



**Fischökologische Gesamtanalyse
einschließlich Bewertung
der Wirksamkeit der laufenden und
vorgesehenen Maßnahmen
im Rheingebiet
mit Blick auf die Wiedereinführung
von Wanderfischen**

Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Bericht Nr. 167



Impressum

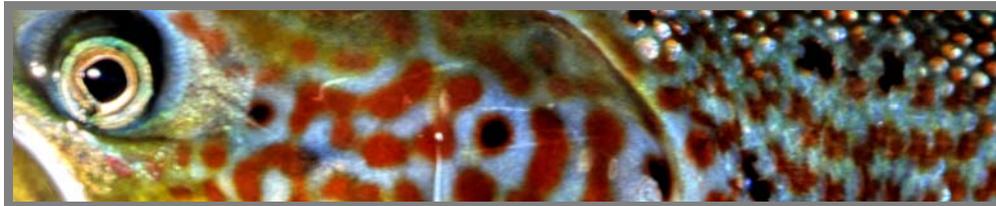
Herausgeberin:

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

ISBN 3-935324-69-3

© IKSr-CIPR-ICBR 2009

Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen



**Studie im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
(IKSR), 2009**

Dr. Jörg Schneider
Bürogemeinschaft für Fisch- und gewässerökologische Studien – BFS
Unterlindau 78, D-60323 Frankfurt am Main

Frankfurt am Main, Mai 2009

INHALT

Glossar Wanderfische	4
1. Einleitung	6
2. Rückkehrerzahlen und Interpretation der Bestandsstärken	10
3. Analyse der Faktoren	23
3.1 Welche Faktoren sind als Einflussgrößen für anadrome Wanderfische relevant?	23
3.2 Welche anadromen Fischarten bzw. Lebensstadien sind von welchen Faktoren maßgeblich betroffen und welche Migrationszeiträume haben die Arten?	28
3.3 Welchen Einfluss hat die lineare Durchgängigkeit auf die Wanderfischpopulationen und wie viele Rückkehrer sind bei Erreichbarkeit geeigneter Laich- und Aufwuchsareale in verschiedenen Subsystemen (Auswahl: Niederrhein, Mittelrhein, Mosel, Main, südlicher Oberrhein, Hochrhein) wahrscheinlich bzw. in welchen Subsystemen bzw. Rheinabschnitten liegt das größte Potenzial?	41
3.4 Wie ist die Relation zwischen Aufwand Lachsbesatz und Rückkehrernachweisen an Kontrollstationen (<i>Rückkehrerquote</i>) und welche Faktoren lassen sich ggf. als Einflussgrößen identifizieren?	51
3.5 Welche <i>limitierenden</i> Faktoren bestehen (bei Wasserkraftanlagen: welche Kriterien sind relevant)?	64
4. Maßnahmenvorschläge	98
4.1 Fischerei	98
4.2 Durchgängigkeit	99
4.2.1 Haringvliet-Schleusen	99
4.2.2 Südlicher Oberrhein	100
4.2.2.1 Empfehlungen zu den Vorschlägen der STUCKY-Studie Phase II (2006)	100
4.2.2.2 Kembs	102
4.2.2.3 Effizienzsteigerung der Fischaufstiegsanlagen Iffezheim und Gamsheim	103
4.2.3 Staustufen Mosel	104
4.2.4 Integration von Schiffs- und Bootschleusen in Aufstiegskonzepte	104
4.2.5 Zuflüsse	104
4.3 Prädation	108
4.4 Temperatur	109
4.5 Habitatqualität, Wasserqualität und Sedimente	110
4.6 Prioritätenliste und Kosten für die vorgeschlagenen Maßnahmen für Teilsysteme und das Gesamtsystem	111
4.7 Vorschläge für ergänzende Untersuchungen	130
5. Umrüstung/Wiederherstellung der stromaufwärtigen Durchgängigkeit an den Staustufen Straßburg und Gerstheim (inkl. bewegliche Wehre) sowie Umrüstung an den Schwellen in den Schlingen Gerstheim und Rheinau zur Öffnung des Elz-Dreisam-Gebietes	131
Literatur	134

ANHANG:

- I. Empfehlungen der IKSR an die Rheinanliegerstaaten zur Reduzierung der Beifänge und unzulässigen Fänge von Lachsen, Meerforellen und Seeforellen (Salmoniden)
- II. Gesprächsprotokoll „Beifänge und Illegale Fischerei“
- III. Abflussdaten Rhein 1998 - 2007
- IV. Ergebnisse der Fischzählungen an den Fischpässen Iffezheim und Gamsheim
- V. Statistik der IKSR „Lachsnachweise Rheinsystem“ 1990 - 2008
- VI. Forschungsergebnisse Uni Kassel: Lockstrompumpe, Steigerung der Energieumwandlung in Schlitzpässen durch Borstenelemente
- VII. Anbindung des Elz-Dreisam-Systems an den Oberrhein

Glossar Wanderfische

Adult: erwachsen

Allochthon: nicht heimisch (auch: importierte Lachse bzw. Besatzlachse fremder Herkunft; vgl. autochthon)

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

Autochthon: heimisch (auch: Lachse ursprünglich fremder Herkunft, die sich bereits aus natürlicher Reproduktion im Rheinsystem rekrutieren; vgl. allochthon)

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

Emergenz: Aufstieg des Brüttings aus dem Kieslückensystem (Interstitial) nach Aufzehren des Dottersacks, Beginn der Fressfähigkeit

FAA: Kurzform für *Fischaufstiegsanlage*

Frühreif: Junger Lachs, der bereits vor der Abwanderung als Smolt im Süßwasser geschlechtsreif wird und sich an der Reproduktion beteiligen kann (fast nur *männliche* Parrs, sog. frühreife Milchner); in seltenen Fällen entfällt die Abwanderung (stationärer frühreifer Parr)

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

Homing (engl.): „Heimattreue“, Heimfindeverhalten adulter Individuen.

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)

Katadrom: Reproduktion und Jugendphase im Meer, adulte Phase im Süßwasser (Beispiel: Aal)

Lockströmung: auch *Leitströmung*; die Strömung, die wandernde Fische wahrnehmen und so als Orientierung nutzen (u. a. bedeutend für die Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen)

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

Migration: Auf- oder Abwanderung

Milchner: Männchen

Mortalität: Sterblichkeit

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

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

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

Postsmolt: Smolt nach Erreichen des Meeres

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

Querder: Larvenstadium der Neunaugen

Reproduktion: Vermehrung

Rogner: Weibchen

Salmoniden: Lachsartige (umfasst u. a. Atlantische und pazifische Lachse sowie Forellen)

Smolt: Silbrig umgefärbter Salmoniden-Jungfisch (häufig im 2. bis 4. Lebensjahr), der meist im Frühjahr in Gruppen oder Schwärmen ins Meer abwandert

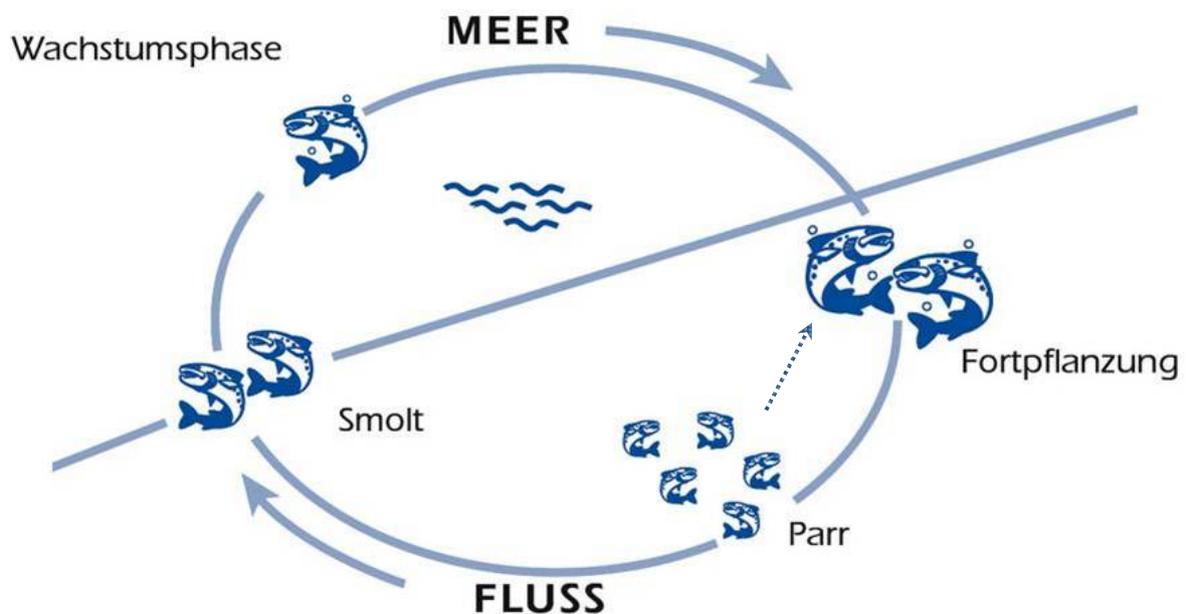
Smoltifikation: physiologische Umwandlung vom Parr zum Smolt (u. a. Entwicklung der Salzwassertoleranz)

Streuner: (engl.: *strayer*): Aufwanderndes adultes Individuum, das nicht in sein Ursprungsgewässer, sondern in andere Gewässer aufsteigt (beim Lachs meist benachbarte, geographisch nahe Gewässer)

Subpopulation: Bestand, der als gering isolierte Fortpflanzungseinheit in ständigem genetischen Austausch mit benachbarten Subpopulationen einer Populationen steht

WKA: Kurzform für *Wasserkraftanlage* zur Stromproduktion

Lachs-Zyklus



1. Einleitung

Gemäß Ministerkommuniqué vom 18. Oktober 2007 hat die vorliegende Studie zum Ziel, die Wirksamkeit bereits erfolgter Maßnahmen zur Wiedereinführung anadromer Wanderfische im Rheineinzugsgebiet aufzuzeigen. Im Fokus steht die Wiederherstellung der natürlichen Lachspopulation; verfügbare Daten zu Meerforelle, Maifisch und Meerneunauge, inkl. Lebensstadien, werden ebenfalls ausgewertet und differenziert nach geographischem Bezug (Teileinzugsgebiete und Gewässersysteme) betrachtet. Die Bestandssituation des Aals ist *nicht* Gegenstand dieser Studie; die Art wird im Masterplan der IKSR gesondert behandelt.

Auf dieser Grundlage sollen Verbesserungsmaßnahmen oder Kombinationen von Verbesserungsmaßnahmen vorgeschlagen werden, die sich sinnvoll ergänzen und konsistent sind. Zudem sollen sie eine Prioritätensetzung bei der Umsetzung der Maßnahmen begründen, so dass die zur Verfügung stehenden Mittel bis 2015 und nach 2015 optimal eingesetzt werden können.

Die Staaten wählen auf der Basis dieser Vorschläge Maßnahmen aus, die Bestandteile der nationalen Maßnahmenprogramme laut WRRL und des Programms „Rhein 2020“ werden. Bis Ende 2009 werden diese vorgesehenen Maßnahmen in den „Masterplan Wanderfische Rhein“ als Teil des Internationalen Bewirtschaftungsplans Rhein (Teil A) integriert. Die Umsetzung durch die Staaten erfolgt phasenweise bis 2015 bzw. 2020/2027.

Der Schwerpunkt der Studie richtet sich dabei auf den südlichen Oberrhein, da hier die größten Defizite hinsichtlich longitudinaler Durchgängigkeit bestehen und entsprechend die umfangreichsten Investitionen zur Wiederansiedlung bzw. Bestandsförderung der anadromen Wanderfische anstehen. Zudem liegen hier für die meisten Staustufen und weiteren Querbauwerke - anders als im Deltarhein (z.B. Haringvliet) oder in den großen Rheinzufüssen (z.B. Mosel) - noch keine detaillierten, über allgemeine Machbarkeitsstudien hinausgehenden Planungen vor. Unter anderem sollen die notwendigen Voraussetzungen für die Erreichbarkeit des Elz-Dreisam-Gewässersystems und die Bedingungen für die Einrichtung von Fischpässen an der Staustufe Gerstheim und an den Kulturwehren in den Schlingen Gerstheim und Rheinau konkretisiert werden und die Chancen für eine Erreichbarkeit der Laichareale für anadrome Arten bis in die Region Basel formuliert werden.

In einem ersten Bearbeitungsschritt werden die Kenntnisse zum Populationsstatus (populationsgenetische Voraussetzungen, aktuelle Bestandsgrößen) der Zielarten dargestellt. Hierbei wird im Wesentlichen auf die Erhebungsdaten ausgewählter Kontrollstationen (Rhein: Iffezheim und Gamsheim; Mosel: Koblenz und Sieg: Buisdorf) sowie Daten zur natürlichen Reproduktion im Rheinsystem zurückgegriffen (Kapitel 2).

Im zweiten Bearbeitungsschritt werden die vorliegenden Daten nach verschiedenen Fragestellungen ausgewertet (Kapitel 3).

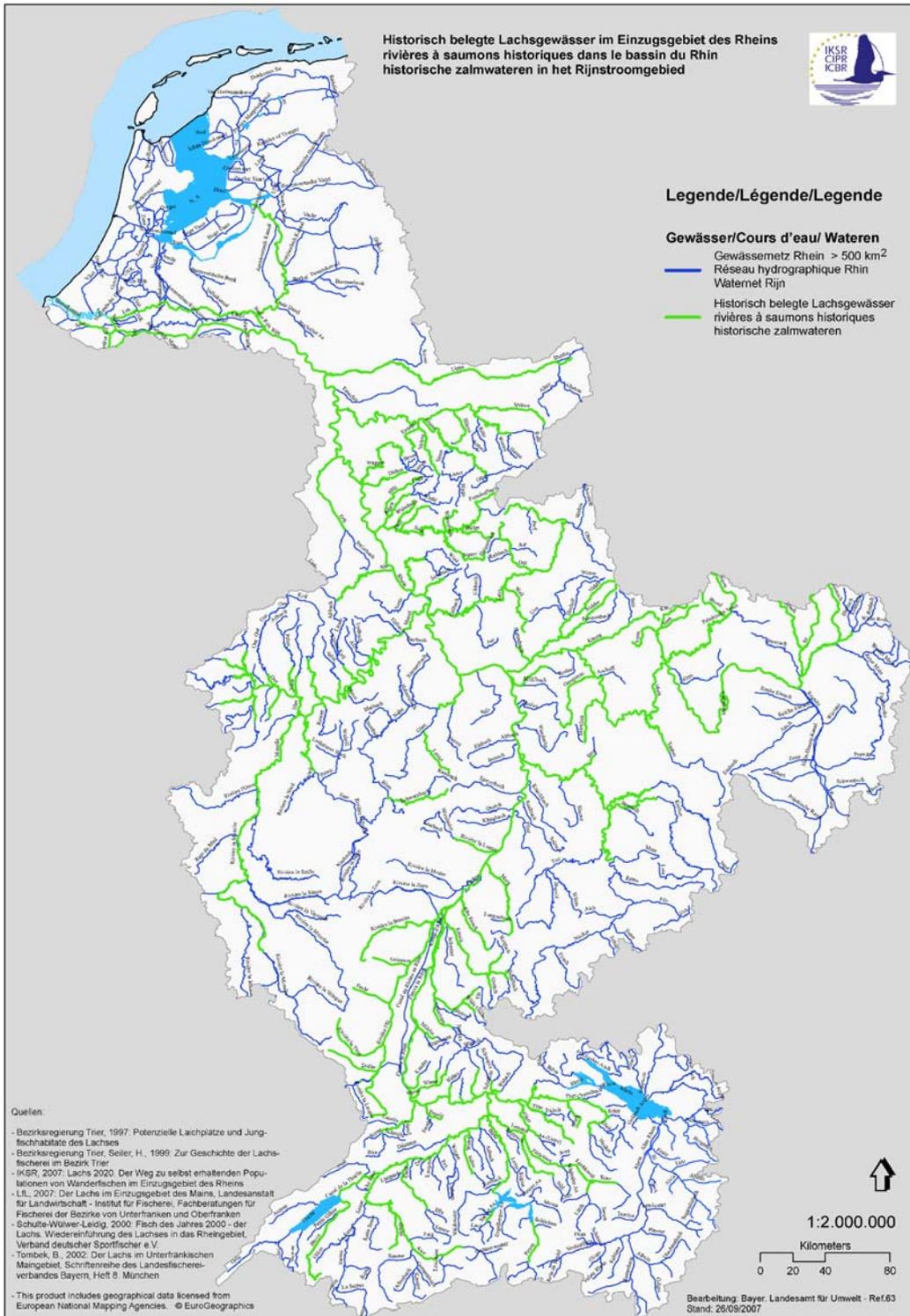
Folgende Fragestellungen werden in der Analyse der vorliegenden Daten bearbeitet:

- I. Welche Faktoren sind als Einflussgrößen für anadrome Wanderfische relevant?
- II. Welche anadromen Fischarten bzw. Lebensstadien sind von welchen Faktoren maßgeblich betroffen und welche Migrationszeiträume haben die Arten?
- III. Welchen Einfluss hat die lineare Durchgängigkeit auf die Wanderfischpopulationen und wie viele Rückkehrer sind bei Erreichbarkeit geeigneter Laich- und Aufwuchsareale in verschiedenen Subsystemen (Auswahl: Niederrhein, Mittelrhein, Mosel, Main, südlicher Oberrhein, Hochrhein) wahrscheinlich bzw. in welchen Subsystemen bzw. Rheinabschnitten liegt das größte Potenzial? [theoretischer Ansatz; flächenbezogen nach Laich- und Aufwuchsarealen]
- IV. Wie ist die Relation zwischen Besatzaufwand und Rückkehrernachweisen an Kontrollstationen (*Rückkehrerquote*) und welche Faktoren lassen sich ggf. als Einflussgrößen identifizieren? [nur Lachs wg. Besatzmaßnahmen]

V. Welche *limitierenden* Faktoren bestehen (bei Wasserkraftanlagen: welche Kriterien sind relevant)?

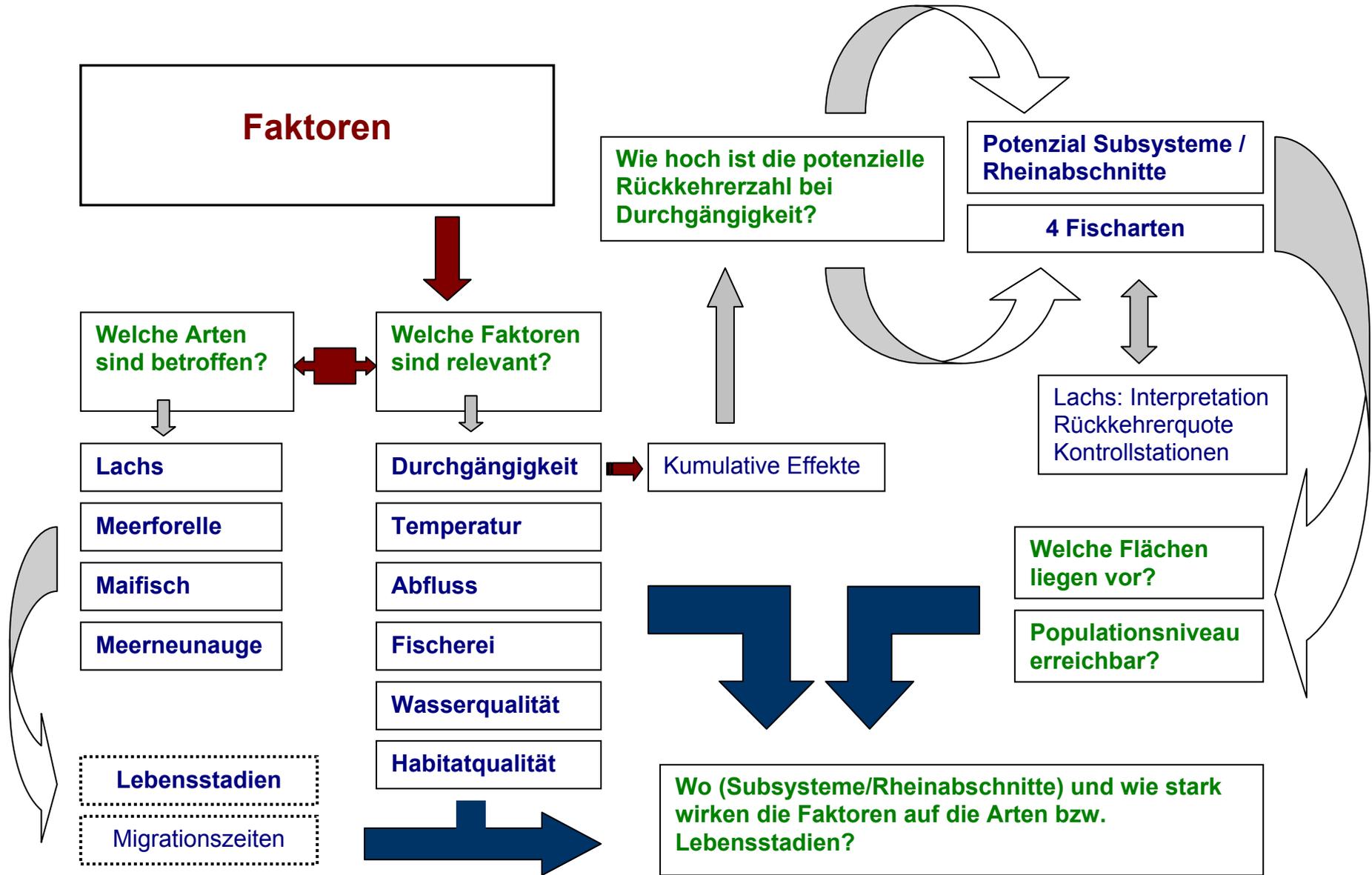
Aus den bestehenden Informationen werden nach Priorität gestaffelte Maßnahmvorschläge hinsichtlich der gravierenden Defizite abgeleitet. Dies beinhaltet auch Vorschläge zu weiteren Untersuchungen (Kapitel 4).

Kap. 5. trägt die Informationen zur Umrüstung/Wiederherstellung der stromaufwärtigen Durchgängigkeit an den Staustufen Straßburg und Gerstheim sowie zur Umrüstung der Wanderhindernisse in den Schlingen Gerstheim und Rheinau zur Öffnung des Elz-Dreisam-Gebietes zusammen.



