) (Data: LANUV NRW)

Year	1 SW	2 SW	3 SW	4 SW	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	158	48	6	1	213	74	23	3
2001	36	16	10	4	66	55	24	21
2002	160	17	10	1	188	85	9	6
2003	61	18	15	2	96	64	19	18
2004	40	17	20	3	80	50	21	29
2005	126	26	13	5	170	74	15	11
2006	127	22	22	4	175	73	13	15
2007	196	100	101	12	409	48	24	28
2008	82	124	84	4	294	28	42	30
2009	135	27	27	7	196	69	14	17
2010	141	78	50	5	274	51	28	20
2011	34	36	38	6	114	30	32	39
2012	37	34	19	9	99	37	34	28
2013	79	10	6	3	98	81	10	9
2014	100	28	27	4	159	63	18	19
2015	92	60	39	5	196	47	31	22
2016	60	13	17	4	94	64	14	22
2017	72	23	29	3	127	57	18	25
2018	3		5		8	38	0	63
2019	27	8	8	4	47	57	17	26
2020	8	7	7	1	23	35	30	35
2021	23	2	11	1	37	62	5	32
2022	16	2	5		23	70	9	22

Table 2b shows the allocation of the measured returnees to sea-winters in Iffezheim.

Tab. A3: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters in **Iffezheim** (representative for the K1 Upper Rhine and High Rhine: Switzerland, France, Baden-Württemberg, southern Rhineland-Palatinate; data: ASR)

Year	1 SW (≤ 72 cm)	2 SW (73 - 87 cm)	3 SW (≥ 88 cm)	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	70	4	1	75	93	5	1
2001	24	29	6	59	41	49	10
2002	75	18	1	94	80	19	1
2003	41	42	7	90	46	47	8
2004	26	30	16	72	36	42	22
2005	15	19	15	49	31	39	31
2006	13	31	3	47	28	66	6
2007	10	46	4	60	17	77	7
2008	19	56	14	89	21	63	16
2009	16	21	16	53	30	40	30
2010	2	8	8	18	11	44	44
2011	2	36	15	53	4	68	28
2012	2	8	13	23	9	35	57
2013		2	2	4	0	50	50
2014	17	55	16	88	19	63	18
2015	48	135	63	246	20	55	26
2016	11	59	78	148	7	40	53
2017	40	91	23	154	26	59	15
2018	7	64	22	93	8	69	24
2019	13	30	20	63	21	48	32
2020	112	67	18	197	57	34	9

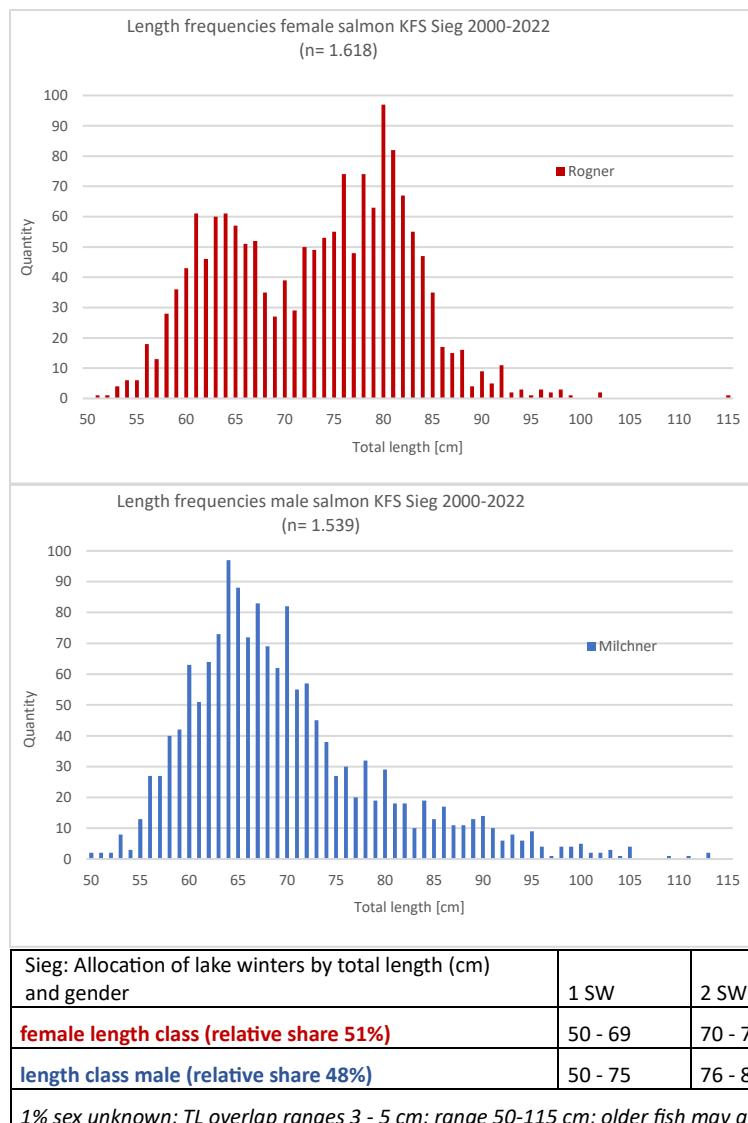


Fig. A1: Salmon - length frequencies of female (top) and male (bottom) at the KFS Sieg (NRW) and allocation of sea-winters for females and males (data: LANUV) (see Table 2)