Übersichtskarte historischer Lachsgewässer im Rheinsystem (IKSR, 2007)

Schema Auswertungsschritte



2. Rückkehrerzahlen und Interpretation der Bestandsstärken

Populationsgenetische Rahmenbedingungen für die Zielarten

Zur Abschätzung der potenziellen (positiven oder negativen) Auswirkungen der unter Kapitel 3 aufgeführten Faktoren ist die Bestandssituation der Arten zu interpretieren. Hierfür sollen zunächst die aufgrund der spezifischen Lebensweise und Migrationsmuster unterschiedlichen populationsgenetischen Voraussetzungen für die Zielarten skizziert werden.

Kleine und ggf. räumlich fragmentierte Populationen sind grundsätzlich fragiler und wegen der geringen Bestandsstärke gegen negativ wirkende Faktoren weniger stark „abgepuffert“ als individuenstarke Bestände in einem großen, zusammenhängenden Verbreitungsgebiet. Entsprechend ist die aktuelle Bestandszahl der Wanderfische im Rhein von hoher Bedeutung für ein differenziertes Management. Hierunter fällt insbesondere auch die Frage der kritischen Populationsstärke, also der Punkt, an dem der Bestand so klein ist, dass er sich aus genetischer Sicht in einer *Bottle-Neck*-Situation befindet (Verlust der genetischen Variabilität, Inzuchtrisiko) und damit die Gefahr eines Bestandszusammenbruchs ansteigt.

Entscheidend in diesem Kontext ist u. a. die Populationsstruktur auf der Meta-Ebene: ist die Population weitgehend isoliert (= der genetische Austausch mit anderen Populationen weitgehend eingeschränkt), oder rekrutiert sich ein Bestand aus einer Metapopulation, die durch Migration und Rekolonisation lokale Bestandsreduktionen oder Zusammenbrüche auszugleichen in der Lage ist. Ein entscheidender Faktor ist hierbei das sog. *Homing* (Prägung auf das „Heimatgewässer“), also ob und mit welcher Präzision eine Art genau jenes Gewässer oder Gewässersystem zur Reproduktion aufsucht, aus dem die juvenilen Stadien abgewandert sind. *Homing* kann als *räumliche Isolation durch Verhalten* interpretiert werden, und das Wiederbesiedlungspotenzial „verwaister“ Gewässer ist umso geringer, je präziser das *Homing* bzw. je niedriger die Streunerrate ausgeprägt ist. Für den Lachs (sehr stark ausgeprägtes *Homing*) ist folglich das *Wiederbesiedlungspotenzial* in dieser Hinsicht sehr gering, für den Maifisch und die Meerforelle (starkes bzw. moderates *Homing*) eingeschränkt und für das Meerneunauge sehr hoch (kein *Homing*).

Ein weiterer für das Wiederbesiedlungspotenzial (bzw. die Bestandsstabilität) maßgeblicher Faktor in nur teilweise durchgängigen Gewässersystemen ist der „Grad der Anadromie“. Bei Arten, die sowohl anadrome als auch potamodrome (bzw. annähernd stationäre) Varianten ausbilden und der „Grad der Anadromie“ gering ist (z.B. Forelle *Salmo trutta*), rekrutieren sich die Langdistanzwanderer (hier: anadrome Form Meerforelle) auch aus Süßwasserp Populationen (hier: Bachforelle) – weshalb die Verbesserung der Wasserqualität des Wanderkorridors Rhein Anfang der 1980er Jahre relativ zeitnah zu einem Wiederauftreten der Meerforelle führen konnte. Meerneunaugen und Maifische sind dagegen im Rheinsystem obligat anadrom (maximaler Grad der Anadromie), womit ihr Wiederbesiedlungspotenzial direkt von der Streunerrate abhängig ist. Der Lachs nimmt hier eine gewisse Sonderstellung ein, indem (zumindest in produktiven Gewässern wie im Rheinsystem) ein Teil der Population (juvenile männliche „frühreife“ Parrs der Altersklassen 0+, 1+, 2+) im Süßwasser geschlechtsreif wird und (meist im Folgejahr) entweder abwandert oder zu geringen Teilen (1 bis < 5%) als stationäre Form im Süßwasser verbleibt (SCHNEIDER, 1998). Da die weiblichen Tiere jedoch obligat anadrom sind (Ausnahmen: Landlocked- oder Süßwasserp Populationen in Nordeuropa und Nordamerika), hat diese Form einer „fakultativen Anadromie“ nur geringe Auswirkungen auf das Wiederbesiedlungspotenzial des Lachses.

Die aufgeführten Grundlagen führen zu einer völlig unterschiedlichen Bewertung der Gefährdungssituation der vier Zielarten dieser Studie:

- Für Meerneunaugen ist kein Homing im Sinne einer Prägung bekannt (allerdings gibt es Hinweise auf eine auf Pheromone von Artgenossen des anderen Geschlechts und Duftstoffe von Larven zurückzuführende „höhere Attraktivität“ besiedelter Gewässer); die Art ist anadrom (keine Süßwasserpoptation im Rheinsystem). Das Wiederbesiedlungspotenzial ist hoch und steht im direkten Verhältnis zur Metapopulationsstärke im Meer. Die kritische Populationsstärke kann erst unterschritten werden, wenn die Bestandszahl der Metapopulation einen kritischen Wert erreicht.
- Maifische streuen zu moderaten Anteilen. Die Bestandssituation der Art in Europa ist angespannt; die räumliche Distanz zur letzten verbliebenen individuenreichen und genetisch „gesunden“ Population im Gironde-Dordogne-System (Südwest-Frankreich) ist hoch. In den letzten Jahren gab es lediglich Einzelnachweise des Maifischs im Rhein (z.B. in Iffezheim und Gamsheim, siehe unten); es gibt keine Hinweise auf einen *reproduktiven* Bestand.
- Meerforellen rekrutieren sich auch aus potamodromen „Bachforellenbeständen“ und sind damit trotz ihres relativ ausgeprägten Homingverhaltens durch ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial charakterisiert. Das anadrome Verhalten hat jedoch auch eine genetische Komponente. Die Populationsstärke der anadromen Variante ist in genetischer Hinsicht folglich nicht unbedeutend. Eine akute Gefährdung scheint derzeit allerdings nicht vorzuliegen.
- Der (bezogen auf den weiblichen Populationsteil) obligat anadrome Atlantische Lachs demonstriert durch sein stark ausgeprägtes Homing (= geringe Streunerraten) ein außerordentlich geringes Wiederbesiedlungspotenzial, welches aufgrund der Populationszusammenbrüche in den Nachbarsystemen des Rheins zusätzlich eingeschränkt wird. Das ausgeprägte Homing hat weitreichende Konsequenzen für die Bestimmung einer Mindestpopulationsgröße bzw. Mindestanzahl von Rückkehrern zur Etablierung sich selbst tragender Bestände: Die Populationsgröße und die genetische Variabilität sind bei Anpassungsprozessen die entscheidenden Faktoren; je geringer die Populationsgröße, desto eher treten (u.a. durch Inzucht) Defizite in der genetischen Variabilität auf. Ein lebensfähiger (sich selbst tragender) Lachsbestand ist daher durch eine Mindestzahl an sich *erfolgreich reproduzierenden* Individuen (= genetisch effektive Populationsgröße) charakterisiert. Die Anzahl der Rückkehrer gibt dabei nur bedingt Aufschluss über die tatsächliche Populationsgröße, weil sich grundsätzlich nur ein Teil der Rückkehrer erfolgreich vermehrt. Außerdem sind nicht nur die anadromen Rückkehrer für die Populationsgröße relevant, sondern auch frühreife männliche Parrs (die sich außerordentlich effektiv an der Reproduktion beteiligen). Frühreife Männchen sind in den Gewässern des Rheinsystems sehr zahlreich vertreten und erreichen unter den männlichen Parrs Anteile zwischen 50% bis knapp 100% (SCHNEIDER, 1998). Diese beiden Gruppen (anadrome Rückkehrer + Frühreife Männchen) bilden *gemeinsam* die „genetisch effektive Populationsgröße“. Die genetisch effektive Populationsgröße N_e gibt an, wie viele Individuen des Gesamtbestandes N_c (*census population size*) tatsächlich an der Reproduktion und damit an der Weitergabe der genetischen Ausstattung beteiligt sind. Für den Lachs wird eine minimale effektive Populationsstärke (N_e) von ca. 500 reproduzierenden Individuen pro Population/Subsystem als minimales Managementziel vorgeschlagen. Als kritischer Wert gilt *für kurze Zeiträume* (5-10 Generationen) eine effektive Populationsgröße von $N_e = 50$. Sinkt die Populationsgröße unter den kritischen Wert, werden Inzuchteffekte zunehmend wahrscheinlich (CONSUEGRA & NIELSEN, 2007). Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass es selbst für Populationen < 100 bis $13 N_e$ Hinweise auf einen Erhalt der genetischen Diversität gibt, was wahrscheinlich auf den genetischen Austausch zwischen Populationen durch Streuner und auf die Erhöhung der effektiven Populationsgröße durch frühreife männliche Parrs zurückzuführen ist. Treten Fluktuationen in der Populationsgröße auf, ist die geringste Bestandsgröße als effektive Populationsgröße anzusetzen. Bei unausgeglichem Geschlechtsverhältnis bildet die anteilsschwächere Gruppe (üblicherweise die Rogner) den limitierenden Faktor. Ein hoher Anteil frühreifer Männchen am reproduktiven Bestand trägt jedoch zur Erhöhung der effektiven Populationsgröße bei. Liegt ein Missverhältnis in der Geschlechterverteilung vor, kann die effektive Populationsgröße mit der Formel:

$$N_e = \frac{4N_m N_f}{N_m + N_f} \quad (m = \text{Männchen}; f = \text{Weibchen})$$

ausgedrückt werden. Bei 150 anadromen Rognern und 1000 Milchnern (z.B. 100 männliche Rückkehrer + 900 frühreife Männchen) ergibt sich eine Populationsgröße N_e von etwas über 500. Aufgrund der sehr hohen Anteile frühreifer Männchen im Rheinsystem ist ein solches Missverhältnis in der Geschlechterverteilung realistisch. Da sich die Reproduktion einer Generation Rogner im Rheinsystem über einen Zeitraum von 4 Jahren (Grilse der Altersklasse 2+ bis MSW-Rückkehrer der AK 5+) erstreckt, sind rechnerisch damit 37,5 oder rund 40 „effektive Elternrogner“ *pro Jahr* für eine stabile Population von N_e 500 Tieren notwendig (Voraussetzung: sehr hohe Anzahl Milchner inkl. frühreife Männchen). Bei vielen Tierpopulationen beträgt N_e nur 10% von N_c . Ähnliche Anteile werden auch für Lachspopulationen vermutet, wobei hier noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Offensichtlich bezieht sich N_c jedoch auf Rückkehrer im Mündungsgebiet (nicht alle Tiere überleben bis zum Laichakt (z.B. aufgrund von Krankheiten, Verletzungen, Prädation, Fang). Für Rückkehrer, die bereits die Laichgewässer erreicht haben, dürfte N_e ungefähr 50-75% N_c entsprechen (in Elterntierhaltungen liegt N_e bei > 80% N_c). Insbesondere die Rogner könnten zudem einen relativ höheren Anteil N_e aufweisen, während bei den Milchnern anteilig weniger Rückkehrer an den Laichplätzen (hier vor allem subdominante anadrome Männchen) erfolgreich an der Reproduktion teilnehmen (soziale Struktur, Schwächung, Besamung von Eiern erst nach der Besamung durch dominanten Milchner und/oder frühreife Männchen). Als Arbeitsgrundlage wird daher ein N_e von max. 75% N_c für Rogner *im Laichgewässer* pro Jahr angesetzt (wenn $N_e=40$ dann $N_c=53$). Bei einem Geschlechterverhältnis von 1:1 entspräche dies einer notwendigen Rückkehrerzahl von rund 100 Individuen pro Jahr und Subsystem. In kleinen Subsystemen mit Verbindung zu benachbarten Systemen können die notwendigen Rückkehrerzahlen aufgrund von einwandernden Streunern (= Erhöhung der Populationsgröße) deutlich geringer sein (siehe oben). Für eine Rückkehrerzahl von 100 Individuen/Jahr und Subsystem (= Mindestpopulationsgröße von ca. 500 Indiv. inkl. frühreife Männchen) ist bei einer Rückkehrerrate von 3% (Managementziel, vgl. Kap. 3.3) für jedes Subsystem eine Habitatfläche von rund 3,3 ha notwendig (Produktion: ca. 3.300 Smolts bzw. 1.000 Smolts/ha).

Da der Lachs aufgrund seines sehr stark ausgeprägten Homings nicht nur mit hoher Präzision in Flusssysteme, sondern dort auch in die angestammten Laich- und Aufwuchsgewässer zurückkehrt, sind die Subpopulationen relativ stark voneinander isoliert. Diese räumliche Isolation fördert im Rahmen evolutionärer Selektionsprozesse Adaptionen (Anpassungen) an die Heimatgewässer, die sich in einer spezifischen genetischen Ausstattung manifestieren und biologisch u.a. in unterschiedlicher Verweildauer im Meer, unterschiedlichen Migrationsmustern und spezifisch auf das Temperaturregime der Herkunftsgewässer ausgerichteten Laichzeiträumen ausdrücken. Da die für den Besatz im Rheinsystem verwendeten Spenderpopulationen sämtlich allochthon sind (also aus fremden Gewässersystemen stammen und nicht an die neuen Gewässer adaptiert sind), ist die Wiederansiedlung als ein kontinuierlicher Anpassungsprozess zu sehen, der im Laufe diverser Generationen und über einen langen Zeitraum durch selektionsrelevante Faktoren in den Empfängergewässern wirkt. Defizite in der Anpassung (mangelhafte „Fitness“) können sich u. a. durch geringen oder ausbleibenden Reproduktionserfolg, geringe Überlebensraten während der Aufwuchsphase, hoher Mortalität bei der Abwanderung und ungenügende Rückkehrerraten ausdrücken. Zwar wurde durch eine entsprechende Vorauswahl der Spenderpopulationen versucht, Herkünfte mit spezifischen Eigenschaften (Migrationsdistanz, Seeaufenthalt, Laichzeit) auszuwählen, die die Herkunft aufgrund der Kenntnisse zur Biologie des ehemaligen Stammes als prädestiniert erscheinen lassen - doch ist die Übertragbarkeit und Relevanz der Faktoren noch weitgehend

unklar. Als sicher gilt zudem, dass sich der ehemalige „Rheinlachs“ aus verschiedenen, an spezifische Gewässer angepassten Subpopulationen (z.B. Sieg, Mosel, Elsass, Mainsystem) zusammengesetzt hat und diese Stämme unterschiedlichen klimatischen, hydrologischen und ökologischen Gegebenheiten ausgesetzt waren. Dies impliziert, dass sich die notwendigen Anpassungsprozesse auf der Ebene der Subpopulationen abspielen müssen und diese als getrennte Managementeinheiten aufgefasst werden sollten. Damit ist die Frage, wie groß (individuenreich) eine zukünftige Population sein muss, nur nach Teil-Einzugsgebieten zu beantworten (z.B. Mindestpopulationsgröße im Illsystem, Moselsystem, Hochrhein). Nicht ausgeschlossen werden kann, dass diese Managementeinheiten zukünftig noch weiter differenziert werden müssen. Eine Mindestpopulationsgröße für den Rhein insgesamt zu formulieren, ist unter diesen Gesichtspunkten nicht zielführend. Für einzelne Subsysteme wird - wie oben dargestellt - von einer notwendigen Rückkehrerzahl von rund 100 Individuen pro Jahr ausgegangen.

Historische Bestandssituation und Populationszusammenbrüche der Zielarten im Rheinsystem

Die genannten Zielarten gehören (neben weiteren, in dieser Studie nicht näher berücksichtigten anadromen Arten wie Atlantischer Stör, Finte und Nordseeschnäpel) zum natürlichen Fischarteninventar des Rheins. Allerdings war ihre Verbreitung und Individuenhäufigkeit - und damit auch ihre wirtschaftliche Bedeutung - in den einzelnen Rheinabschnitten sehr unterschiedlich. Die zweifelsfrei höchste räumliche Ausdehnung und wirtschaftliche Bedeutung kam von der Rheinmündung (BÜRGER, 1926; DE GROOT, 1989) bis in den Hochrhein (vgl. u. a. umfangreiche Materialsammlung in BARTL *et al.*, 1993) sowie in diversen Nebenflüssen (u. a. Aare, Mosel, Main, Neckar, Ruhr, Sieg) dem Lachs zu. Die historische Bestandssituation der Meerforelle ist dagegen schwieriger zu interpretieren, da diese dem Lachs ähnliche Wanderform der Forelle nicht immer von Lachsen unterschieden wurde. Sicher ist, dass auch die Meerforelle bis in den Hochrhein aufgestiegen ist und umfangreich wirtschaftlich genutzt wurde. Nur selten stiegen dagegen die anadromen Neunaugen bis in den Hochrhein auf. Im Oberrhein waren Meerneunaugen und Maifische häufiger und im Falle des Maifisches auch Bestandteil der fischereilichen Nutzung. Das Flussneunauge war lokal (z.B. Taubergießen, Kinzig) sogar sehr häufig. Der Maifisch stieg in großen Schwärmen u. a. auch in die Zuflüsse Neckar, Main und Mosel (inkl. Sauer) auf. Der Atlantische Stör war insgesamt selten, drang jedoch gelegentlich bis in den südlichen Oberrhein vor. Finte und Nordseeschnäpel waren hingegen im Wesentlichen im Deltarhein und Niederrhein häufig und von wirtschaftlicher Bedeutung.

Dass Erlöschen der Wanderfischpopulationen korreliert zeitlich eng mit der Errichtung von Wanderhindernissen; als weitere Faktoren wirkten sich die Verschlechterung der Wasserqualität, der Flussverbau und die Überfischung der Restbestände aus. Im Hochrhein wurden noch 1900-1910 Lachse gefangen (wichtigster Wirtschaftsfisch). Hier schnitt der Kraftwerksbau der Werke Augst-Whyhlen (1907-1912) und Laufenburg (1908-1914) bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts den Zugang zu wichtigen Reproduktionsgebieten (u. a. Hochrhein zwischen Waldshut und Albruck-Dogern) ab. Mit der Fertigstellung des Kraftwerkes Markt/Kembs (1932) kam der Lachsaufstieg in den Hochrhein praktisch zum Erliegen, lebte aber nach Zerstörung des Stauwehres 1945 durch Fliegerangriff vorübergehend wieder auf (Fänge unterhalb Kraftwerk Augst-Whyhlen). Eine vergleichbare kurzfristige Rückkehr des Lachses in der Wiese und dem Rhein bei Basel wurde im Winter 1944/45 nach der Bombardierung des Kraftwerkes Kembs verzeichnet. Der letzte Lachs im Hochrhein wurde 1954 mit Aufstau des Kraftwerkes Birsfelden gefangen; unterhalb Birsfelden gelangen die letzten Fänge 1958 (BARTL *et al.*, 1993). Die Lachse laichten im Rhein und in den Giessen bzw. nach Bau des Märker Stauwehres im Restrhein/Altrhein.

Die letzten Lachse im Oberrhein wurden nach BARTL *et al.* (1993) offenbar noch Mitte der 1960er Jahre gefangen. Spätestens mit dem Bau der Staustufen Rheinau (1964) und Gerstheim (1967) waren der Lachs und alle anderen anadromen Arten stromaufwärts verschwunden.

Eine vergleichbare Entwicklung nahmen die Wanderfischbestände auch in allen weiteren bedeutenden Zuflüssen wie Neckar, Main, Mosel, Sieg, Ruhr u. a. Auch hier war zunächst die Errichtung von Staustufen für den Zusammenbruch der Bestände ursächlich. Beispielsweise kam der Lachsaufstieg in der Mosel mit dem Schließen der Staustufe Koblenz (1952) zum Erliegen (SEILER, 1999). Zeitgleich verschwanden auch der Maifisch (und vermutlich auch Meer- und Flussneunauge) aus dem Moselsystem.

Der vorläufig letzte Nachweis eines Lachses aus dem Rheinsystem stammt aus dem Jahr 1969 (Diersheimer Baggersee oberhalb Gamsheim). Das sporadische Auftreten von Lachsen in den 1960er Jahren dürfte auf vereinzelte Besatzmaßnahmen und/oder kleine Reliktbestände zurückzuführen sein (vgl. BARTL *et al.*, 1993). Nachweise des Maifischs seit den späten 1970er Jahren sind entweder auf eine kleine Reliktpopulation (Reproduktionsnachweise fehlen bisher) oder auf die Einwanderung von Streunern zurückzuführen (BARTL & TROSCHEL, 1997).

Aktuelle Bestandssituation der Zielarten im Rheinsystem

Die aktuelle Bestandssituation der Zielarten lässt sich über Rückkehrernachweise und Reproduktionsbelege skizzieren. Während Nachweise von Rückkehrern mittels Elektrofischerei stark methodenabhängig sind (Befischungsaufwand, Abflusssituation bei der Beprobung, Tiefe und Breite der Gewässer), liefern kontinuierlich oder annähernd durchgängig operierende Kontrollstationen ein genaueres Bild. Allerdings gibt es auch hier Einschränkungen: Meerneuaugen sind in den verwendeten Reusen wegen des großen Stababstandes kaum nachweisbar; die dokumentierten Rückkehrer beschränken sich fast ausschließlich auf die Stationen mit Videoüberwachung Iffezheim und Gamsheim. Die Fängigkeit der Reuse in der Sieg ist bei hoher Wasserführung für Salmoniden gering, weil diese das Wehr im Sprung überwinden und nicht erfasst werden. Die Auffindbarkeit des (veralteten) Fischpasses an der Mosel (Koblenz) variiert stark mit dem Abflussgeschehen und der Beaufschlagung der verschiedenen Turbinen der Wasserkraftanlage.

Hinweis: Da die Bestandsentwicklung des Lachses neben diversen weiteren Faktoren auch mit dem Besatzaufwand verknüpft ist, erfolgt in Kap. 3.4 eine detaillierte Auswertung der Relation zwischen Besatzaufwand und Rückkehrernachweisen.