Distribution of stocked salmon (smolt equivalent) by sea-winter proportions

With the change of donor origins from mixed strains with predominantly high proportions of grilse (1 SW) to origins with high multi-sea-winter proportions, namely Loire-Allier in coordination unit K1 (Upper Rhine) and Ätran in coordination units K2 & K3 (Middle/Lower Rhine) in the years 2003 to 2004, the sea-winter proportions changed accordingly (Tab. A2 & A3). This also shifts the return years over which a smolt year class is distributed in the following years. Before 2007, on average 51% of the smolts in K1 returned as grilse in the following year (mean values 2000 - 2006, Iffezheim data), in K2 and K3 it was 68% (mean values KFS Sieg). After the change of donor stock, the proportion of grilse in K1 was only 18% (multi-sea-winter proportion 82%), in K2 and K3 52% (multi-sea-winter proportion 47%). Table A4 summarises the calculated proportions for the two periods mentioned; it should be noted that the proportions fluctuate considerably between years and that these are mean values from relatively short time series. The sea-winter proportions form the basis for the following calculations of how a smolt year class is proportionally distributed among the returnee years (see Table A6) and how high the number of "expected returnees" is in a year. The return rate is set at 1% from smolt out-migration as a working basis for a standardised analysis in all years and observation areas.

Table A4: Proportion of sea-winter returnees in the coordination units

Sea-winter shares (%)	K1 Upper Rhine (according to data from Iffezheim; ASR)		K2 & K3 Middle/Lower Rhine (according to data from KFS Sieg; LANUV)	
Period	2000-2006	from 2007	2000-2006	from 2007
1 SW	51	18	68	52
2 SW	38	53	18	20
3 SW (+)	11	29	15	27

Assessment of natural reproduction

Annually the ICPR asks the project participants for their assessment of natural reproduction. The data are expert judgements based on quantitative, semi-quantitative and qualitative surveys. For each water body, 0 (no evidence) to 4 (high density) points could be awarded. The wild salmon densities listed (chapter 3.3) are therefore dependent on the number of water bodies assessed, their accessibility, the scope of sampling and the expert judgement on local wild salmon densities. Although the data do not permit statistical analysis, they do serve to check the plausibility of the assessment of the overall trend, particularly in comparison with the returnee statistics (see also chapter 2.3).

2.3 Calculation of expected salmon returnees

In order to be able to estimate the number of returnees with regard to the underlying stocking effort, the expected number of returnees is calculated from the stocked smolt equivalents. A return rate of 1% of migrating smolts is used as a working basis. As the smolts from natural reproduction could not be quantified due to a lack of data, these "wild smolts" are not taken into account in the analysis. The tool (basis: Excel) for calculating the smolt equivalents and the associated annual returnee forecast for the following years is shown in Table A5, Fig. A2 shows an example of a graphical representation of "Evidence of returnees" versus "Expected returnees". The further these two values deviate from each other, the more the returnee rate deviates from 1%. If the number of returnees (detections) decreases compared to the returnee forecast according to the stocking effort, the returnee rate decreases accordingly (and vice versa). The development is illustrated graphically as "Proportion of returns compared to the forecast" (in percent).

Table A5a: Input table for stocking numbers

Year	Eggs	AK 0+				AK 1+			Σ
		fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring	
2024									0

Tab. A5b: Continuation Tab. A5a: Output conversion to smolt equivalents (automated)

Eggs	AK 0+					AK 1+			Σ
	fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs 5-12 cm Summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring		
Eyed ova									
Σ/60	Σ/20	Σ/6	Σ/5	Σ/20	Σ/5	Σ/5	Σ/4	0	

Tab. A5c: Continuation Tab. A5b: Calculation of the expected number of returnees (automated)

The forecast shown as an example is set to a return rate of 1% (from the smolt stage) and differentiated according to sea-winter proportions (can be adjusted if necessary).

Smolts AK 1	Smolts AK 2	Σ Smolts	Wild- Smolts AK 1	Wild- Smolts AK 2	Σ Smolts Wild	Σ Smolts total	1 SW (until 2006: 0.68%; from 2007: 0.52%)	2 SW (until 2006: 0.18%; from 2007: 0.20%)	3 SW until 2006 0.15% from 2007 0.27%)	Σ Forecast number of returnees

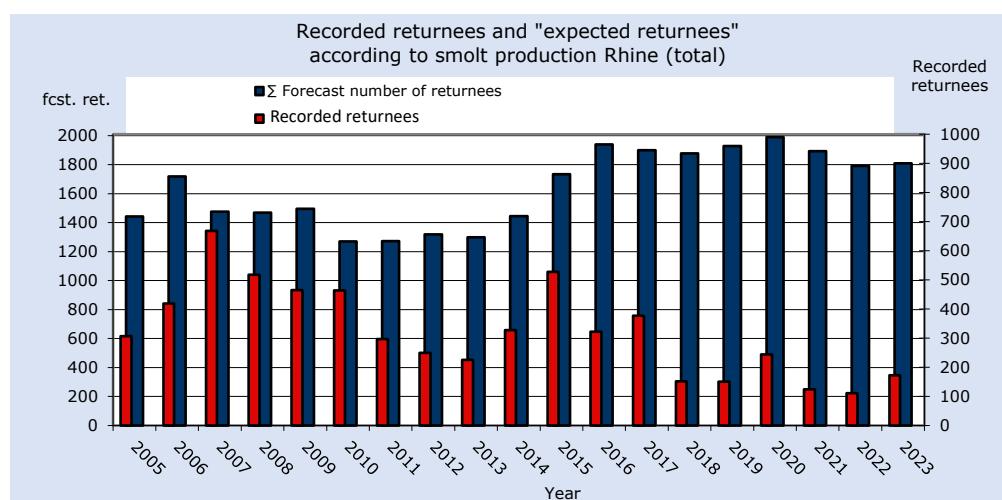


Fig. A2: Exemplary graphic based on the "total_Rhine" data

The distribution of a stocking batch of salmon over the following life stages is shown in Table A6.

Table A6: Allocation of a stocking batch of salmon to the following life stages; see smolt equivalents in Table 1

Year	AK 0+ stocking	AK 1 Parr stocking	AK 1 & 2 Smolt stocking	Returnee 1 SW	Returnee 2 SW	Returnee 3 SW
0	Growth	Growth	Migration 100 %			
1	Migration 1 50%	Migration 100 %				
2	Migration 2 50%				from 1. migration	
3				from 2. migration	from 1. migration	
4					from 2. migration	from 1. migration
5						from 2. migration

Table A7.1: Calculated smolt equivalents in the Rhine system from 2002 (Sieg above KFS: from 1997) to 2022

Year	Rhine total	Coordination units		Subgroups K3 K2			Subgroups K1		
		Upper Rhine	Middle & Lower Rhine	Sieg	Sieg abv. KFS	Moselle	Below Iffezheim	above Iffezheim	above Gamsheim
1997				31.879	33871	500			
1998				52.697	46870	450			
1999				46.356	36964	500			
2000				79.178	62873	850			
2002				61.838	52621	1.475			
2002	171273	37466	133807	95519	59024	0	137182	34091	11044
2003	166520	38420	128099	78905	44097	0	131280	35239	15794
2004	178153	53822	124331	83298	64326	4000	126296	51857	39857
2005	164456	44205	120252	79324	68553	4000	123723	40734	29588
2006	193586	28797	164789	122996	80576	3000	167714	25872	14388
2007	87351	7547	79805	53138	54742	2083	80693	6658	3599
2008	154701	24186	130514	104102	66416	1950	134663	20038	8953
2009	138818	24929	113889	93867	80578	850	118807	20011	8279
2010	138227	28521	109705	82568	77582	4408	114466	23761	12117
2011	121027	40442	80585	57841	46782	4678	87625	33402	25531
2012	197549	46046	151503	114250	100384	3117	159646	37903	26907
2013	208395	38159	170236	134264	108416	5939	179541	28854	17595
2014	215450	61831	153619	122560	119866	3350	163847	51602	42219
2015	169156	65856	103300	73198	75218	3832	120552	48605	38700
2016	241411	95253	146159	105764	104551	4496	171376	70035	58704
2017	172721	89193	83528	47399	47811	2687	100570	72151	61157
2018	195293	61568	133725	88380	86898	3104	152888	42406	33459
2019	163999	64190	99808	62394	52810	5460	120752	43246	33691
2020	191154	54976	136178	76809	60498	3897	160894	30260	24273
2021	185765	72897	112867	80668	62763	621	141219	44545	38263
2022	187636	59272	128364	81148	61418	3886	148373	39263	32736