Die im Rheinsystem betriebenen Kontrollstationen sind in Tab. 1 aufgelistet. Für eine vergleichende Betrachtung der Rückkehrerzahlen und -raten wurden vier Standorte aufgrund folgender Überlegungen ausgewählt:

- Sieg/Buisdorf: repräsentativ für ein im Hinblick auf die Wiederansiedlung des Lachses (und der Meerforelle) sehr gut geeignetes Subsystem; Auswahl auch wegen der hohen Rückkehrerzahlen und der guten Datenlage hinsichtlich Smoltabwanderung und Rückkehrerraten ab Smoltbesatz (Wiederfangexperimente) sowie der Projektdauer.
- Mosel: Auswahl wegen der langen Betriebsdauer, der guten Datenlage und der im Einzugsgebiet vorhandenen großen geeigneten Habitatflächen für Lachse und Meerforellen (Potenzial, siehe Kap. 3.3).
- Iffezheim: Auswahl wegen der Schlüsselfunktion für eine hohe Zahl an Einzugsgebieten im südlichen Oberrhein (Frankreich, Deutschland, Schweiz), der Pilotfunktion der Fischaufstiegsanlage für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Hauptstrom und der Signalwirkung für die Umgestaltung der im Oberlauf folgenden fünf unpassierbaren Staustufen Straßburg, Gerstheim, Rheinau, Marckolsheim und Vogelgrün.
- Gamsheim: Auswahl wegen der direkten Vergleichbarkeit mit dem unterhalb gelegenen Standort Iffezheim.

Über den Vergleich der Nachweise an den Stationen Iffezheim und Gamsheim untereinander sind zudem Informationen zur Effektivität (Auffindbarkeit, Passierbarkeit) der Fischpässe am Rhein verfügbar, die sich (mit gewissen Einschränkungen) auch auf die Bewertung der Planungen an den stromaufwärts gelegenen Kraftwerken übertragen lassen. Schließlich lassen sich die Ergebnisse aller Kontrollstationen untereinander mit den im jeweiligen Einzugsgebiet getätigten Besatzmaßnahmen (Lachs) abgleichen.

Tab. 1: Kontrollstationen im Rheinsystem (* Standorte, die in der vorliegenden Studie spezifisch ausgewertet wurden)

Gewässer	Standort	Betrieb seit
IJssel	Westervoort	1997
Lek	Hagestein	1994
Waal	Woudrichem	1994
Dhünn	Auermühle	2002
Sieg	Buisdorf *	2000
Agger	Troisdorf	2000
Mosel	Koblenz *	1992
Oberrhein	Iffezheim *	2000
Oberrhein	Gamsheim *	2006

Oberrhein

Die Nachweise im Oberrhein (vgl. auch Tab. 1) sind in Abb. 1 zusammengestellt. Danach deutet sich für den Lachs (Iffezheim) nach einem Peak in 2002 ein Bestandsrückgang in den Jahren 2004 bis 2006 an, während für das Jahr 2007 eine leichte und für 2008 eine deutliche Zunahme der Nachweise verzeichnet wird (vgl. Anhang IV). Seit Inbetriebnahme der Kontrollstation Gamsheim in 2006 wird dort eine kontinuierliche deutliche Zunahme der Nachweise verzeichnet.

Weitaus dramatischer erscheint der Bestandsrückgang der Meerforelle, der erstmals 2003 in Form eines regelrechten Einbruchs der Population verzeichnet wurde und seither keine Trendumkehr erkennen lässt. Auffällig ist die im Vergleich zu Iffezheim noch relativ hohe Nachweiszahl in Gamsheim, denn zwischen beiden Standorten liegen relativ große Subsysteme (Ill, Rench), die als Reproduktionsgewässer aufgesucht werden können und über Habitatflächen von rund 100 ha für die Produktion von Meerforellensmolts verfügen (SAUMON-RHIN, 2005, 2008b; SCHULTZ, 2006).

Das Meerneunauge erfuhr 2002 einen starken Rückgang und nimmt seither fast kontinuierlich zu, wobei sich der Bestand in 2007 bereits wieder auf dem Niveau des ersten vollen Kontrolljahres 2001 befand. Die Differenz der Nachweise zwischen Iffezheim und Gamsheim ist deutlich höher als bei Lachs und Meerforelle, was sich möglicherweise daraus erklärt, dass die Art unterhalb Gamsheim (Ill, Rench, Rhein) geeignete Reproduktionshabitate vorfindet (CLAIR *et al.*, 2005; BLASEL, 2008). In 2008 war der Fischpass Iffezheim zudem in der Hauptaufstiegsphase des Meerneunauges nicht in Betrieb. Nicht auszuschließen ist jedoch, dass die Art – wie der Maifisch, siehe unten – auch über die Schiffsschleusen aufsteigt und die Nachweiszahlen unter diesem Vorbehalt bewertet werden müssen. Möglicherweise ist also der Meerneunaugenbestand im Oberrhein noch größer bzw. die Wiederbesiedlung noch dynamischer, als es die vorliegenden Aufstiegsdaten erkennen lassen. Diese These wird durch niederländische Daten bestätigt.

Der Maifisch wird jährlich nur in wenigen Einzelexemplaren nachgewiesen (inkl. Niederlande); es liegt kein dauerhaft tragfähiger Bestand vor. Interessant ist, dass in den Jahren 2006 und 2007 in Iffezheim jeweils zwei, in Gamsheim jedoch jeweils sechs Individuen registriert wurden. Als einzige plausible Erklärung für dieses Missverhältnis kommt eine Nutzung der Schiffschleusen [*] in Frage.

* Anmerkung: Auch für anadrome Salmoniden liegen diverse Belege einer Schleusennutzung vor: Rückkehrer Rench 1999; Belege oberhalb der Staustufe Straßburg in 2002 im Grand Canal d'Alsace, 2003 bei Fessenheim und 2008 im Stauraum Straßburg, zeitliche Diskrepanz der Nachweise in 2008 zwischen Gamsheim und Iffezheim sowie zuletzt der erste Lachsnachweis in Basel seit über 40 Jahren vom 5.10.2008. Eine Nutzung von Schleusen durch Meerforellen wurde über telemetrische Studien für den Rhein belegt (Studien BUWAL, 2004 & SAUMON-RHIN, 2005) und es liegen zudem diverse Hinweise auf Meerforellenfänge oberhalb nicht durchgängig gestalteter Staustufen vor. Deshalb werden zu diesem Aspekt in Kapitel 4 spezifische Maßnahmenvorschläge entwickelt.

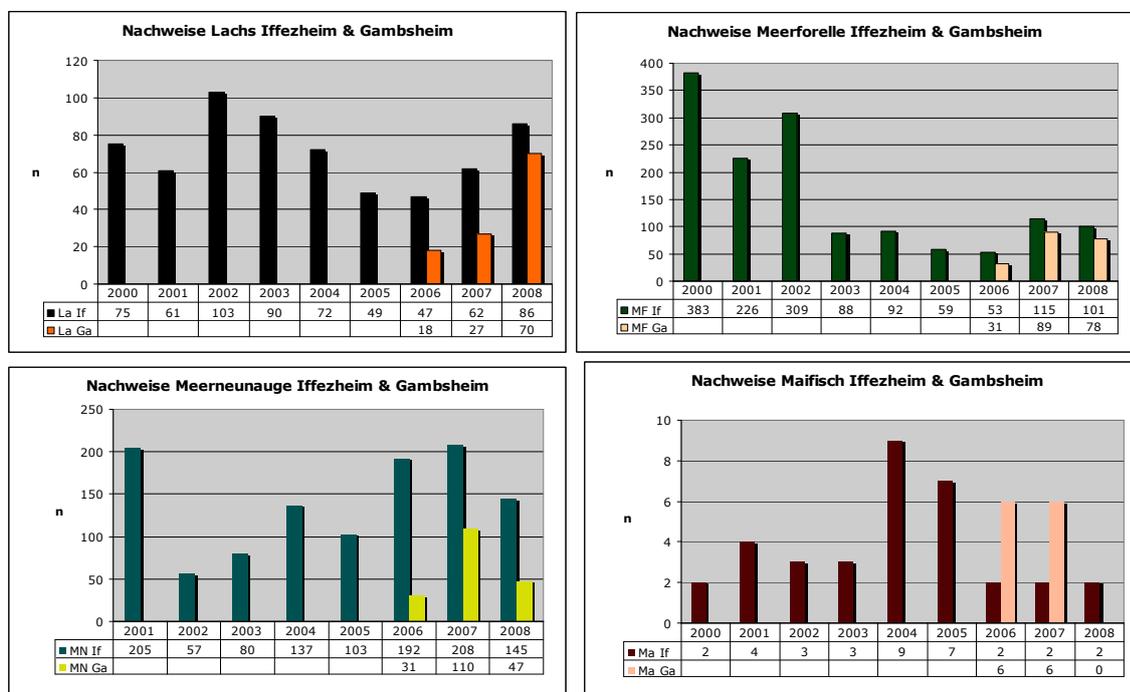


Abb. 1: Nachweise der Zielarten Lachs, Meerforelle, Meerneunauge und Maifisch in den Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim (SAUMON-RHIN; Stand 31.12.2008).

Anmerkung: Der Fischpass Iffezheim war in 2008 in der Aufstiegsphase der Arten Meerneunauge und Maifisch weitgehend außer Betrieb (vgl. auch Tab. 5).

Mittelrhein/Niederrhein

An der Mosel werden von den bearbeiteten Zielarten ausschließlich Meerforellen und Lachse registriert (ein Einzelnachweis des Meerneunauges gelang bei einer Entleerung des Fischpasses im Mai 2004). Bisher wurden im - lediglich bedingt funktionsfähigen - Fischpass Koblenz zwischen 1992 und 2007 insgesamt 70 Lachse und 642 Meerforellen in der Reuse gefangen. Ein erster vorübergehender Bestandszusammenbruch wurde 1997 und 1998 dokumentiert. Wie in Iffezheim wurde dann in 2003 erneut ein deutlicher Rückgang der Meerforellenfänge verzeichnet und seither sind die Nachweiszahlen ebenso wie am Oberrhein auf niedrigem Niveau annähernd stabil. Ein Rückgang der Lachsrückkehrerzahlen war erst im Jahr 2005 erwartet worden (Aussetzen der Besatzmaßnahmen im Moselsystem in 2002 und 2003). Wie bei der Meerforelle kam es jedoch bereits 2003 zu einem Rückgang

der Nachweise, der bis 2007 andauert. Aufgrund der wieder aufgenommenen Lachsbesatzmaßnahmen seit 2004 stieg in 2008 die Nachweiszahl wieder an. Abb. 2 (oben) veranschaulicht die Datenlage.

Die Sieg verfügt aufgrund intensiver Besatzmaßnahmen und zunehmender natürlicher Reproduktion über die höchsten Aufstiegszahlen von Lachsen (Abb. 2 unten). Auch hier wurden 2003 und 2004 schlechtere Ergebnisse erzielt als in 2002 - obwohl in Folge von Optimierungen der Habitatwahl durch Besatzhabitatkartierungen und gesteigerter Qualität in der Besatzfischproduktion ein sehr deutlicher Anstieg der Rückkehrerzahlen zu erwarten war. In 2007 und 2008 wurden die höchsten Aufstiegszahlen dokumentiert. Der Trend der Meerforelle entspricht bis 2006 dem am Oberrhein und an der Mosel, in 2007 und 2008 wurde jedoch ein deutlicher Anstieg verzeichnet. Das Ergebnis der KFS Sieg muss jedoch auch vor dem Hintergrund interpretiert werden, dass jährlich mindestens 30 – 50 % der Aufsteiger bei höherer Wasserführung das Wehr passieren. Zwar wurde der Fischpass in 2006/2007 optimiert und damit die Auffindbarkeit verbessert. Die hohen Abflüsse in 2007 und 2008 erlaubten jedoch einer großen Anzahl an Lachsen und Meerforellen die Überwindung des Wehres. Die geschätzte (und durch Wiederfänge markierter Individuen im Mittellauf bestätigte) Gesamtanzahl belief sich im „Rekordjahr“ 2007 auf rund 1.000 zurückgekehrte Lachse und nahezu 180 Meerforellen im Siegsystem.

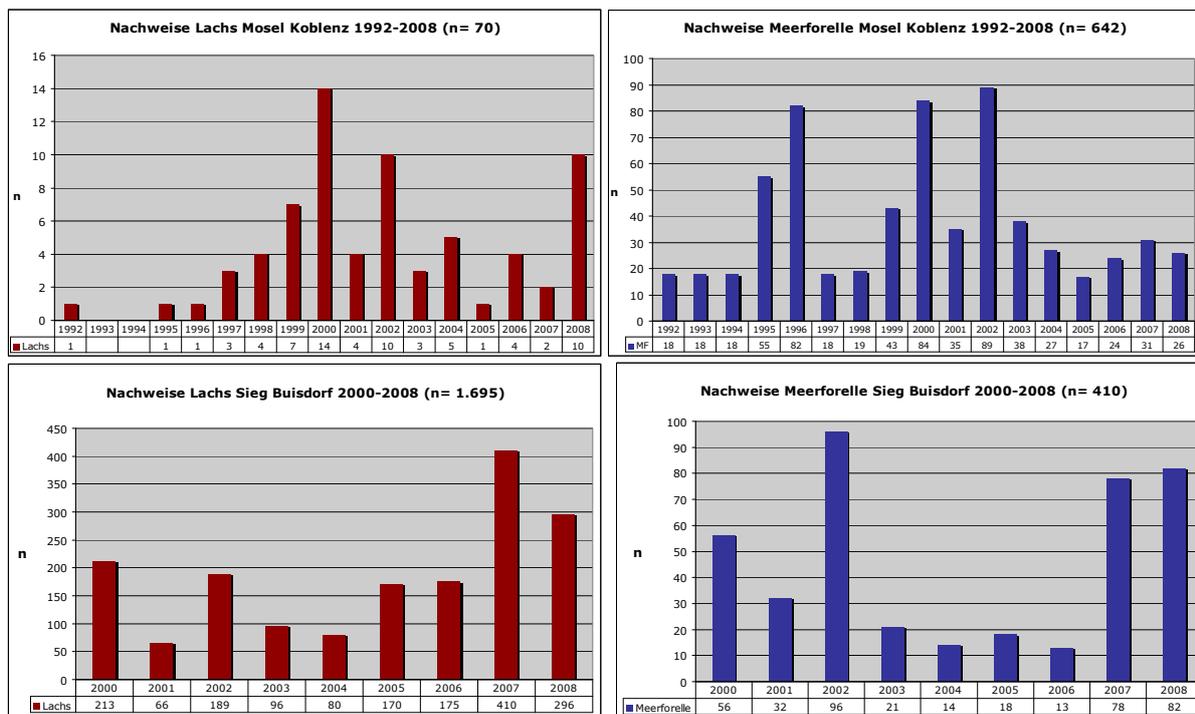


Abb. 2: Nachweise der Zielarten Lachs und Meerforelle an der Kontrollstation Mosel/Koblenz (oben) und an der Kontrollstation Sieg/Buisdorf (unten).

Orientierend werden abschließend die Lachsnachweise aus Rheinland-Pfalz (1992-2008) präsentiert (Abb. 3). Außer an der Mosel, die hier zu Vergleichszwecken mit aufgeführt wird, erfolgten alle Nachweise außerhalb von Kontrollstationen, vorrangig durch Elektrofischerei (Wattfischerei, Bootfischerei), aber auch durch Sichtungen, Totfunde und Angelfangmeldungen. Anders als in den Kontrollstationen lieferten Jahre mit niedrigen Wasserständen (z.B. 2003) und guten Befischungsbedingungen in den Laichgewässern vergleichsweise hohe Nachweiszahlen, Jahre mit sehr hohen Abflüssen im Herbst (1998; 2001) sind durch niedrige Fangergebnisse charakterisiert. Die Unterschiede der Nachweiszahlen sind zudem einer unterschiedlichen Befischungsintensität geschuldet. Im abflussreichen „Rekordjahr“ 2007 konnten hohe, aber keinesfalls überdurchschnittliche Nachweiszahlen erbracht werden (vgl. Sieg/Buisdorf).

Herauszustellen ist, dass in den deutschen Bundesländern NRW und Rheinland-Pfalz seit dem Jahr 2000 Optimierungen in der Auswahl der Besatzhabitate vorgenommen wurden und eine gesteigerte Qualität der Besatzfische vorlag. Zudem war die Zahl ausgebrachter Besatzfische zwischen den Jahren 2000 und 2002 besonders hoch. Diese Faktoren haben sich jedoch kaum positiv auf die Rückkehrerzahlen ausgewirkt.

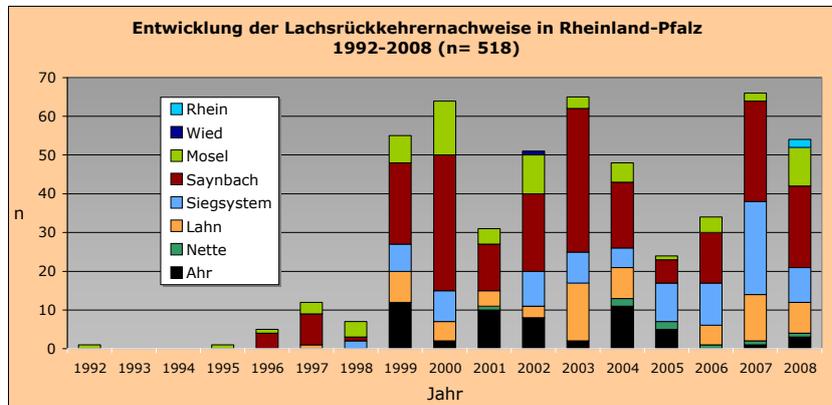


Abb. 3: Nachweise Lachs in Rheinland-Pfalz (Niederrhein und Mittelrhein inkl. Mosel)

Deltarhein

JURJENS (2006) konnte aufzeigen, dass es eine relativ gute Übereinstimmung zwischen der jährlichen Zahl an Lachsnachweisen im Deltagebiet und den Nachweisen im deutschen Rheinabschnitt gibt (Abb. 4). Zwischen 2002 und 2005 wurden im Delta zwischen 17 und 30% von den Jahresnachweisen in Deutschland dokumentiert. Damit erlauben die Nachweise im Delta eine ungefähre Vorhersage hinsichtlich der später in den Laichgebieten zu erwartenden Rückkehrerzahlen. Die Nachweiszahlen in der Waal sind dabei besonders repräsentativ.

Bei der Interpretation der Graphik (Abb. 4) ist zu beachten, dass der sprunghafte Anstieg der Nachweise in Deutschland ab dem Jahr 2000 im Wesentlichen auf die Inbetriebnahme der Kontrollstationen Iffezheim und Sieg/Buisdorf sowie Agger/Troisdorf zurückzuführen ist (vgl. Abb. 1 & 2 und Tab. 1). Besonders hervorzuheben ist der seit 2001 kontinuierliche Rückgang der verzeichneten Lachse sowohl im Delta als auch im deutschen Rheinabschnitt. Die möglichen Ursachen für diesen - trotz zunehmender Naturvermehrung (siehe unten; Tab. 2), gesteigerter Besatzaktivitäten und der Optimierung der Besatzdurchführung - rückläufigen Trend werden in Kap. 3 diskutiert.

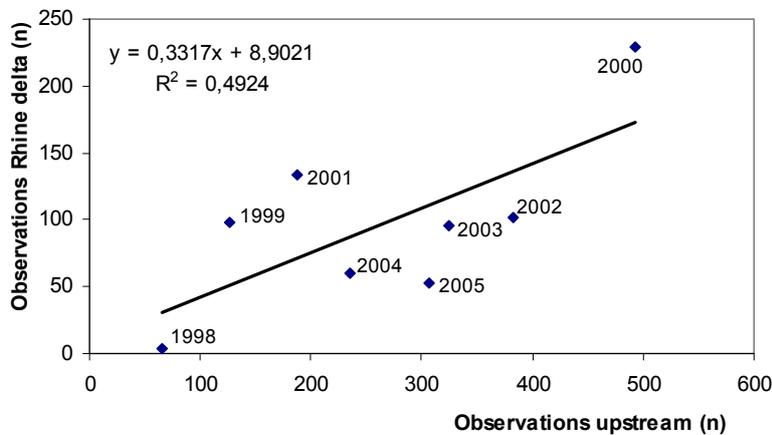
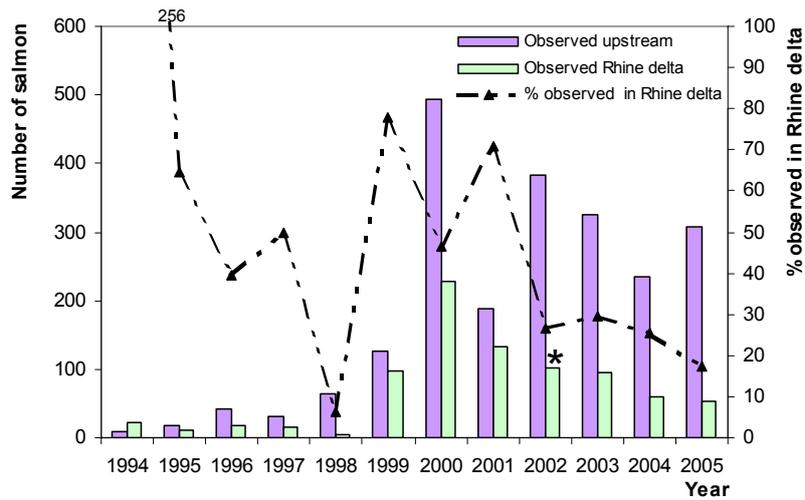


Abb. 4: Oben: Nachweise adulter Lachse in Deutschland („Observed upstream“) und im Deltarhein („Observed Rhine delta“) im Zeitraum 1994 – 2005; (*) ist eine Minimalschätzung aufgrund geringer Fangeffektivität durch hohe Abflüsse. Unten: Relation der Nachweise. Der sprunghafte Anstieg der Nachweise in Deutschland ab dem Jahr 2000 ist im Wesentlichen auf die Inbetriebnahme der Kontrollstationen Iffezheim und Sieg/Buisdorf sowie Agger/Troisdorf (vgl. Tab. 1) zurückzuführen; der rückläufige Trend der Nachweiszahlen setzt im Jahr 2001 ein.

Natürliche Reproduktion der Zielarten im Rheinsystem

Lachs:

Die qualitativen Nachweise und die Jungfischdichten haben in den letzten Jahren in allen *erreichbaren* Gewässersystemen eine deutliche Zunahme erfahren. Tab. 2 stellt die bisherigen Ergebnisse zusammen. Die Aufstellung verdeutlicht den unmittelbaren Zusammenhang von natürlicher Reproduktion und Fortschritten in der Verbesserung der Durchgängigkeit der Gewässer. Die Hauptreproduktionsgebiete liegen derzeit im Wupper-Dhünn-System, im Siegsystem, in der Ahr (vermutlich), im Saynbachsystem sowie in der Bruche (Illsystem). In 2007/2008 wurde erstmals auch eine umfangreiche Reproduktion für die Wisper dokumentiert. In der Mehrzahl dieser Gewässer ist die Durchgängigkeit (bzw. Erreichbarkeit von Laicharealen) weitgehend wieder hergestellt. Aus dem Oberrheingebiet sowie aus dem Moselsystem liegen analog zur andauernden Unpassierbarkeit der Wanderkorridore keine oder allenfalls vereinzelte Belege vor. Die Dichten natürlich aufgekommener Lachse sind hier entsprechend noch unbedeutend.