Table A7.2: Numbers of smolt migrants in the Rhine system from 1998 to 2023

Year	Rhine total	Upper Rhine	Middle/Lower Rhine	Sieg	Sieg above KFS-station	Moselle	under Iffezheim	above Iffezheim	above Gambsh.
1998				39344	15937	2113			
1999				42288	38373	475			
2000				49526	39919	475			
2001				62767	47919	675			
2002	13311	10906	2404	72912	59497	1163	2404	10906	
2003	107634	19545	88089	92189	65946	738	89776	17858	5522
2004	183230	30358	152872	102628	59358	0	156150	27080	13419
2005	184528	46989	137539	88698	52294	2000	140463	43916	31825
2006	184511	50725	133786	85883	65109	4000	137114	47247	36174
2007	151526	33262	118263	82533	64518	5250	121130	30396	19081
2008	120645	15320	105325	76084	58456	3617	106515	14130	6858
2009	118146	15495	102651	81072	56652	167	104958	13188	6117
2010	142077	24433	117644	96119	67085	1250	122177	19900	8491
2011	139809	27750	112059	83660	77638	6217	116898	22911	11223
2012	127746	37057	90689	70546	59982	2131	96589	31157	21399
2013	159438	43037	116401	85044	72078	5453	124861	34578	25144
2014	209893	50457	159436	123576	103207	3183	167727	42166	31039
2015	204124	43574	160550	128069	111788	2650	169883	34241	23920
2016	186282	58456	127825	97256	94853	3375	141566	44716	35072
2017	198134	81823	116311	85671	84083	4164	137846	60289	49671
2018	204126	92067	112058	74777	72386	3591	133439	70687	59524
2019	188574	74468	114106	73993	71441	2895	131858	56716	46746
2020	176046	62901	113145	72362	64783	4282	133282	42763	33513
2021	175010	59793	115216	66552	51582	4678	138257	36753	28982
2022	190607	64013	126594	78717	59610	4384	153204	37403	31268
2023	185050	65711	119339	80900	60069	1191	143146	41904	35500

2.4 Statistics

The collected and researched data records are summarised in Excel in tabular form, critically reviewed and cleansed. Depending on the data situation and the statistical distribution of the data sets, they are aggregated for different questions at different levels or partial data sets are created. The selection of the (partial) data sets used for the analysis is based not only on the specific hypothesis but also on the available data quality. Due to the large number of potential influencing variables, both univariate statistical analyses (generally based on linear models) and multivariate methods (e.g. principal component analysis to condense intercorrelated explanatory variables) are used. Overall, the statistical analyses are primarily aimed at identifying the key factors from the available data sets of sufficient data quality that significantly influence the numbers of returning salmon. If possible, the key factors identified in this way should be weighted according to relevance (e.g. using stepwise multiple regressions) and their statistically independent influences should be worked out. All important data bases and meaningful results are presented graphically.

The analyses are carried out in R, Excel, Jmp, SPSS (automation of analyses in Excel and R).

Graphical representation: A large number of data sets are presented as time series diagrams. Where trends can be recognised or where it facilitates interpretation, individual values (e.g. annual values) are not shown in bar charts, but as data points that are provided with reference lines between the individual values for visual illustration. These reference lines are therefore not progression lines or should not be interpreted as a continuous progression.

2.5 Methods Multifactorial analysis

The multivariate statistical method of principal component analysis (PCA) was used (software: R, package: "vegan") to summarise the relationship between salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) and the potential influencing factors identified using univariate methods in a model.

The basic procedure was as follows:

- 1 Firstly, the returnee years were ranked according to their similarity in the characteristics of the potential influencing variables (on the basis of the correlation matrix):
 - Spring runoff during the smolt migration
 - Population development of piscivorous birds in the catchment area and / or in the migration corridor during smolt migration
 - Population development of seals (harbour seal and grey seal) in the Rhine delta and Wadden Sea in the year of the return migration
 - Autumn discharge during the return migration
 - Population development of catfish in the migration corridor during the return migration
 - Number of large ships (> 3,000 tonnes) in the migration corridor during the return migration
- 2 From this ordination, only the meaningful principal components (eigenvalue > 1.0; prominent in the scree plot) were used for further analysis
- 3 The relationship of salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) to the significant principal components was statistically tested *a posteriori* using a Monte Carlo permutation test (999 iterations).

This analysis was carried out on the one hand for all reported returnees in the Rhine catchment and on the other hand for the individual trapping stations where multiple counts of the same individual were excluded (Sieg, Iffezheim, Moselle). The reference data for fish-eating bird populations above the Haringvliet were spatially adjusted. Details of the variables used can be found in Appendix III (Table A III 1).

In addition to the content analysis described above, the year of return was also always set *a posteriori* in relation to the relevant main components, as the results of the univariate relationships suggested a high degree of temporal correlation.