Für einige Gewässersysteme des Nieder- und Mittelrheins (Sieg, Saynbach, ggf. Ahr und Wisper) ist dagegen gemäß des Monitorings der deutschen Bundesländer NRW und Rheinland-Pfalz davon auszugehen, dass zwischen 5 und 20% der Rückkehrer der Jahre 2007 und 2008 bereits im Rheingebiet geborene „Wildlachse“ waren (Definition „Wildlachs“ hier: die Rückkehrer stammen *nicht* aus Besatzmaßnahmen, sondern aus natürlicher Reproduktion; die Eltern der Rückkehrer können eingeführte Besatzfische sein) und damit mindestens der ersten „autochthonen“ Generation zuzuordnen sind (vgl. jährliche Berichterstattung der Länder an die IKSR 2002 – 2006). Im Sommer 2008 wurden in diversen Gewässern (u. a. Sieg, Agger, Nister, Kleine Nister, Wisserbach, Saynbach, Wisper) für „Wildlachse“ der AK 0+ in weiten Bereichen hohe Dichten um 1 Individ./m² verzeichnet (NEMITZ, mündl. Mittlg.; SCHNEIDER, in Vorbereitung).

Für den Oberrhein, das Wupper-Dhünn-System und die Mosel ist dagegen aufgrund der bestehenden Defizite der Durchgängigkeit der Wandergewässer und/oder Reproduktionsgewässer kein oder lediglich ein sehr untergeordneter Beitrag von natürlich aufgekommene Lachsen am Rückkehreraufkommen zu erwarten. Dieser unterschiedliche Stand der Wiederherstellung der Durchgängigkeit bzw. des „Wildlachs“-Aufkommens ist entsprechend auch in der Interpretation der Rückkehrerzahlen und –quoten an den Kontrollstationen zu berücksichtigen!

Meerforelle:

Zum Reproduktionserfolg der Meerforelle liegen keine umfassenden Erkenntnisse vor, weil sich die Jungfische nicht von potamodromen „Bachforellen“ unterscheiden lassen und beide Formen im Allgemeinen gemeinsam vorkommen.

Da die Laichhabitatansprüche mit denen des Lachses weitgehend übereinstimmen, unterliegt die Bestandserholung der Meerforelle nahezu den gleichen Restriktionen hinsichtlich mangelhafter Durchgängigkeit und Habitatqualität wie der Lachs. Es kann angenommen werden, dass der Reproduktionserfolg in denjenigen Gewässern hoch ist, in denen sich auch der Lachs erfolgreich reproduziert.

Tab. 2: Übersicht der Nachweise und Dichten natürlich aufgekommener Lachse und Entwicklung bzw. Stand der Erreichbarkeit der Laichgründe im Rheinsystem: der Nachweis natürlicher Reproduktion steht in engem Zusammenhang mit der Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit bzw. der Erreichbarkeit der Laichgewässer.

Tab. 2 (Zusammenfassung: Tab. 1)

Reproduktionsbelege zurückgekehrter Lachse im Rheinsystem

Land	System	Projektgewässer - Auswahl wichtigster Zuflüsse (* kein Besatz)	Erstbesatz Lachs	Jahr der Brutnachweise (Reproduktion im vorangegangenen Herbst/Winter)															Habitatfläche in Hektar					
				1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008						
D	Wupper-Dhünn	Wupper	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	/	/	(X)	25				
		Dhünn	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	X	X	/	/					
D	Sieg	Eifgenbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	190				
		Rheinische Sieg NRW	1994	X	/	/	/	/	/	/	X	0	XX	/	/	/	/	/	/					
		Agger (untere 30 km)	1994	X	/	/	/	/	/	/	0	0	XXX	XXX	XXX	XX	XXXX	XXXX	XXXX					
		Naabach	1994	/	/	/	/	/	/	/	XX	0	/	XXX	XXX	XXX	XXXX	XXXX	XXXX					
		Pleisbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	0	0	/	0	/	/	X	/	/					
		Hanfbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	0	X	/	/	/	/					
		Bröl	1994	X	/	/	X	/	/	/	0	0	XX	XX	0	XX	XXX	X	/					
		Homburger Bröl	1994	/	/	/	/	/	/	/	0	0	/	XX	XXX	XX	X	/	/					
		Waldbrol	1994	/	/	/	/	/	/	/	0	0	/	0	0	XXX	XXX	X	/					
		Derenbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/					
		Steinchesbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/					
		Krabach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	X	/	/	/					
		Gierzhagener Bach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	/	/	X	/					
		Irsenbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	/	/	/	/					
		Sülz	1994	/	/	/	/	/	/	/	0	0	/	/	/	/	XX	/	/					
		Schlingenbach	1994	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	/	/	X	XXXX					
		D	Ahr	Ahr	1994	/	/	/	/	/	/	X	0	0	X	X	0	0	0		?	80		
				Nette *	-	/	/	/	/	/	/	/	X	0	XX	X	X	0	0		X			
				Saynbach	Saynbach	1994	/	/	/	/	/	/	XX	XX	XX	XXX	XXXX	XXXX	XX		XXXX		XXXX	10
					Brebach	1994	/	/	/	/	/	/	XXXX	XX	X	X	0	0	0		0		XXX	
Mosel	1994				/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0				
Lux/D	Mosel	Elzbach	2005	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	170					
		Kyll	1996	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/		/				
D	Lahn	Prümsystem	1996	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	19					
		Sauer	1992	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	/	/	/	/	/		/				
D	Lahn	Our	1992	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	19					
		Mühlbach	1994	/	/	/	/	/	/	(X)	0	/	/	/	/	/	/	/		/				
D	Lahn	Weil	1995	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	19				
		Dill	1995	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/					
D	Nahe	Nahe	2004 (einmalig)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	?					
D	Wisper	Wisper	1999	/	/	/	/	/	/	/	/	0	XX	XX	0	0	XX	XXXX	2					
D	Main	Schwarzbach * Kinzigsystem (Hessen)	- 2001	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	12					
D	Alb	Alb	2001	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	10					
D/F	(Wies)Lauter	(Wies)Lauter	1991	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	?	?					
D	Murg	Murg	2001	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	X	X	X	/	36					
F/D	Rhein	Rhein unterh. Iffezheim	-	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	X	/	/	/	50 (?)					
D	Rench	Rench	2001	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	11					
F	Ill	Bruche oberes Illsystem	1991	/	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	72**					
			1991	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/					
D	Kinzig	Kinzig (Baden-Württem)	2001	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	X	/	/	/	68					
D	Elz-Dreisam	Elz Dreisam	2005	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	59					
			2008	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/					
F/D	Rhein	Restrhein (Altrhein)	1991	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	88					
CH	Wiese	Wiese	1984	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	24					
CH	Birs	Birs	1995	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	17					
CH	Ergolz	Ergolz	1995	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	3					

LEGENDE

qualitative Nachweise / Einzelnachweise / Einzellokalitäten beprobt	X
qualitative Nachweise / Rückkehrer ob. Wanderhinderniss eingesetzt	(X)
geringer Reproduktionserfolg (1 bis ≤ 5 Parrs/100 m2)	XX
hoher Reproduktionserfolg (> 5 - 50 Parrs/100 m2)	XXX
sehr hoher Reproduktionserfolg (> 50 Parrs/100 m2)	XXXX
Untersuchung durchgeführt, keine Nachweise	0
nicht untersucht	/
Untersuchung für 2009 geplant	?

Laichgründe (größtenteils) erreichbar
Laichgründe partiell/eingeschränkt erreichbar
Laichgründe nicht/ausnahmsweise erreichbar

** Illsystem ohne Thur und Lauch

Meerneunauge:

Reproduktionsbelege für das Meerneunauge liegen aus dem gesamten *erreichbaren* Rheingebiet (mit Ausnahme des niederländischen Abschnitts) vor (vgl. BLASEL, 2008 für eine Zusammenfassung und Flächenabschätzung der Larvalhabitate sowie CLAIR *et al.*, 2005 für Kartierungen im Elsass). Laichgruben wurden u. a. im Illsystem (2001-2004: 299 Stück; CLAIR *et al.*, 2005), in der Wieslauter, in der Murg sowie im Mittelrheingebiet in Wisper, Saynbach (bis 12 Stück), Nette und Ahr verzeichnet. Auch Sieg- und Wupper-Dhünn-System zählen zu den aktuellen Reproduktionsgebieten. Mit hoher Wahrscheinlichkeit reproduziert die Art auch im Oberrhein im Hauptstrom (bis Staustufe Straßburg). Der aktuelle Bestand ist folglich reproduktiv und scheint weiter zuzunehmen.

Maifisch:

Obwohl einzelne Maifische im Rheinsystem regelmäßig seit den späten 1970er Jahren registriert werden (BARTL & TROSCHER, 1995), scheint sich keine Population zu etablieren. Reproduktions- und Jungfischnachweise des Maifischs fehlen (inkl. Rechengutuntersuchungen an Kraftwerkseinläufen; WEIBEL, KORTE, NEMITZ, jeweils mündl. Mittlg.) und es muss davon ausgegangen werden, dass sich die Art im Rhein noch nicht oder lediglich sporadisch fortpflanzt. Ursächlich dürfte die sehr geringe Populationsgröße sein.

3. Analyse der Faktoren

3.1 Welche Faktoren wirken sich auf das Wiederansiedlungs- bzw. Wiederbesiedlungspotenzial anadromer Wanderfische aus?

Als relevante Faktoren für die Wiederansiedlung bzw. eigenständige Ausbreitung von Wanderfischen im Gewässersystem Rhein sind aufzuführen:

a) Durchgängigkeit

Die longitudinale Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems ist Voraussetzung dafür, dass anadrome Wanderfische innerhalb eines artspezifischen Migrationszeitraums und innerhalb des individuellen Zeitbudgets bis zum Beginn der jeweiligen Laichzeit geeignete Reproduktionsgebiete bzw. Laichareale erreichen. Laichareale sind - den artspezifischen Ansprüchen entsprechend - durch verschiedene Parameter wie Temperaturregime, Sauerstoffgehalt, Substratangebot sowie durch die hydraulischen Verhältnisse gekennzeichnet und beschränken die Reproduktion auf spezifische Abschnitte (Regionen) im Längsverlauf eines Fließgewässers. Tab. 3 zeigt die Laichareale der vier Zielarten in Bezug auf die Gewässerregionen.

Tab. 3: Laichareale der Zielarten in Fischregionen

Art	Gewässerregionen	
	bevorzugte Bereiche (Kerngebiete)	ausnahmsweise genutzte Übergangsbereiche
Lachs	Hyporhithral - Metarhithral (Äschenregion - Untere Forellenregion)	Epipotamal (Barbenregion)
Meerforelle	Hyporhithral - Metarhithral (Äschenregion - Untere Forellenregion)	Epirhithral (Obere Forellenregion)
Meerneunauge	Hyporhithral (Äschenregion)	Metarhithral; Epipotamal (Untere Forellenregion; Barbenregion)
Maifisch	Epipotamal (Barbenregion)	Hyporhithral (Äschenregion)

Im Rahmen der Aufwanderung ist für die Einschätzung primär die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen relevant; sekundäre Bedeutung können je nach Standort die Überwindbarkeit von Querbauwerken bei hohen Abflüssen und die Möglichkeit der Wanderung über Schiffs- und Bootsschleusen haben.

Die Funktionsfähigkeit setzt sich aus den beiden Faktoren *Auffindbarkeit* (Lage der FAA, Lockströmung) und *Passierbarkeit* (Dimensionierung und hydraulische Verhältnisse der FAA) zusammen. Als negative Effekte einer eingeschränkten Funktionsfähigkeit kommen in Frage:

- Abbruch der Aufwanderung
- Verzögerung der Aufwanderung
- Verletzungen (Kiefer, Haut, Flossen, Kiemen)

Als mögliche Folgen sind im negativen Fall ein Ausbleiben der Reproduktion, Notablaichungen in suboptimalen Habitaten sowie verletzungsbedingte letale Infektionsverläufe oder Reproduktionsnachteile zu nennen. Zudem ist eine Verzögerung der Aufwanderung durch ein erhöhtes fischereilich bedingtes Mortalitätsrisiko gekennzeichnet (vgl. auch *Fischerei*). Im günstigen Fall kann die Reproduktion in anderen Gewässern mit vergleichbarer Habitatqualität erfolgen - was jedoch beim Lachs auch das Risiko des Streunens unerwünschter Herkünfte in sortenrein gemanagten Gewässern erhöhen kann; Beispiel: drei Erstregistrierungen Mosel, zweite Registrierungen in Nette (1) und Sieg (2).

Bei der Abwanderung setzen sich die kumulativen Effekte aus

- Mortalität durch Turbinen und Entnahmebauwerke von Kraftwerken
- Verzögerung der Abwanderung (inkl. erhöhter Prädationsdruck)

zusammen.

Als Verletzungsursachen bei Turbinen kommen verschiedene Faktoren im Turbinendurchgang in Frage. DAVIES (1988) benennt vier Verletzungsquellen:

- Kollision mit starren oder beweglichen Turbinenteilen
- Schnelle Druckwechsel
- Scherkräfte und Turbulenzen
- Kavitation*

(* das Implodieren von Luftblasen durch unterschiedlichen Druckverlauf innerhalb einer Turbine.)

Kollisionen mit starren und/oder beweglichen Turbinenteilen führen in vielen Fällen zu Durchtrennungen, Teildurchtrennungen, Frakturen (u.a. Wirbelsäule) oder anderen massiven äußerlichen Beeinträchtigungen. Druckunterschiede, Scherkräfte, Turbulenzen und Kavitation können Verletzungen wie Blutungen in den Augen, geplatzte Augen, Augenverluste und Blutungen an den Flossenbasen (sichere äußere Anzeichen für Druckschädigung in der Turbine) und innere Verletzungen wie geplatzte Schwimmblasen, Blutungen an inneren Organen und im Gewebe sowie direkte Fleischwunden (häufig unter Kavitationsbedingungen) verursachen.

Zur Verringerung der *Mortalität* durch Turbinen werden derzeit verschiedene Fischschutzsysteme (geneigte Feinrechen, Rollrechen) erfolgreich erprobt, deren technische Umsetzbarkeit jedoch bislang nur für kleinere und mittelgroße Gewässer besteht. Für die großen Flüsse (Rhein, Mosel, Main, Neckar) stehen nachhaltige Lösungsansätze noch aus; hier dürfte auf absehbare Zeit das Turbinenmanagement (temporäre Maximalbeaufschlagung einzelner Turbinen bei Abschaltung restlicher Turbinen; kurzfristige Abschaltung aller Turbinen) die einzige praktikable Fischschutzmaßnahme bleiben.

Die *Verzögerung* der Abwanderung der Jungfische führt zwangsläufig zu einer Erhöhung des Prädationsdrucks (insbesondere in Staubereichen) und ggf. zum Verpassen günstiger Zeitfenster beim Übertritt ins marine Milieu (vgl. auch *Prädation, Fischerei*).

Beide Effekte manifestieren sich insbesondere bei den Smolts von Lachs und Meerforelle (Totallänge 12 – 20 cm), weil diese durch ihre vergleichsweise großen Abwanderer einem erhöhten Risiko des Kontaktes mit Turbinen ausgesetzt sind und eine Meidungsreaktion vor Turbinenkanälen und bei plötzlicher Strömungsgeschwindigkeitserhöhung an Wehrüberfällen zeigen. Maifische und Meerneunaugen wandern bei Körperlängen von 5-6 cm bzw. 14-15 cm ab. Während Meerneunaugen als sehr robust gelten, sind Maifische jedoch empfindlich gegenüber Druckunterschieden und starker Turbulenz und es werden trotz des körpergrößenbedingt geringen Risikos mechanischer Verletzungen mit dem Lachs vergleichbare Mortalitätsraten an Kraftwerken angenommen (LARINIER & TRAVADE, 2002b).

b) Prädationsdruck durch Vögel, Fische

Als Prädatoren kommen im Rheinsystem unter der Avifauna die Arten Graureiher (nur Seitengewässer), Kormoran und Gänsesäger in Betracht. Aufgrund des Jagdverhaltens, der Verbreitung und der gegenwärtig hohen Individuenzahl wird dem Kormoran der mit Abstand höchste Fraßdruck auf die Wanderfischbestände zugerechnet. Unter den Fischen sind die Arten Hecht, Zander und Rapfen sowie – bedingt – der Wels typische Prädatoren. Die Bestände von Rapfen und Wels haben in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme erfahren. Der Prädationsdruck betrifft im Wesentlichen die abwandernden Stadien aller vier Zielarten. In den Aufwuchshabitaten sind u. a. die Arten Forelle, Döbel, Barbe und Groppe sowie der Graureiher relevante Prädatoren.

Die in Gruppen oberflächennah abwandernden und auffallend silbrig schimmernden Smolts von Lachs und Meerforelle werden besonders häufig von Kormoranen erbeutet. Bei Magenuntersuchungen an überwinterten Kormoranen im Siegsystem wurden jedoch auch juvenile Lachsparrs als Beute nachgewiesen (3 von 10 untersuchten Mägen) (SCHNEIDER, 2005).

Aufwandernde Laichfische sind unterhalb von Querbauwerken und vor Fischaufstiegsanlagen durch ihre Aggregation gefährdet. Große Individuen, wie adulte Lachse, Meerforellen und Maifische, liegen zwar in der Regel nicht mehr innerhalb des Beutespektrums des Kormorans. Es sind jedoch selbst für Lachse starke und auch letale Verletzungen dokumentiert (z.B. Rench; Fotobeleg BARTL, 1999; in BLASEL, 2004). Unter den Fischen kommt insbesondere der bis 200 cm Länge erreichende Wels als Prädator von adulten Wanderfischen in Betracht.

Der Prädationsdruck ist in Staubereichen aufgrund der vorherrschenden Strukturarmut, der verlängerten Aufenthaltsdauer der abwandernden Stadien und der teilweise hohen Prädatordichte insgesamt deutlich höher als in der fließenden Welle. Insbesondere Smolts sind hier einem starken Prädationsdruck durch den Kormoran ausgesetzt (JEPSEN *et al.*, 1998); auch dem Rapfen und dem Zander wird hier ein besonders hoher Prädationsdruck zugeschrieben (*vgl. a) Durchgängigkeit*).

c) Einfluss des Temperaturregimes des Rheins auf die Besiedlung und Migration

Hier liegt der Fokus auf dem Effekt so genannter Extremjahre mit überdurchschnittlich heißen und trockenen Sommern. Als Referenz wird in dieser Studie das Jahr 2003 herangezogen. Die Wassertemperaturen im Rhein lagen hier über einen Zeitraum von rund 6 Wochen im Juli/August nahe oder sogar knapp über 30°C, in Zuflüssen (z.B. Sieg) wurden knapp 28°C gemessen.

Die optimale Temperatur für abwandernde Smolts liegt zwischen 7 und 14,3 °C (Maximum 19°C). Bei Temperaturen um 25°C stellen aufwandernde Salmoniden ihre Wanderbewegungen ein, was als Anzeichen von Stress zu werten ist. Die obere Letaltemperatur ist jedoch vergleichsweise hoch; sie beträgt (in Abhängigkeit zur Akklimatisation) für Sömmerlinge (2-3 Monate alt) 28,7-29,2°C, für Parrs der Altersklasse 0+ und 1+ zwischen 27,4 und 32,8°C und für adulte Lachse um 30-32°C. Bei hohen Temperaturen unterhalb des letalen Bereichs steigt auch das Mortalitätsrisiko durch Stress und Infektionen.

In wieweit hohe Temperaturen wie im Hitzesommer 2003 als limitierender Faktor für Wanderfische in Frage kommen, wird anhand der vorliegenden Datenlage unter Kap. 3.5 abgehandelt.

d) Einfluss des Abflussregimes des Rheins auf die Besiedlung und Migration

Hohen Abflüssen wird allgemein eine positive Auswirkung auf die Migration von Wanderfischen zugeschrieben. Smolts wandern bevorzugt bei höherer Wasserführung und stärkerer Trübung ab. An Wasserkraftanlagen ergeben sich zudem alternative Abwandermöglichkeiten zur Passage der Turbinenbereiche, etwa bei Überströmung von Wehren und hoher Wasserführung in Ausleitungsstrecken. Hohe Abflüsse führen dadurch im Allgemeinen zu einer signifikanten Reduktion der Mortalität (inkl. Prädation in Staubereichen). Im Falle bedingt passierbarer Aufstiegshindernisse erleichtern hohe Abflüsse das Überwinden von Querbauwerken und Ausleitungsstrecken für aufsteigende Individuen. Häufig wird auch ein Aufsuchen von weiter im Oberlauf gelegenen Laicharealen verzeichnet.

Negativ können sich hohe Abflüsse an Fischaufstiegsanlagen auswirken, etwa durch hydraulische Überlastung oder durch das Auftreten von Konkurrenzströmungen zur Leitströmung aus Fischpässen. Liegen zusätzlich aufgrund der baulichen Anordnung Sackgasseneffekte vor, etwa durch Trennmolen zwischen Wasserkraftanlage (mit

Fischpass) und dem überströmten Wehr, ist die Auffindbarkeit der FAA ggf. zusätzlich eingeschränkt.

Ein weiterer Aspekt ist das komplexe System der Entwässerung des Rheins im Deltagebiet, wo unterschiedliche Wasserführungen durch das Öffnen und Schließen von Abschlussbauwerken (Haringvliet) und unterschiedliche Beschickungen der Rheinarme gemanagt werden. Hierdurch variieren abflussbedingt auch die Nutzungsmöglichkeiten bzw. die Attraktivität verschiedener möglicher Wanderkorridore für anadrome Arten (Auf- und Abstieg).

e) Fischereilicher Druck auf Wanderfischpopulationen [illegale Fischerei vs. unbeabsichtigte Beifänge]

Fischereiliche Aktivitäten lassen sich in Berufsfischerei (inkl. Küstenfischerei) Nebenerwerbsfischerei und Sport- bzw. Angelfischerei unterteilen.

Die Berufsfischerei verwendet u. a. Reusen (Fykenet), Kiemennetze (Gill net), Wadennetze (Seine), Hamen (Anchored stow net) und Schleppnetze (inkl. Grundsleppnetze) (Trawl fisheries). Die Nebenerwerbsfischerei arbeitet im Wesentlichen mit Reusen und Kiemennetzen (Küste und Inland). Diese Fischereiformen werden mit wenigen Ausnahmen fast ausschließlich im niederländischen Mündungsbereich betrieben. Angelfischerei wird praktisch im gesamten Rheingebiet ausgeführt.

Die Auswirkungen der Fischerei hängen von drei Faktoren ab:

- Fischereiaufwand (variiert saisonal und lokal)
- Fangwahrscheinlichkeit (nach Gerät und Einsatzhäufigkeit)
- Mortalität (Art der Geräte und Methoden, Temperatur, Art und Dauer des *Handlings*)

Da Meerforelle und Lachs im gesamten Rheingebiet (inkl. Küstenbereich) unter Schutz stehen, gibt es *keine legale Befischungsmöglichkeit auf Großsalmoniden*. Fischereiliche Mortalität kann somit in folgende Kategorien unterteilt werden:

- Entnahme im Rahmen gezielter illegaler Fischerei (Wilderei)
- Entnahme von Zufallsfängen in Unkenntnis über den Schutzstatus
- Unbeabsichtigte Beifänge, zurückgesetzt (Mortalität durch Handling und/oder Verletzungen durch Fischereigeräte)

f) Wasserqualität (Mikroverunreinigungen, organische Belastungen)

Unter dem Begriff Mikroverunreinigungen werden zahlreiche synthetische organische Stoffe des täglichen Gebrauchs zusammengefasst, die beispielsweise mit dem Abwasser über die Siedlungsentswässerung in die Gewässer eingetragen werden und dort in sehr tiefen Konzentrationen (Nanogramm bis Mikrogramm pro Liter) nachgewiesen werden. Bei diesen Stoffen handelt es sich beispielsweise um Rückstände, die im Pflanzen- und Materialschutz Anwendung finden, sowie um Körperpflegeprodukte, Reinigungsmittel und Arzneimittlrückstände (BRAUCH, 2007). Organische Belastungen führen zu Eutrophierung, Sauerstoffmangel (inkl. Sauerstoffdefizite im Kieslückensystem, vgl. g)) und zu Veränderungen der Fischartengemeinschaft hin zu anspruchslosen Arten.

g) Habitatqualität

Die Habitatqualität wird durch Gewässerausbau und Einschränkungen der Gewässerdynamik negativ beeinflusst. Hierunter fällt auch die Kleinwasserkraft zur Stromproduktion (Neubau von Querbauwerken, Stauzielerhöhungen, Habitatdegradierung durch Ausleitungsstrecken). Besonders negativ wirken sich Beeinträchtigungen der Laichareale (Verlust von kiesigen Rauschenstrecken) aus.

Sedimente können zur Kolmatierung (Verfestigung) kiesiger Substrate beitragen und so das Ausheben von Laichgruben erschweren oder verhindern.

In Kombination mit organischen Belastungen können Sedimentablagerungen zudem Sauerstoffdefizite im Kieslückensystem verursachen und so zu einem reduzierten Reproduktionserfolg bzw. zu Reproduktionsausfällen führen. Für den Sauerstoffgehalt in Gelegen von Salmoniden ist als Minimalwert (Grenzwert) ein Sauerstoffgehalt von > 5 mg/l während der Inkubation notwendig.

3.2 Welche anadromen Fischarten bzw. Lebensstadien sind von welchen Faktoren maßgeblich betroffen und welche Migrationszeiträume haben die Arten (Zeitfenster, in dem sich die Faktoren auswirken)?

Relevanz verschiedener Faktoren für die unterschiedlichen Lebensstadien

Die Bedeutung der wichtigsten Faktoren für die unterschiedlichen Lebensstadien fasst Tab. 4 zusammen. Dabei wird zwischen positiven und negativen Auswirkungen unterschieden.

Tab. 4: Relevanz verschiedener Faktoren für die unterschiedlichen Lebensstadien der Salmoniden Lachs und Meerforelle sowie Maifisch und Meerneunauge; + steht für positive Auswirkung, - für negative Auswirkung.

Arten	Stadien	Faktor <i>Auswirkung + Wirkung positiv - Wirkung negativ</i>									
		Wanderhindernisse		Prädation	Abfluss			Fischerei	Wasserqualität		
		Aufstieg	Abstieg	Süßwasser	hoch	niedrig	Küste & Rhein-system	Thermische Belastung	Organische Belastung	Fein-sediment	
Lachs & Meerforelle	Eier, Larven	entfällt	entfällt	gering -	gering -	mittel -	entfällt	sehr gering -	hoch -	hoch -	
	Parrs	gering -	gering -	mittel -	sehr gering -	mittel -	entfällt	gering -	gering -	sehr gering -	
	Smolts	entfällt	hoch -	hoch -	hoch +	hoch -	sehr gering -	sehr gering -	gering -	sehr gering -	
	Rückkehrer	hoch -	gering -	sehr gering -	hoch +	mittel -	hoch -	mittel -	gering -	sehr gering -	
Maifisch	Eier, Larven	entfällt	entfällt	hoch -	sehr gering -	gering -	entfällt	sehr gering -	gering -	sehr gering -	
	Abwanderer	entfällt	hoch -	hoch -	hoch +	hoch -	sehr gering -	sehr gering -	gering -	sehr gering -	
	Rückkehrer	hoch -	entfällt	gering -	hoch +	mittel -	hoch -	sehr gering -	gering -	sehr gering -	
Meer-neunauge	Eier, Larven	entfällt	entfällt	mittel -	sehr gering -	gering -	entfällt	sehr gering -	mittel -	mittel -	
	Abwanderer	entfällt	gering -	hoch -	hoch +	hoch -	sehr gering -	sehr gering -	gering -	sehr gering -	
	Rückkehrer	hoch -	entfällt	mittel -	hoch +	mittel -	sehr gering -	sehr gering -	gering -	sehr gering -	

Migrationszeiträume der Arten

Der zeitlich-räumliche Aspekt der Migration von Wanderfischen im Rheinsystem ist:

a) relevant für die Abschätzung der Effektivität von Managementmaßnahmen und -plänen, die auf temporäre bzw. diskontinuierlich wirkende Maßnahmen zur Passierbarkeit von Wanderhindernissen ausgerichtet sind, wie Turbinenmanagement, ökologisch motivierter Schiffs- und Bootsschleusenbetrieb (Fischaufstieg), Absenken von Wehren bzw. jahreszeitlich gestaffelte Mindestwasserdotation in Ausleitungsstrecken (Fischaufstieg, Fischabstieg) oder der Fang von Migrationsstadien zum Zwecke des Transportes in Zielgebiete unterhalb oder oberhalb unpassierbarer Querbauwerke oder Stauanlagenketten („Trap and Truck“); letzteres ist auch für die „Doppelbeckenlösung“ (Fischaufstieg) der Szenarien 1 & 2 am Kraftwerk Vogelgrün relevant (vgl. STUCKY-Studie Phase II, 2006).

b) relevant für die Abschätzung der Auswirkungen kritischer Faktoren, wie der Wassertemperatur als Einzelereignis und langjähriges Temperaturregime (Migrationsstimulus, Mortalitätsfaktor), den Abflussverhältnissen (Migrationsstimulus, Erreichbarkeit von Laicharealen bei bedingt passierbaren Querbauwerken, Schadstoffkonzentration), konkurrierende Strömungsverhältnisse an Wasserkraftanlagen (Auffindbarkeit bzw. Dotierung der Fischaufstiegsanlage versus turbinierte Wassermenge).

Tab. 5: Laichzeiten und Migrationszeiträume des Lachses und der weiteren Wanderfischarten im Rhein. Dunkle Felder: Kernzeit; Helle Felder: geringere Aktivität.

Laich- und Wanderzeiträume diadromer Fischarten im Rheinsystem											BFS 2006	
Laichzeiten	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Atlantischer Lachs												
Meerforelle												
Maifisch												
Atlantischer Stör												
Meerneunauge												
Flußneunauge												
Aal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flunder	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Migration Laichfische Rf	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
<i>Aufwanderung</i>												
Atlantischer Lachs												
Meerforelle												
Maifisch												
Atlantischer Stör												
Meerneunauge												
Flußneunauge												
<i>Abwanderung</i>												
Aal												
Flunder												
Atlantischer Lachs												

Migration Jungfische	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
<i>Abwanderung</i>												
Atlantischer Lachs												
Meerforelle												
Maifisch												
Atlantischer Stör												
Meerneunauge												
Flußneunauge												
<i>Aufwanderung</i>												
Aal												
Flunder												

Tab. 5 zeigt die Migrationszeiträume des Lachses und der weiteren Wanderfischarten (inkl. Stör, Flussneunauge, Aal und Flunder) im Wanderkorridor Rhein in der Übersicht. Die Aufstellung verdeutlicht, dass Wanderbewegungen stromaufwärts beim Lachs (und eingeschränkt auch bei der Meerforelle, hier kaum Migration im Frühjahr) über den gesamten Jahresverlauf zu verzeichnen sind. Die Smoltabwanderungen der Salmoniden beschränken sich auf den Zeitraum März bis Juli (Schwerpunkt April - Mai, im Delta auch Juni). Frühreife männliche Lachsparrs führen zudem im Spätsommer und Herbst häufig Wanderungen in die Unterläufe durch.

Anmerkung zu Tab. 5: „geringere Aktivität“ ist nicht mit „weniger bedeutend“ gleichzusetzen, da aus populationsgenetischer Sicht auch Individuen, die außerhalb der Kernzeit laichen und/oder migrieren, als Teil einer Population mit einer für die Populationszusammensetzung bedeutsamen Strategie zu verstehen sind, auf die im Sinne der genetischen Variabilität kein „anthropogener Selektionsdruck“ ausgeübt werden sollte. Dies gilt im Besonderen für die obligat anadromen Wanderfische Lachs und Maifisch.

Zeitfenster Aufstieg

Die Abb. 5 - 7 veranschaulichen die Zeiträume des Auftretens von Lachs- und Meerforellenrückkehrern in den Kontroll- und Monitoringstationen Rhein/Iffezheim, Rhein/Gambsheim, Mosel/Koblenz und Sieg/Buisdorf.

Abb. 8 & 9 zeigen die Nachweise für Lachs und Meerforelle in der kumulativen Darstellung (jeweils Summen und Anteile) als Vergleich der Kontrollstationen untereinander, wobei hier zu beachten ist, dass für Iffezheim und Gambsheim die bisherigen Nachweise bis 6.10.2008 mit verwendet wurden, obgleich die Datenreihe noch unvollständig ist.

Hinsichtlich der Aufwanderungszeiträume an den vier Kontrollstationen Iffezheim, Gambsheim, Mosel und Sieg lassen sich zunächst folgende Trends herausarbeiten:

- Beide Arten demonstrieren jeweils zwei charakteristische Aufstiegszeiträume in der Jahresmitte und im Herbst. Erläuterung: Beim Lachs korreliert der Aufstiegszeitraum maßgeblich mit der (stammspezifischen) Dauer des Meeresaufenthalts; Mehrseewinter-Lachse (MSW) dominieren häufig in der Gruppe der frühen Aufsteiger, der zweite *run* besteht mehrheitlich aus Einseewinter-Lachsen (1 SW, Grilse). Da die im Rhein verwendeten Herkünfte unterschiedliche Grilse-MSW-Anteile aufweisen, sind die Daten auch im Hinblick auf die Besatzhistorie in den Einzugsgebieten zu interpretieren; da in allen Einzugsgebieten in den relevanten Jahren „Mischbesatz“ durchgeführt wurde, lassen sich diese populationsspezifischen Einflüsse auf die Migrationsmuster jedoch nur eingeschränkt herausarbeiten (siehe unten). MSW-Lachse dominieren seit 2004 im Oberrhein (Besatzumstellung auf den Stamm Allier; vgl. Abb.13); an Sieg und Mosel liegt der MSW-Anteil seit 2007 bei rund 50% (Besatzumstellung auf Ätran). Die bis 2003 verwendeten irischen Herkünfte weisen dagegen hohe Grilseanteile auf.
- Die Schwerpunkte des Lachsaufstiegs liegen allgemein rund 4 - 8 Wochen vor dem Schwerpunkt des Meerforellenaufstiegs.
- Der Aufstiegszeitraum steht in deutlichem Zusammenhang mit der „Funktion“ des Gewässers bzw. Gewässerabschnitts (Wanderkorridor oder Laichgewässer); die Aufsteiger werden zunächst im Deltagebiet (JURJENS, 2006), dann im Rheinhauptstrom (vgl. Iffezheim und Gambsheim) nachgewiesen, in der Folge in größeren Zuflüssen (vgl. Mosel) und schließlich in den an die Laichregion angrenzenden Gewässerabschnitten (vgl. Sieg). Die Laichgewässer in der Äschen- und Forellenregion (z.B. Saynbach, Wisper, Nister, Bruche) werden erst kurz vor der Laichzeit im Herbst (je nach Herkunft von Ende Oktober bis Anfang Dezember) aufgesucht (u. a. SCHNEIDER, 2007; SAUMON-RHIN, 2005); hier wird der Aufstieg häufig im Zusammenhang mit Abflusserhöhungen verzeichnet.
- Ein erkennbarer Zusammenhang mit der Entfernung zur Rheinmündung - also der im Süßwasser zurückgelegten Migrationsstrecke - besteht demnach eher nicht. Vielmehr scheint die zeitliche Nähe des Ablachtermins bzw. das Einsetzen der Laichreife der entscheidende Faktor für das räumlich-zeitliche Muster der Migration der Individuen zu sein.

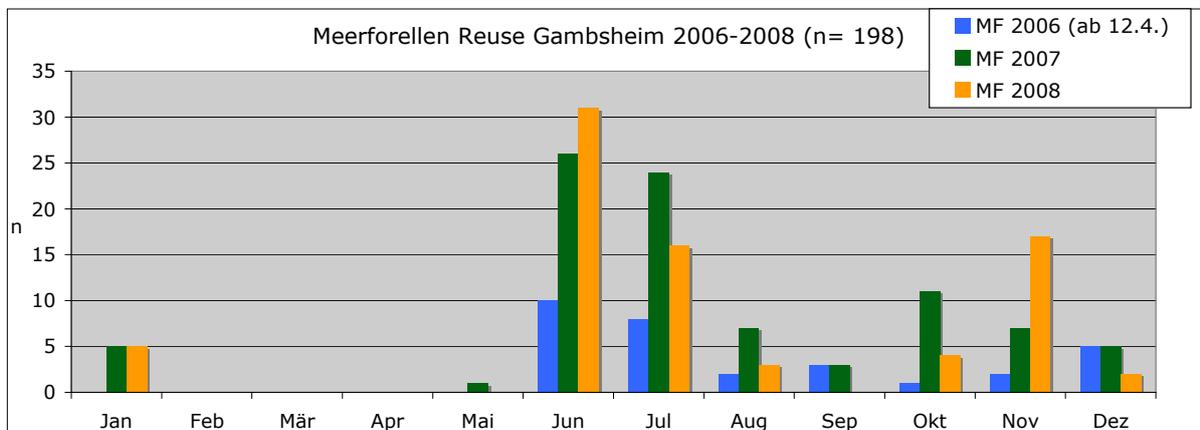
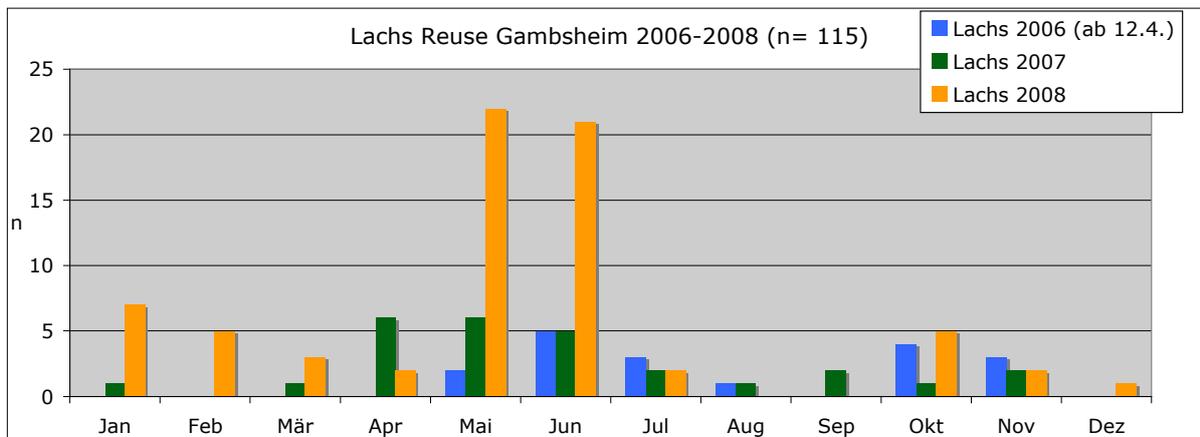
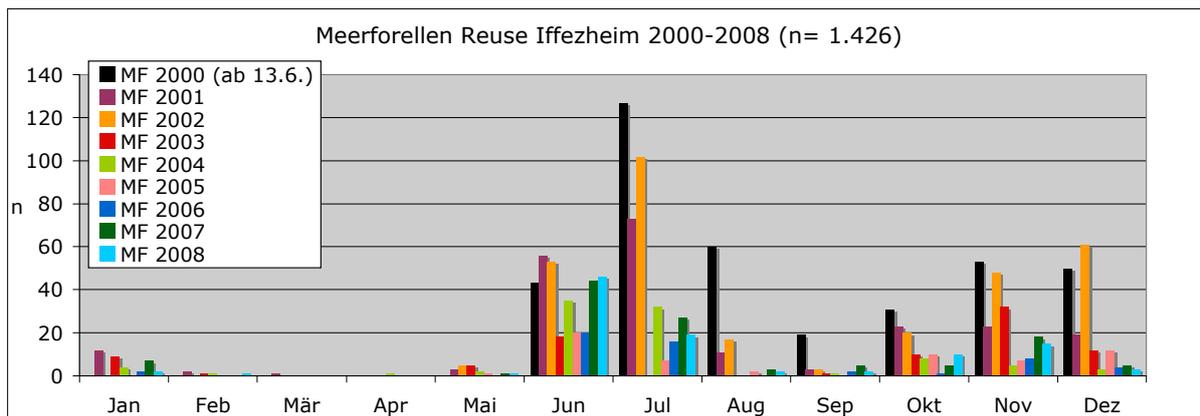
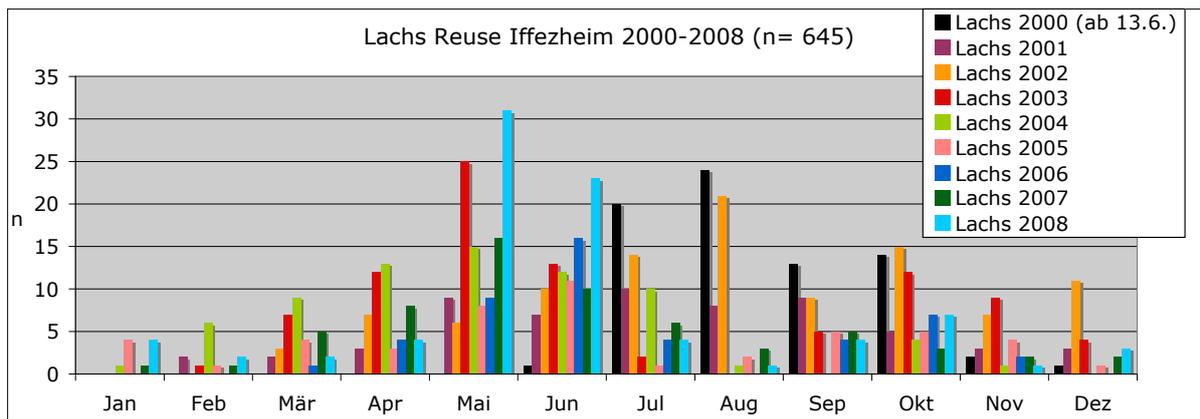


Abb. 5: Migrationszeiträume der Großsalmoniden im Oberrhein: Iffezheim (oben) und Gamsheim (unten).

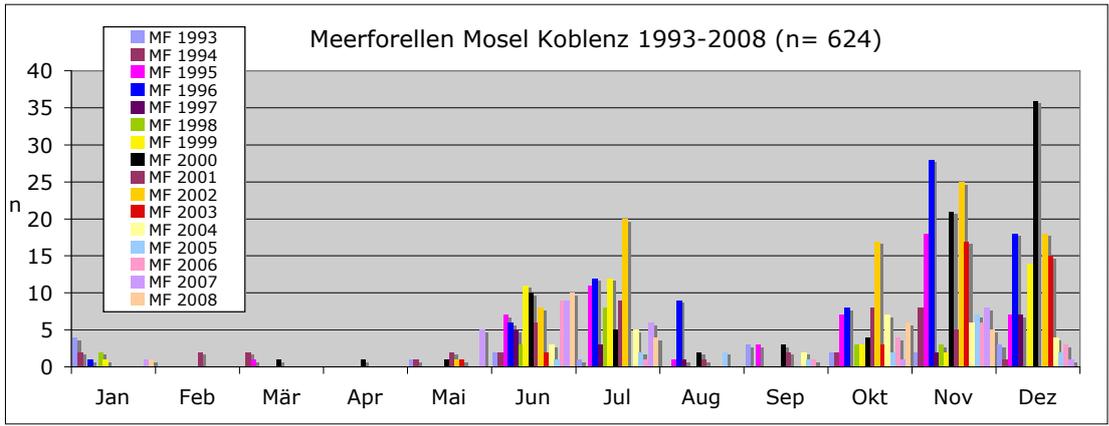
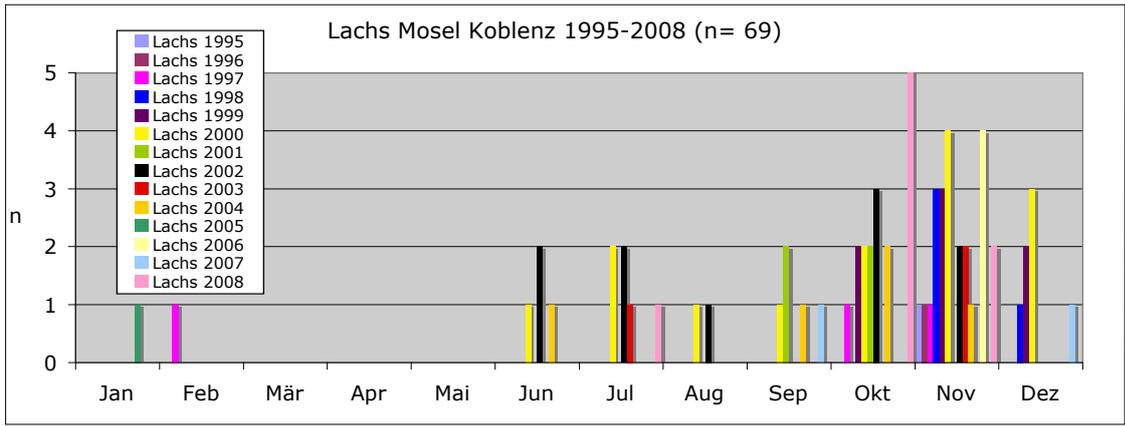


Abb. 6: Migrationszeiträume der Großsalmoniden in der unteren Mosel

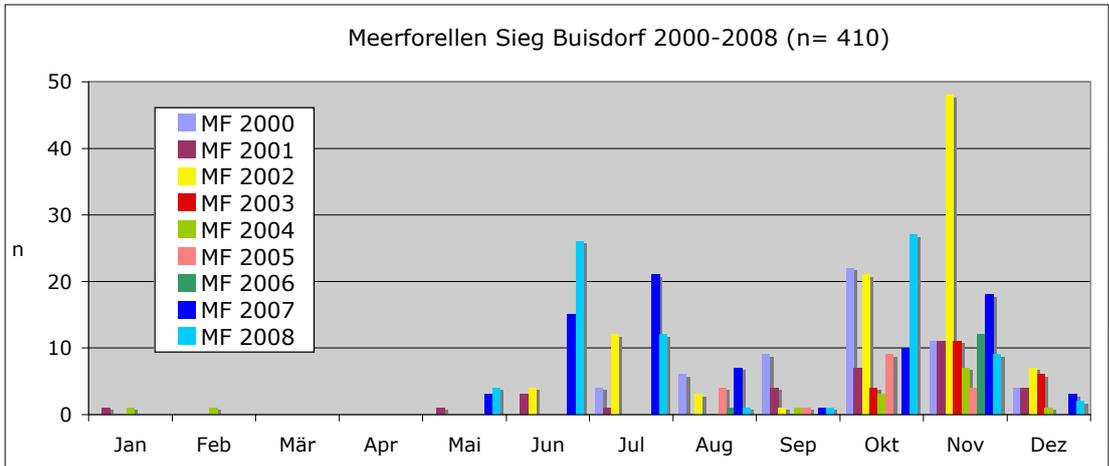
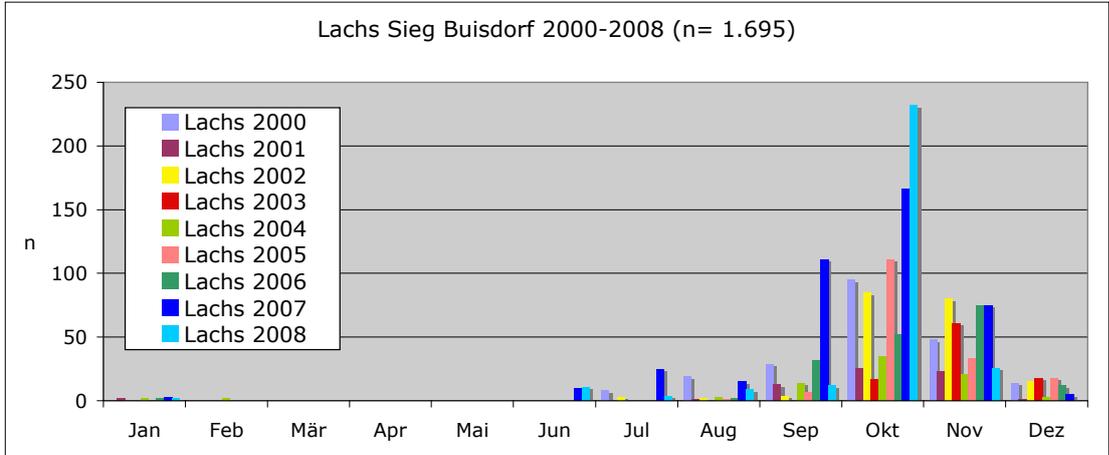


Abb. 7: Migrationszeiträume der Großsalmoniden in der unteren Sieg.

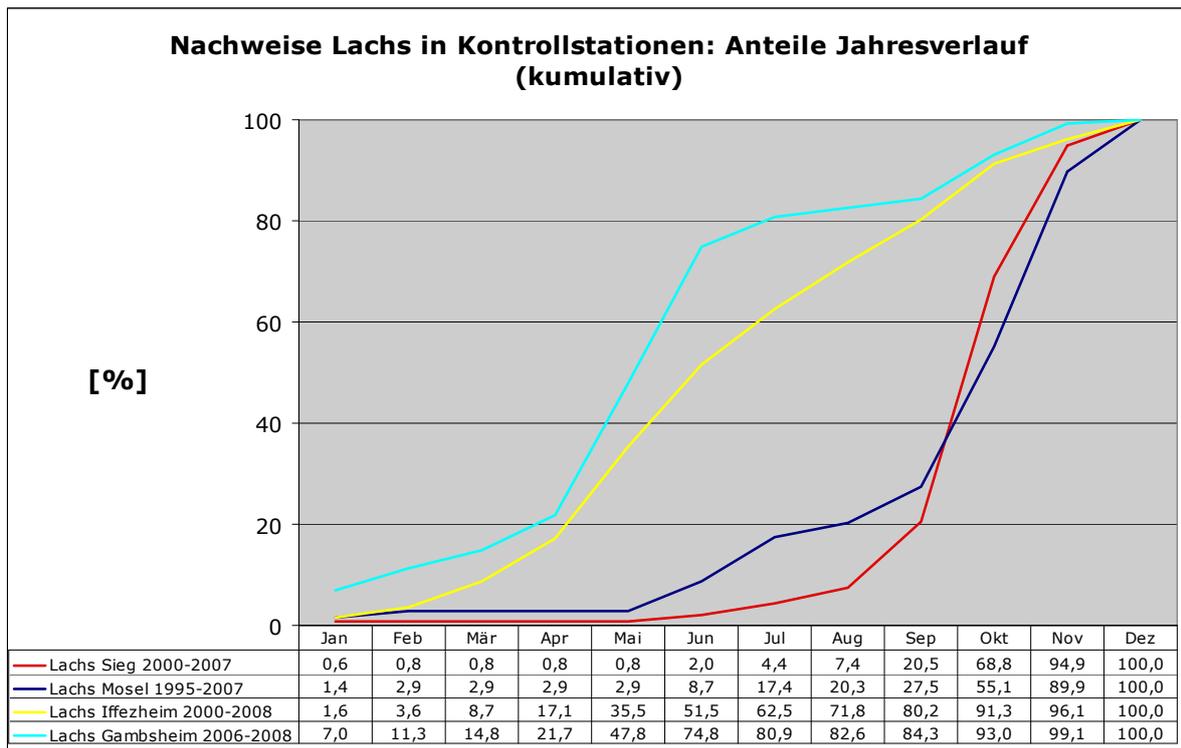
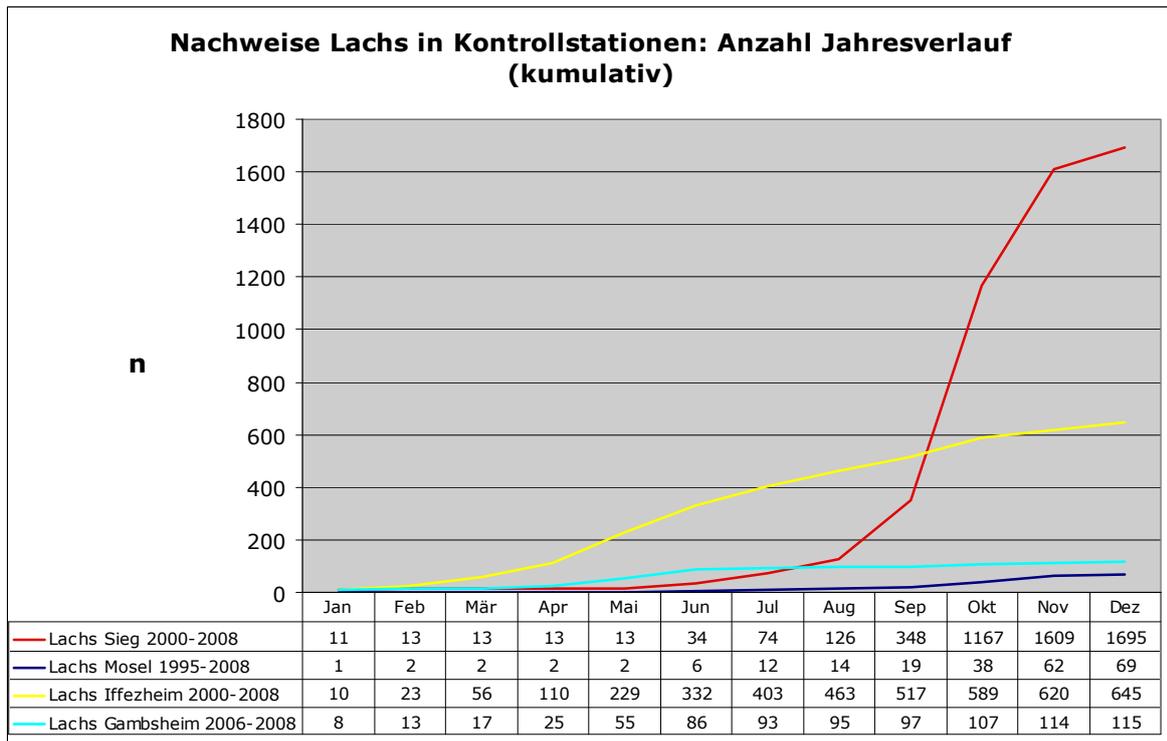


Abb. 8: Kumulative Darstellung der Lachsnachweise in den vier Kontrollstationen (oben: Summen; unten: Anteile)

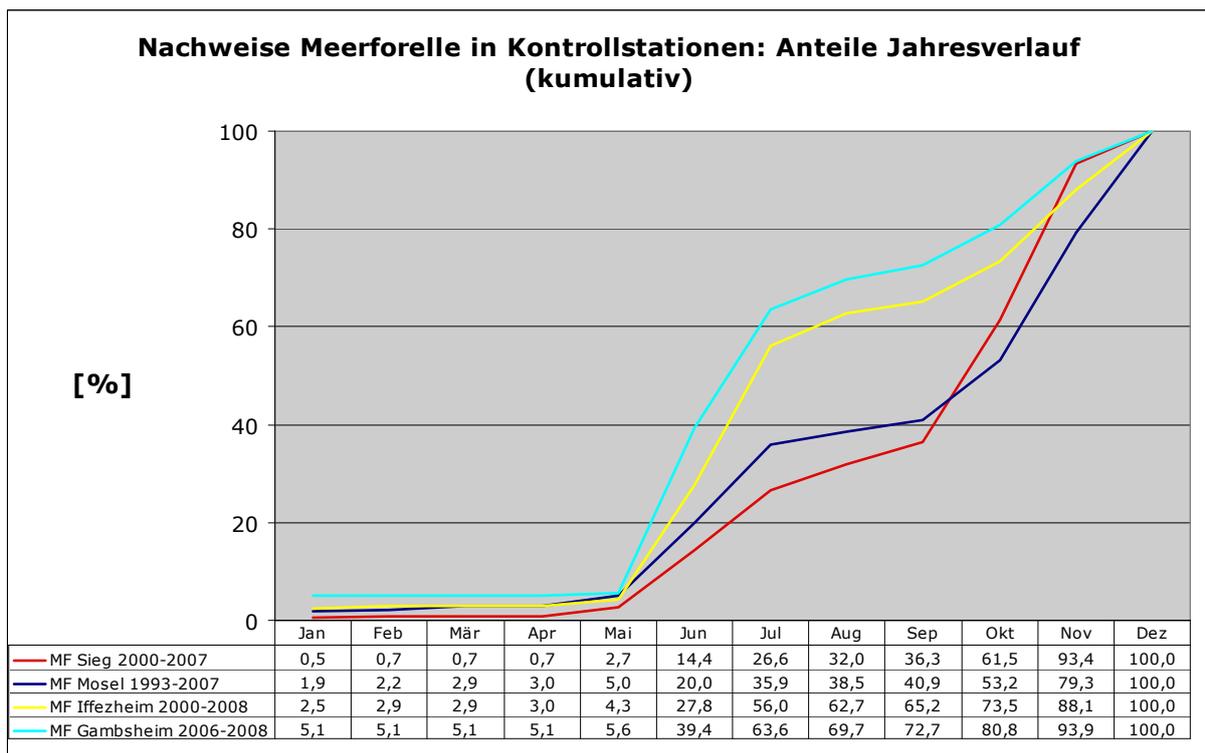
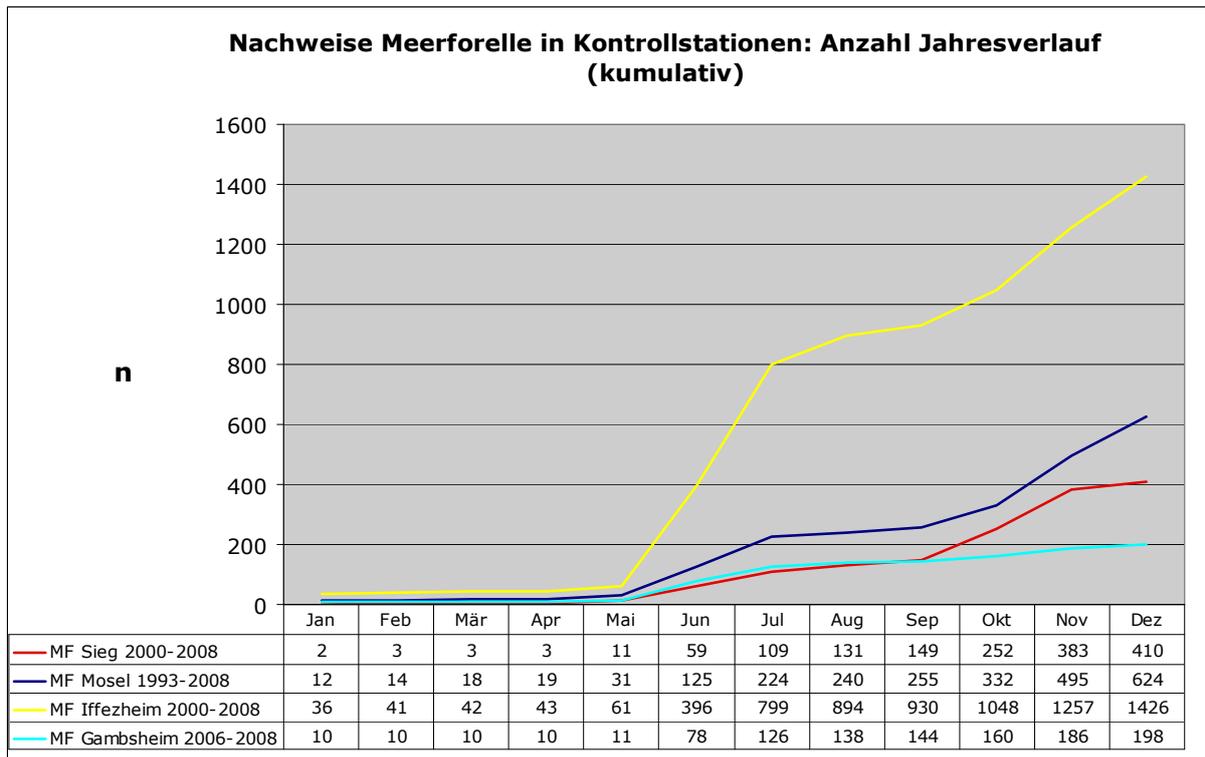


Abb. 9: Kumulative Darstellung der Meerforellennachweise in den vier Kontrollstationen (oben: Summen; unten: Anteile)

Die Schwerpunkte des Lachsaufstiegs liegen:

- im Delta in den Monaten Mai bis Juli sowie (abgeschwächt) August - Dezember
- im Oberrhein in den Monaten Mai bis Juli sowie September - Oktober
- in der Mosel in den Monaten Juni und Juli sowie Oktober - November
- in der Sieg in den Monaten Juli - August sowie Oktober - November

Alle Gewässer bzw. Gewässerabschnitte sind als Wanderkorridore einzustufen, allerdings liegen aus dem Oberrhein unterhalb Iffezheim und der unteren Sieg auch Hinweise auf eine natürliche Reproduktion von Lachsen vor (HARTMANN, NEMITZ, mündl. Mittlg.) (vgl. Tab. 2).

In einem weiteren Auswertungsschritt wurden für die Kontrollstationen Iffezheim, Mosel/Koblenz und Sieg/Buisdorf die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren herausgearbeitet (jeweils Lachs und Meerforelle) (Abb. 10-12):

In der kumulativen Darstellung der Summen zeigt sich zunächst eine erhebliche Variabilität hinsichtlich der Aufstiegszahlen, welche auf *Bestandsschwankungen* aufgrund unterschiedlicher *Besatzzahlen* (im Wesentlichen Lachs), Verluste durch Fischerei, Mortalität (Süßwasser, Meer) und unterschiedliche *Fangeffektivität* der Reusen (insbesondere Sieg) sowie Unterschiede in der *Auffindbarkeit* der Fischaufstiegsanlagen (insbesondere Mosel und Sieg) zurückzuführen sind.

In der kumulativen Darstellung der monatlichen *Anteile* am jährlichen Gesamtfang (bzw. der Jahresnachweise) manifestieren sich ebenfalls signifikante Unterschiede der Aufstiegszeiträume, für die sehr wahrscheinlich unterschiedliche Abflüsse und Wassertemperaturen bestimmend sind; für den Lachs verkompliziert sich die Interpretation jedoch aufgrund der Unterschiede der Migrationszeiträume in Anlehnung an den Seeaufenthalt (Herkünfte mit hohem Grilseanteil migrieren in hohen Anteilen im Herbst, hohe MSW-Anteile führen dagegen zu hohen Anteilen früher Aufsteiger). Da sich die Faktoren teilweise überlagern, ist eine eindeutige Korrelation nur in wenigen Fällen möglich.

Exemplarisch werden folgende Interpretationen aufgeführt:

Der Sommer 2003 mit Hitze- und Niedrigwasserrekorden in den Monaten Juni bis August zeigt in diesem Zeitraum ein charakteristisches Plateau (= keine Wanderaktivität), da Salmoniden ab 25°C Wassertemperatur ihre Migration vorübergehend einstellen; vgl. rote Balken bzw. rote Linie in den Graphiken für Iffezheim und Mosel, Abb. 5, 6, 10 & 11; Sieg: keine Erhebung im relevanten Zeitraum). Damit verschiebt sich der Aufstieg zwar zeitlich um mehrere Wochen. Ein Vergleich mit den Folgejahren zeigt jedoch auch, dass der gleichzeitig verzeichnete Bestandsrückgang kein isoliertes Phänomen des Jahres 2003 darstellt und damit nicht auf eine erhöhte Mortalität durch hohe Temperaturen rückgeschlossen werden kann (vgl. Kap. 2, Abb. 1-3).

Die Arten Meerneunauge und Maifisch, deren Aufstiegsschwerpunkte im Mai liegen, waren von der Extremsituation 2003 nicht betroffen (vgl. auch Fischzählungen Iffezheim und Gamsheim im ANHANG).

Das durch hohe Abflüsse (vgl. Tageswerte im ANHANG) und niedrige Wassertemperaturen $\leq 25^{\circ}\text{C}$ im Sommer charakterisierte Jahr 2007 führte dagegen zu einem besonders frühen Aufstieg der Salmoniden (Abb. 10-12).

Der Lachsaufstieg in Iffezheim in 2001 und 2002 erfolgte später als in den folgenden Jahren. Dies könnte mit einer sukzessiven Stammumstellung von spät laichenden irischen und südfranzösischen Herkünften auf früher laichende Allier-Lachse in Verbindung stehen (vgl. Abb. 13).

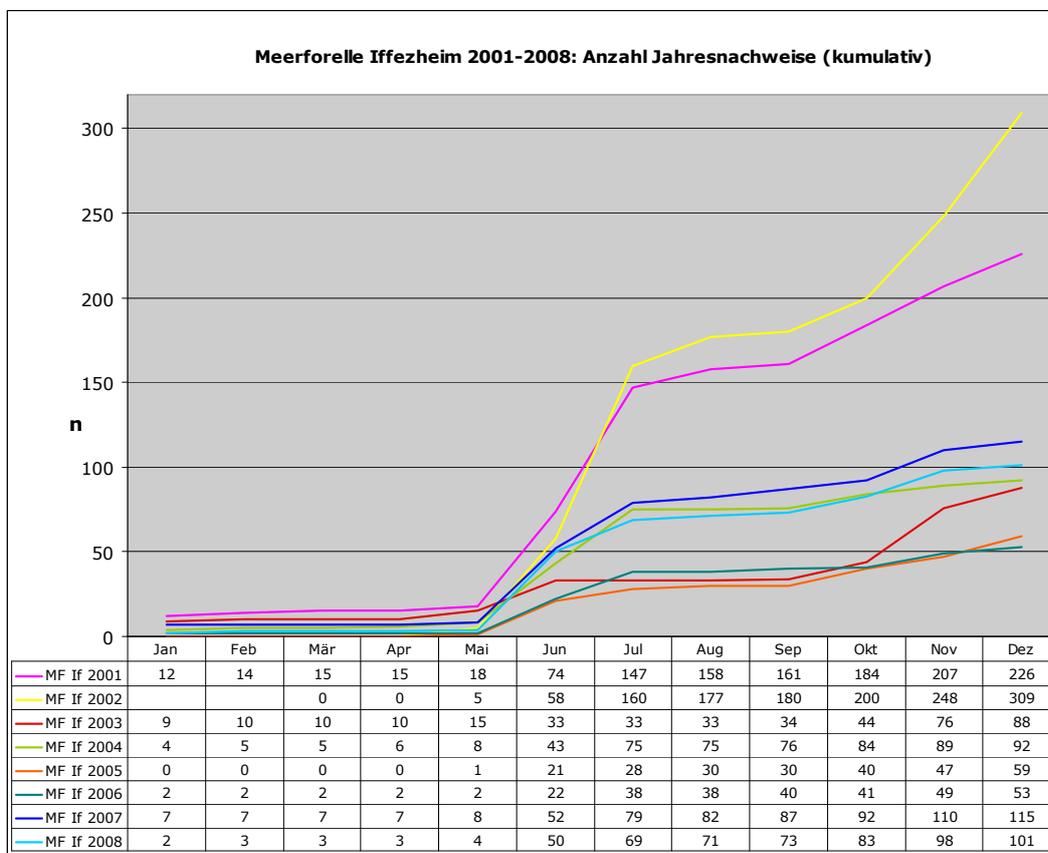
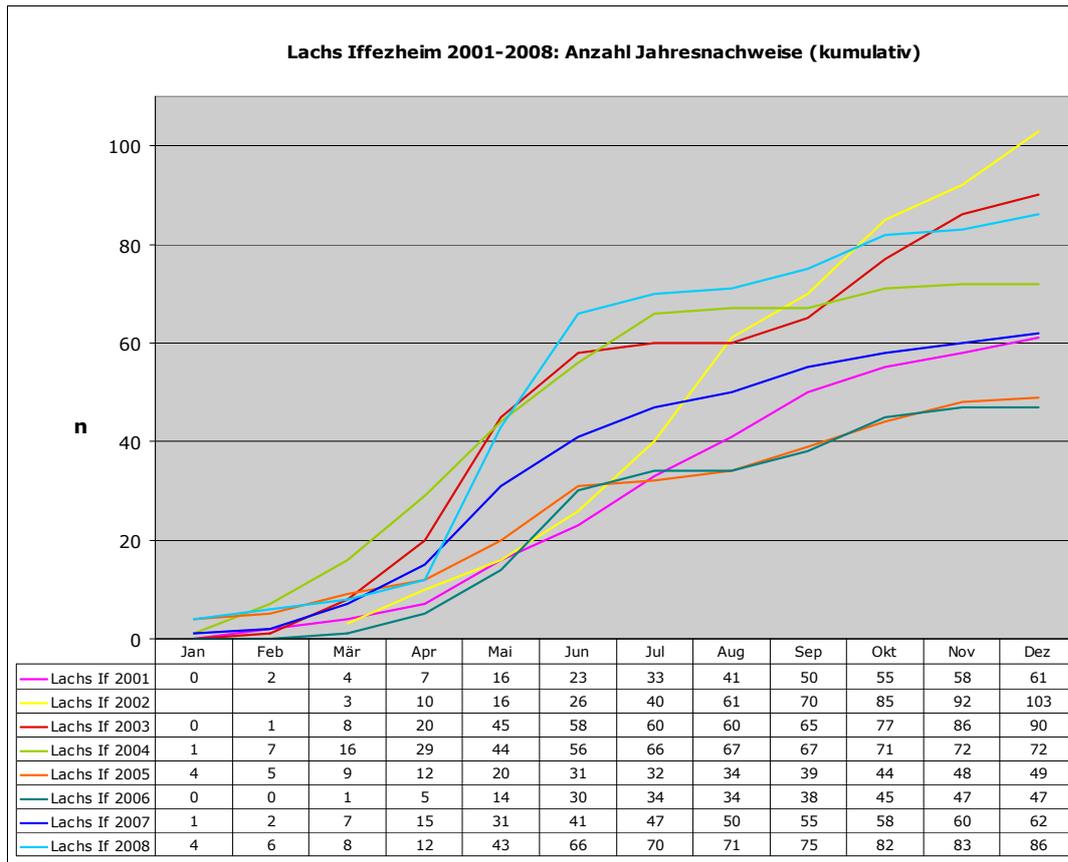


Abb. 10: Kumulative Darstellung der Nachweise von Lachs (oben) und Meerforelle (unten) in der Kontrollstation Iffezheim.

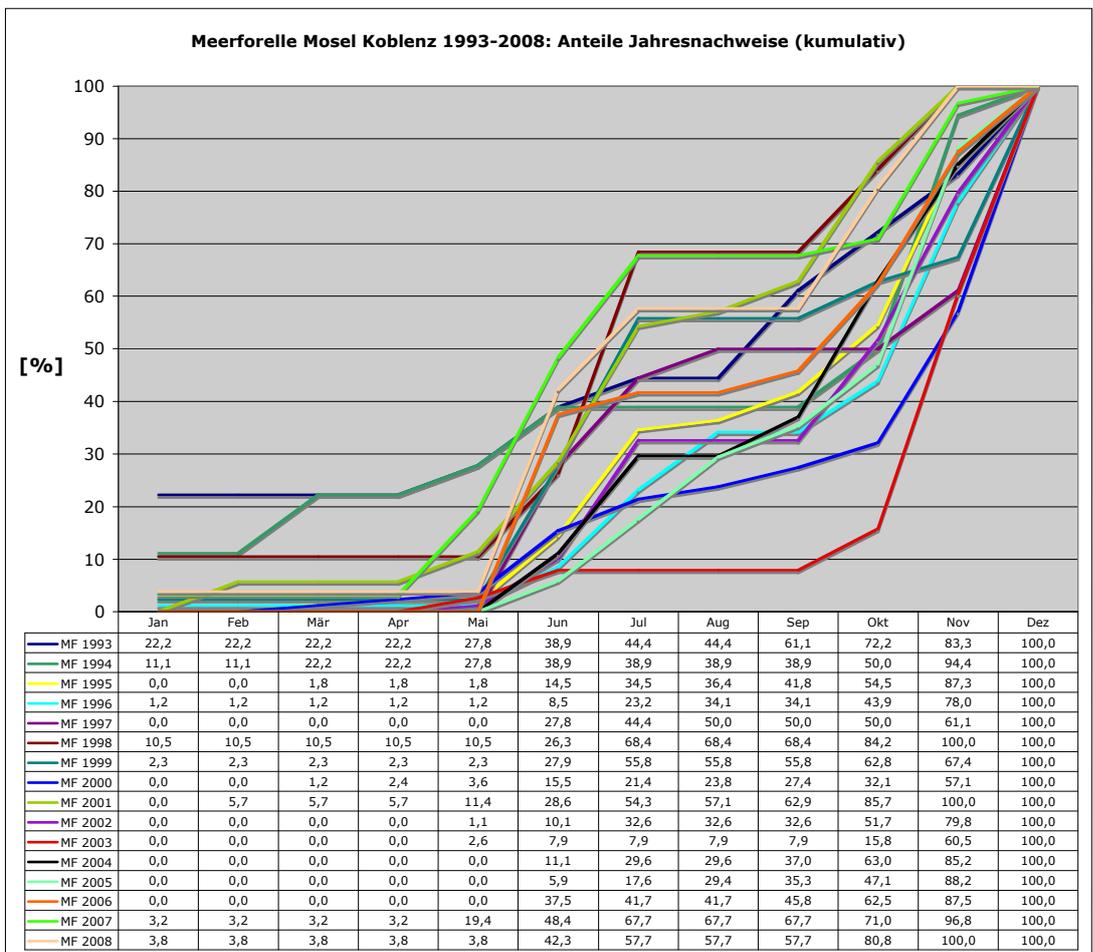
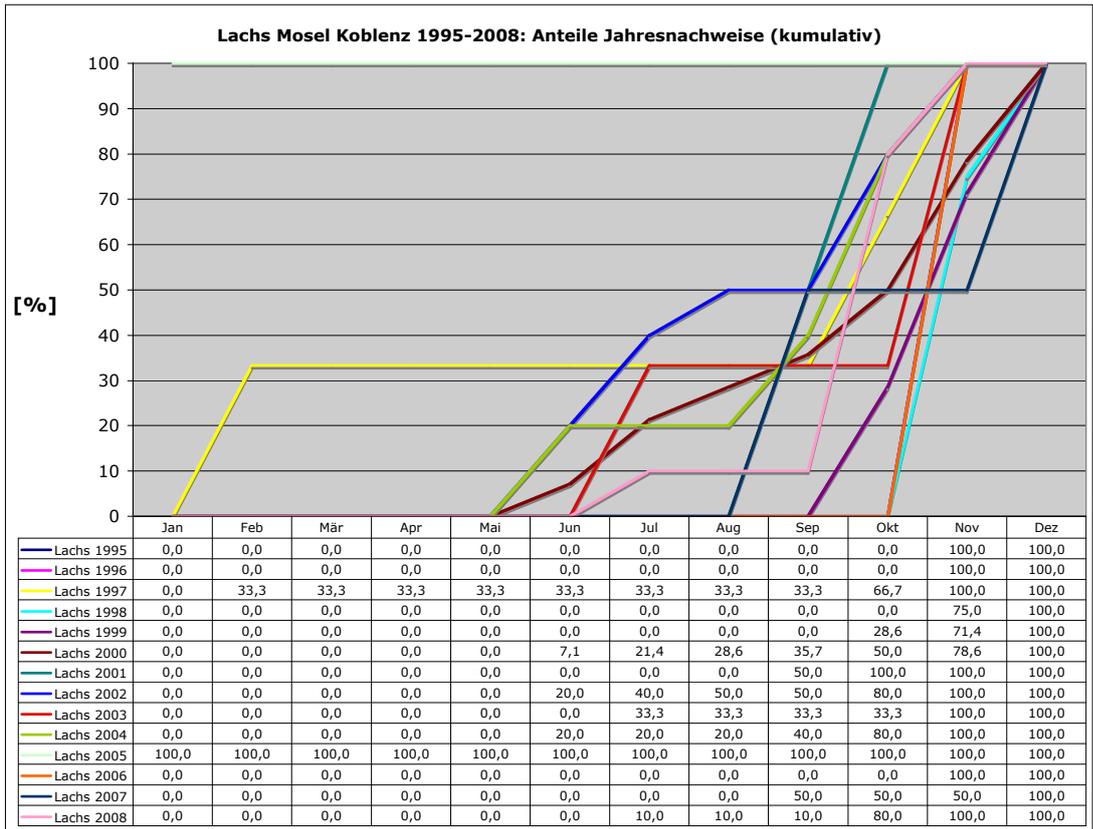


Abb. 11: Kumulative Darstellung der Nachweise von Lachs (oben) und Meerforelle (unten) in der Kontrollstation Mosel/Koblenz.

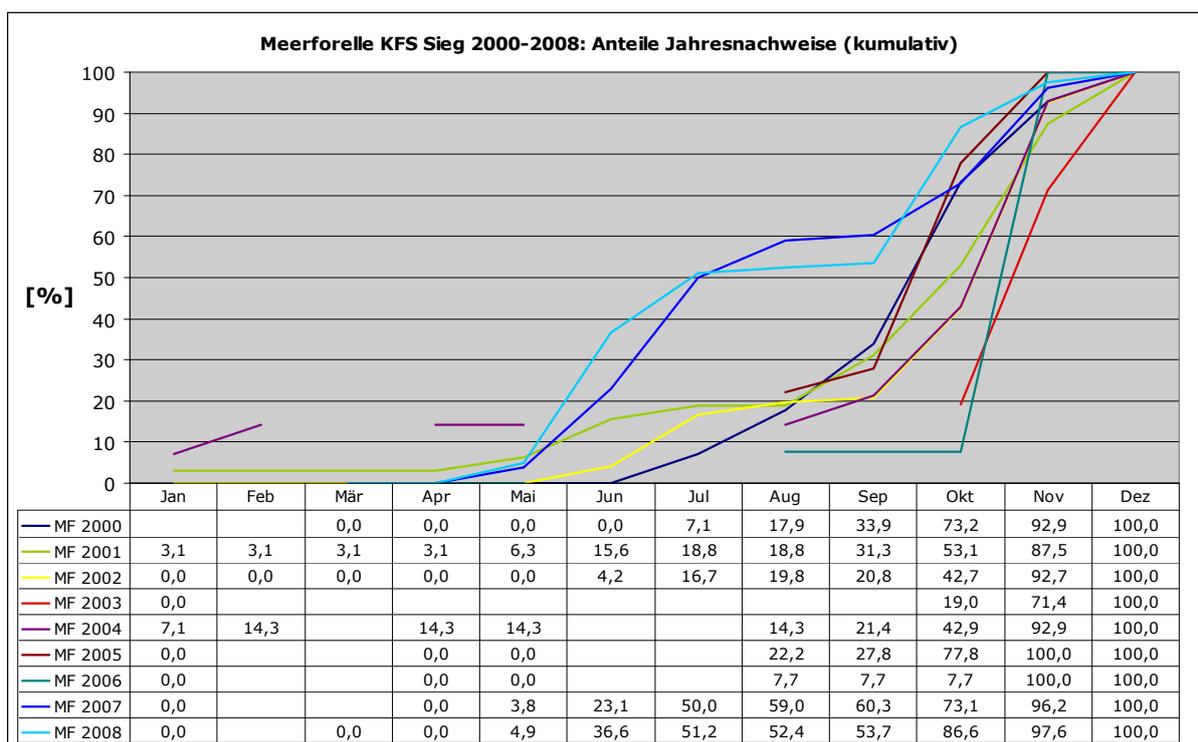
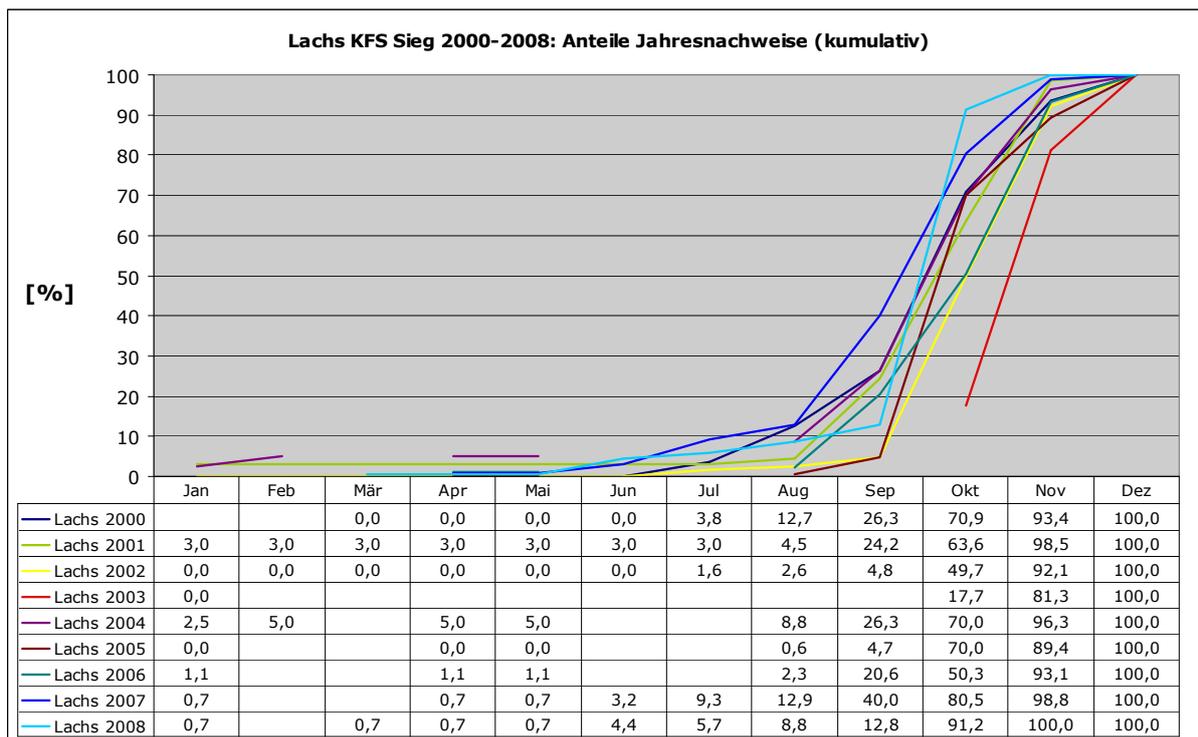


Abb. 12: Kumulative Darstellung der Nachweise von Lachs (oben) und Meerforelle (unten) in der Kontrollstation Sieg/Buisdorf. (Daten: mündl. Mittlg. A. NEMITZ, Rheinischer Fischereiverband, im Auftrag der LANUV NRW)

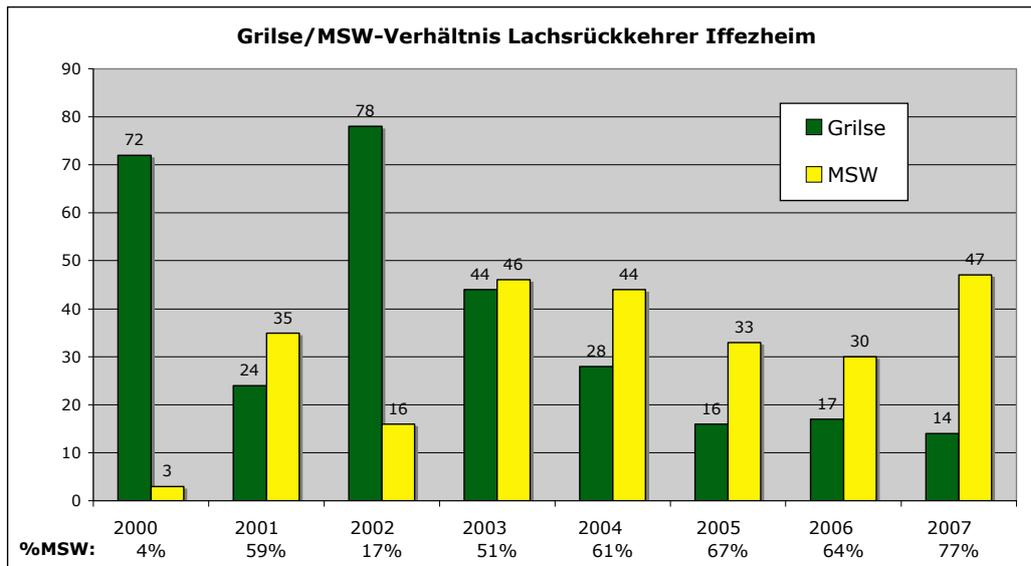


Abb. 13: Anteile Grilse und Multiseewinter-Lachse in der Kontrollstation Iffezheim (aus: SAUMON-RHIN, 2008a)

Zeitfenster Abwanderung

Abwandernde Jungfische profitieren stark von hohen Abflüssen im Migrationskorridor. Durch eine hohe Wasserführung erhöht sich die Migrationsgeschwindigkeit, reduziert sich der Energieaufwand sowie die Mortalität an Wasserkraftanlagen (sofern es zu einer Überströmung der Wehre kommt) und der Prädationserfolg von Fischen und Vögeln ist durch den breiteren und tieferen Wanderkorridor und die trübungsbedingte Verringerung der Sichttiefe eingeschränkt.

Die Jahresganglinien des Zeitraums 1998 – 2007 (vgl. Graphiken im ANHANG) weisen die Jahre 1999, 2001 und 2006 als besonders günstig für die Abwanderung im Frühjahr aus, die Jahre 1998, 2003 und 2004 waren dagegen durch geringe Abflüsse charakterisiert. Salmonidensmolts emigrieren im Wesentlichen im Zeitfenster April – Juni (vgl. Tab. 5). Abb. 14 (oben) zeigt die Frühjahrsabflüsse im Rhein in den Jahren 1998 – 2007; der Wert wurde aus dem Mittel der Tageswerte am Pegel Rees im Zeitraum April – Juni gebildet.

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 (Abb. 14, unten). Die Ergebnisse sind hinsichtlich Muster und Individuenzahlen für Lachs und Meerforelle konsistent, was einen vom Umfang des Lachsbesatzes unabhängigen Einfluss der Abflüsse indiziert.

Eine weitere Korrelation besteht hinsichtlich der Rückkehrerzahlen in Iffezheim in den relevanten Folgejahren (vgl. Kap. 3.5, Faktor Abfluss).

Als Synthese der Abflusswerte, dem korrespondierenden Smoltaufkommen im Delta sowie den korrelierenden Rückkehrernachweisen in Iffezheim wird folgende Interpretation vorgeschlagen: Bei einem Abfluss (Rees) $Q < 2.000 \text{ m}^3/\text{s}$ können die Abflussbedingungen als schlecht, bei $Q 2.000 - 2.500 \text{ m}^3/\text{s}$ als moderat günstig und bei $Q 2.500 - 3.000 \text{ m}^3/\text{s}$ als günstig eingestuft werden. Bei einem Abfluss $Q > 3.000 \text{ m}^3/\text{s}$ liegen sehr gute Abwanderungsbedingungen vor.

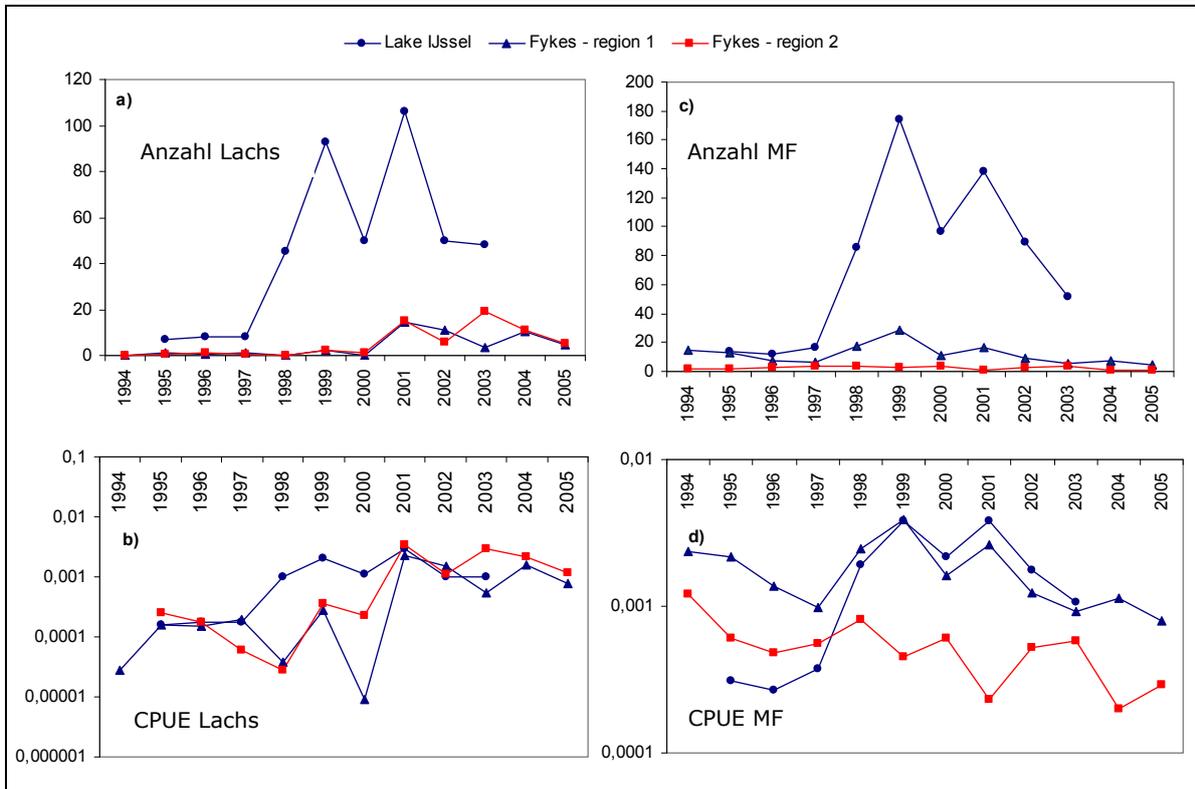
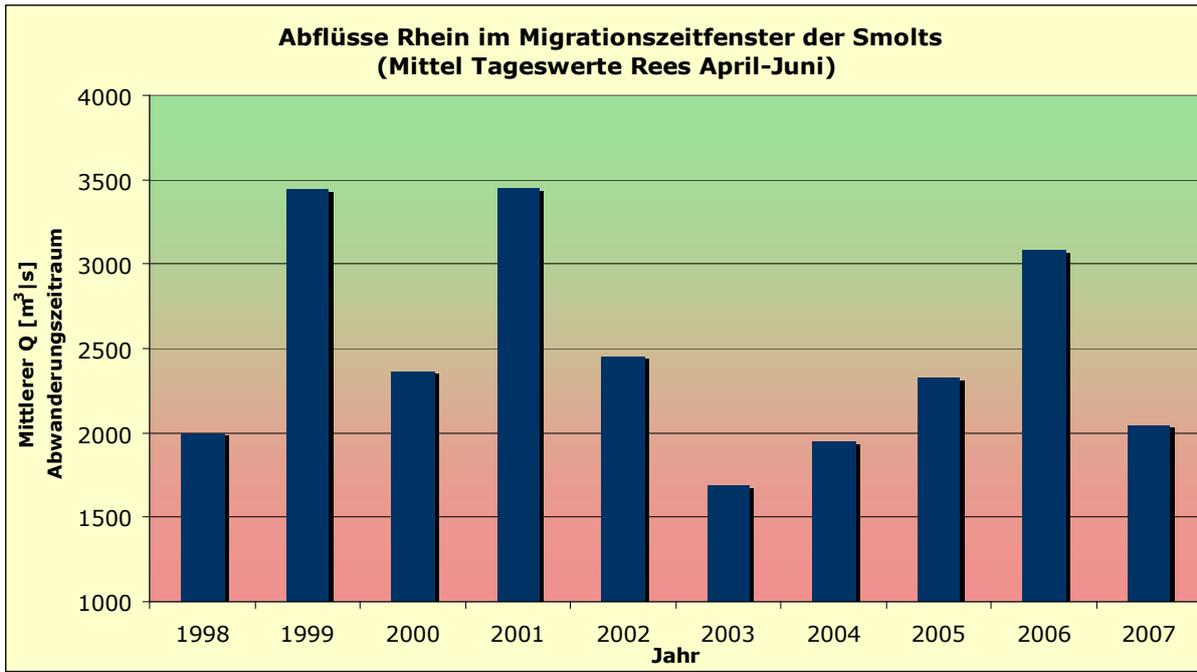


Abb. 14: Mittlerer Frühjahrsabfluss im Rhein in den Jahren 1998 – 2007 (oben) und Smoltnachweise im Deltarhein (aus JURJENS, 2006) (unten); Deltarhein: blaue Linien = IJsselmeer; MF = Meerforelle; CPUE = Catch Per Unit Effort (Fangerfolg in Bezug zum Fangaufwand).

3.3 Welchen Einfluss hat die lineare Durchgängigkeit auf die Wanderfischpopulationen und wie viele Rückkehrer sind bei Erreichbarkeit geeigneter Laich- und Aufwuchsareale in verschiedenen Subsystemen (Auswahl: Niederrhein, Mittelrhein, Mosel, Main, südlicher Oberrhein, Hochrhein) wahrscheinlich bzw. in welchen Subsystemen bzw. Rheinabschnitten liegt das größte Potenzial?

Der Bearbeitung dieser Fragestellung liegt ein theoretischer Ansatz zu Grunde, der sich auf die Flächen der Laich- und Aufwuchsareale stützt.

Die Auswirkungen von Querbauwerken auf eine Population sind sowohl von der Anzahl, der Lage innerhalb des Fließgewässersystems als auch vom Ausmaß der Barrierewirkung abhängig. Einschränkungen der longitudinalen Durchgängigkeit in den Unterläufen großer Gewässer (= Wanderkorridor für alle vier Zielarten) wirken sich auf die Zugänglichkeit größerer Subsysteme aus und sind entsprechend gravierender einzustufen als Querbauwerke in den Oberläufen (relevant nur für Lachs und Meerforelle, bedingt auch Fluss- und Meerneunaugen; vgl. Tab. 1). Umgestaltungsmaßnahmen, die einen hohen Arealgewinn (Erweiterung zugänglicher Reproduktions- und Aufwuchsflächen) für die Zielarten bedeuten, sollten aus ökologischer Sicht prioritär umgesetzt werden. Auch ist der Mitnahmeeffekt für andere (meist potamodrome) Arten in solchen Fällen am größten.

Die Möglichkeiten, anadrome Fischarten wieder auf Populationsniveau zu etablieren, sinken theoretisch mit der Anzahl an Querbauwerken (sofern die Barrierewirkung nicht völlig aufgehoben wurde) und insbesondere mit der Anzahl an Wasserkraftwerken innerhalb der Migrationsstrecke. Ursächlich sind kumulative Effekte (Barrierewirkung, Mortalität) mehrerer aufeinander folgender Wasserkraftanlagen bzw. Staustufen (inkl. Abschlussbauwerke Küste) auf die Populationen. Da die Datenlage im Rheinsystem lückenhaft ist und keine allgemeingültigen Aussagen zur Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen an spezifischen Standorten und zur Turbinenmortalität gemacht werden können, wird der potenzielle kumulative Effekt einer Kette von Querbauwerken auf den migrierenden Teil einer Population heute meist mit theoretischen Werten (Verluste pro Anlage in Prozent) *a priori* eingeschätzt. Es ist allerdings hervorzuheben, dass die Mortalitätsrisiken sowohl standortspezifisch als auch abflussspezifisch stark variieren und auf theoretischen Annahmen basierende Hochrechnungen kumulativer Effekte lediglich als erster Bewertungsansatz tauglich sind.

Der unmittelbare Zusammenhang von natürlicher Reproduktion durch Rückkehrer und Fortschritten in der Verbesserung der Durchgängigkeit der Gewässer wurde bereits in Tab. 2 für den Lachs dargestellt. Tab. 3 zeigt die Laichareale der vier Zielarten in Bezug auf die Gewässerregionen. Tab. 15 (Kap. 4.2.5) verdeutlicht den Zusammenhang zwischen der Wasserkraftnutzung (Anzahl WKA im Einzugsgebiet insgesamt und im Projektgewässer; Einschätzung der Mortalität) und den aktuellen Projektzwischenständen (Erreichbarkeit der Habitate, Reproduktionsnachweise und Einschätzung des Reproduktionserfolges mit Stand 2008 in Anlehnung an Tab. 2).

Habitatpotenzial

Lachs und Meerforelle

Einzelne Laichplätze nehmen lediglich zwischen 2 – 10 m² Fläche in Anspruch. Im Allgemeinen bildet daher in den für die Reproduktion geeigneten Gewässern weniger die Verfügbarkeit von Laichflächen, sondern die Verfügbarkeit von geeigneten Jungfischhabitaten den limitierenden Faktor für die Smoltproduktion (regulierende Faktoren: Individuendichte, verfügbare Deckungsstrukturen und Nahrungsverfügbarkeit). Die anschließenden Kalkulationen beziehen sich folglich auf Jungfischhabitate.

Für eine Abschätzung des Habitatpotenzials des Lachses wurde auf bestehende Daten der IKSR zurückgegriffen. Einige Daten wurden ergänzt bzw. neuen Erkenntnissen angepasst. Hierzu sind folgende Erläuterungen zu voranzuschicken:

Der Abschätzung liegt ein rein theoretischer Ansatz zu Grunde. Abgeschätzt werden die Flächen, die sich hinsichtlich Substratzusammensetzung und Fließgeschwindigkeiten potenziell als Habitate für Lachs und Meerforelle eignen. Eine differenzierte Betrachtung der Produktivität der verschiedenen Habitate ist nach der vorliegenden Datenlage nicht bzw. - in ersten Ansätzen - nur für einige Gewässer mit natürlichem Jungfischauftreten möglich. Die Produktivität (bzw. qualitative Eignung) einzelner Gewässer bzw. Gewässerstrecken ist grundsätzlich von diversen weiteren Faktoren wie Temperaturregime, inter- und intraspezifischer Konkurrenz durch koexistierende Arten bzw. Artgenossen, Prädationsdruck (Fische, Avifauna), Verfügbarkeit von *In-Stream*-Deckungsstrukturen, Abflussregime und Nahrungsaufkommen abhängig. Wie die genannten Faktoren selbst kann folglich die Produktivität nicht nur zwischen Gewässerstrecken, sondern auch zwischen einzelnen Jahren sehr stark variieren. Es ist anzunehmen, dass die „klassischen“ Reproduktionshabitate in der Äschen- und Unteren Forellenregion im Allgemeinen eine gute strukturelle und hydrologische Eignung aufweisen. Über die *heutige* Habitateignung des Rheinhauptstroms (siehe unten) liegen jedoch nur lückenhafte Hinweise aus historischen Beschreibungen und sporadischen Reproduktionsbelegen vor.

Bisher unberücksichtigt ist das Potenzial des Rheinhauptstroms selbst als Reproduktionsgebiet für den Lachs. Anders als in der umfangreichen (durch angelsächsische und skandinavische Untersuchungen in kleineren und mittelgroßen Gewässern geprägten) Literatur zur Laichplatzwahl dargestellt, scheint die Art in dieser Hinsicht deutlich flexibler, als bisher angenommen. Nach Ansicht vieler Autoren gibt es eine *maximale* Tiefe der Laichplätze (Spanne: min. 17; max. 76 cm bzw. < 100 cm) (vgl. ARMSTRONG *et al.*, 2003 für eine Übersicht). Diese Daten haben – im Sinne eines Grenzwertes - auch Eingang in hiesige Habitat- und Flächenabschätzungen gefunden – wie in der Umweltverträglichkeitsstudie für die Neukonzessionierung des Kraftwerkes Kembs (SCHNEIDER & JORDE, 2003) und in den Flächenabschätzungen der IKSR (2007). Nach heutiger Kenntnis sind die Laichmöglichkeiten in großen Flüssen jedoch keineswegs auf flache Gewässerabschnitte beschränkt. Vielmehr reichen Laichhabitate bei geeigneten Substratverhältnissen mindestens bis in Tiefen von 200 cm (vgl. SCHNEIDER, 2005). Dass solche Habitate in der Vergangenheit auch im Rhein (hier: Hochrhein) bedeutende Laichplätze darstellten, lässt sich der Autobiographie des Naturforschers Robert Lauterborn (1869-1952) (LAUTERBORN, 2009) entnehmen; dort heißt es zum Laichen der Lachse im Hochrhein: *“Welch anderes Bild bot gerade diese Strecke bei meinen Besuchen 1908 - 1911, die in die letzten Tage des Novembers fielen. Überall war um diese Zeit bei 9,2°C Wassertemperatur das Laichgeschäft der Lachse in vollem Gang. Die zahlreichen Laichgruben, bis 3 m lang und 1 m breit, waren im Rheinbett zwischen Rheinau und Ellikon ausschließlich auf losen nicht zu groben Kiesbänken der Ufer angelegt, und zwar etwa 1,5 bis 2 m tief, niemals aber auf "schwarzem Boden", wie die Fischer sagen, den von dunkelgrünen Moosen überwucherten und Kalkalgen zu festen Sinterbänken verkitteten kopfgroßen Geröllen der Tiefe.”* Vergleichbare Habitate bestehen offensichtlich auch noch im Oberrhein. HARTMANN (2008, mündl. Mittlg.) berichtet von „mit hoher Wahrscheinlichkeit“ natürlich aufgekommenen juvenilen Lachsen (Nachweise AK 0+) unterhalb der Staustufe Iffezheim; die Laichareale werden an den Außenkanten der Bühnenfelder vermutet. Da es sich hier um ein räumlich isoliertes Vorkommen mehrerer Individuen handelte und eine Ausbreitung der Altersklasse 0+ über mehrere Kilometer im Rhein ausgeschlossen werden kann, ist eine Einwanderung aus den Zuflüssen wenig realistisch (zum Ausbreitungsverhalten juveniler Lachse in Rheinzufüssen vgl. u. a. SCHNEIDER, 1998). Zudem liegen Angaben von mehreren Berufsfischern aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vor, wonach Lachse auf den Kiesbänken und an den Bühnenköpfen im südlichen Oberrhein laichten (vgl. historische Materialiensammlung in BARTL *et al.*, 1993). Entsprechend kann mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit von einer natürlichen Reproduktion

unterhalb Iffezheim ausgegangen werden.

LAUTERBORN berichtet ferner von einer hohen Frequentierung der Giessen als Laich- und Aufwuchshabitat für den Lachs (sowie der anadromen Neunaugen); hier liegen auch heute noch intakte und wertvolle Habitate mit erheblichen Flächen vor.

Damit erscheint das Potenzial hinsichtlich Laich- und Aufwuchsarealen im südlichen Oberrheinabschnitt und im Hochrhein entgegen der bisherigen Abschätzungen keinesfalls auf den Restrhein/Altrhein und die Rheinzuflüsse beschränkt zu sein (obgleich hier wahrscheinlich – abgesehen von den Giessen - die produktiveren Habitate vorliegen), was zu einer Unterschätzung der Habitatflächen führen würde. Nach einer groben Abschätzung (> 30 km geeignete Fließstrecke, Uferbereiche jeweils 10 bis 20 m) könnte in den Rheinschlingen und angebundenen Auenbereichen sowie außerhalb des Rückstaubereiches der Staustufen eine bisher unberücksichtigte zusätzliche Habitatfläche von mindestens 60 – 120 ha zwischen der Staustufe Straßburg und der Mündung der Ergolz vorliegen; unterhalb Iffezheim dürften mindestens weitere 50 ha hinzukommen. Unter diesem Gesichtspunkt sollte auch der weitgehend passierbare Hochrhein (BAFU, 2008) in eine erweiterte Kalkulation einbezogen werden, auf die jedoch im Hinblick auf das in dieser Studie zu bearbeitende Projektgebiet verzichtet wird. (Vermutlich liegen die im Hochrheingebiet geeigneten zusätzlichen Flächen bei rund 100 ha).

Für den morphologisch-strukturell besonders geeigneten Restrhein/Altrhein wurden die in der Habitatsimulation von SCHNEIDER & JORDE (2003) vorgeschlagenen saisonalen Abflussstaffelungen aufgegriffen (60 m³/s zur Laichzeit, 90 m³/s im Sommer). Gemäß der angegebenen Flächenanteile, die aus dem Anteil der morphologischen Typen hochgerechnet wurden, liegen (nach der Konzessionserneuerung für die Wasserkraftanlage Kembs) am Restrhein/Altrhein ca. 23 ha Laichareal und 88 ha Jungfischlebensraum vor (bisherige Schätzung: 64 ha). Da hierbei zusätzliche Habitataufwertungen (Kieszugabe, Erhöhung der Dynamik) noch nicht einberechnet sind, können diese Werte als Mindestwerte betrachtet werden; das tatsächliche Habitatpotenzial des Restrheins/Altrheins dürfte über 100 ha betragen.

Bei der Habitatflächenabschätzung der Moselzuflüsse wurden die größtenteils in SEILER (1999) aufgeführten historischen Lachsgewässer Elz, Uessbach, Alf, Enz und Kleine Dhron sowie mehrere kleine Zuflüsse (u. a. Baybach) bisher gar nicht, und die größeren Zuflüsse Salm, Ruwer und Dhron lediglich sehr eingeschränkt (Unterläufe) berücksichtigt (vgl. SEILER, 1999 und „Karte Historischer Lachsgewässer“ der IKS, 2007). Allein die relativ kleine Elz als aktuell genutztes Lachsbesatzgewässer (SCHNEIDER, 2008) verfügt über eine geeignete Fläche von rund 8 ha. Die geeignete Gesamtfläche aller historisch besiedelten Zuflüsse beträgt rund 100 ha (bisherige Schätzung IKS 2007: 18 ha; IKS 2004: 86 ha).

Für die Ahr wurden bisher lediglich 6 ha veranschlagt. Nach LUWG (2008) beträgt das durch den Lachs nutzbare Areal allein in Rheinland-Pfalz *mindestens* 67 ha. Mit dem nordrhein-westfälischen Oberlauf der Ahr lässt sich nach vorsichtiger Schätzung eine Habitatfläche von rund 80 ha annehmen; die IKS (2004) gibt sogar 90 ha an.

Im Siegssystem wurden die Projektgewässer Nister, Wisserbach, Elbbach und Asdorf nicht einkalkuliert. Allein die Nister als größter Zufluss verfügt über ein nutzbares Areal von 27 ha (LUWG, 2008). Die ursprünglich veranschlagte Fläche von 168 ha (IKS, 2007) wurde nach einer Kalkulation von INGENDAHL (schriftl. Mittlg.) auf 190 ha erweitert.

Für die ebenfalls bisher unberücksichtigten kleineren Rheinzuflüsse Nette, Wisper und Oos wurden je nach Einzugsgebietsgröße zwischen 2 und 10 ha Habitatfläche angesetzt.

Tab. 6. zeigt die vorhandenen Habitatflächen (für Lachs und Meerforelle) in einer Übersicht. Der Aufstellung liegen die von der IKS publizierten Daten (IKS, 2007) zu Grunde. Nicht plausible (z.B. Ahr) oder unvollständige (Moselzuflüsse, Siegssystem) bzw. fehlende Angaben

(z.B. Nette, Wisper, Oos, Rheinhauptstrom) werden in einer Kalkulation des BFS gesondert aufgeführt. Aus SCHNEIDER & JORDE (2003) wurde für den Restrhein die (eher konservative) Flächeneinschätzung von 88 ha übernommen.

Tab. 6: Habitatflächen (Jungfischhabitatpotenziale in Hektar) für den Lachs im Rheinsystem nach IKSR (2007) und BFS (2009); der Kalkulation liegt keine Bewertung der Habitat*qualität* zu Grunde.

* Illsystem: enthält 23,2 ha in Thur und Lauch, für die keine Wiederherstellung der Erreichbarkeit vorgesehen ist.

Rhein- abschnitt	Aufstellung IKSR	Aufstellung BFS	Kalkulation IKSR 2007	Summe Abschnitt	Kalkulation BFS 2009	Summe Abschnitt
Niederrhein	Wupper-Dhünn Siegsystem	Wupper-Dhünn Siegsystem	25 168	193	25 190	215
Mittelrhein	Ahr Saynbach Lahn: Mühlbach Moselzuflüsse (D) Sauer (Lux, D) Mainsystem	Ahr Nette Saynbach, Brexb. Lahn: Mühlbach, Weil, Dill, Elbb. Wisper Moselzuflüsse (D) Sauer (Lux, D) Mainsystem	6 8 4 18 70 12	118	80 10 10 19 2 100 70 12	303
Oberrhein unterh. Straßburg	Alb Murg Rench Ill* Kinzig	Alb Murg Oos Rench Ill* Kinzig Rheinhauptstrom	10 36 11 64 68	189	10 36 5 11 95 68 50	275
Rhein oberh. Straßburg	Elz-Dreisam Restrhein/Altrhein Wiese Birs Ergolz	Elz-Dreisam Restrhein/Altrhein Wiese Birs Ergolz Rheinhauptstrom inkl. Auengew.	59 64 24 17 3	167	59 88 24 17 3 60	251
			667		1044	

Abb. 15 & 16 stellen die vom BFS ermittelten Flächen in Hektar und ihre Anteile in den Einzugsgebieten zusammen. Nach dieser Aufstellung liegt das Flächenpotenzial bzw. Smoltproduktionspotenzial oberhalb der Staustufe Straßburg bei rund 24% des gesamten Rheins. Das Gebiet ist derzeit jedoch noch nicht erreichbar. Der Oberrhein inkl. Nebenflüsse unterhalb Straßburgs bietet vergleichbare Flächenanteile und ist partiell bereits zugänglich. Die Systeme Sieg und Wupper-Dhünn (Niederrhein) verfügen über 21% der geeigneten Habitatfläche des Rheinsystems, wovon weniger als ein Drittel erschlossen sind (das Ruhrsystem als größtes ehemaliges Lachsgewässer wurde nicht berücksichtigt, da es aufgrund einer Vielzahl an Staueen nicht Teil des Wanderfischprogramms NRW ist). Das noch nicht erreichbare Moselsystem (inkl. Subsystem der Sauer) allein bietet Flächen von 16%. Der restliche Mittelrhein verfügt über einen Flächenanteil von 12%, wovon ein überwiegender Teil bereits erreichbar ist. Das untere Mainsystem (bewertet wurde nur der hessische Abschnitt) verfügt nur über einen sehr geringen Flächenanteil von 1%.

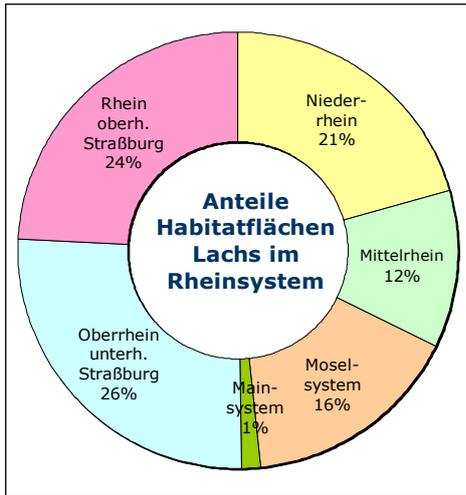


Abb. 15: Anteile Habitatflächen (Laich und Jungfischhabitatpotenziale) für Lachs und Meerforelle im Rheinsystem unterhalb Hochrhein nach Einzugsgebieten.

(vgl. Abb. 16 für eine differenzierte Darstellung des Anteils der jeweiligen Zuflüsse und des Rheinhauptstroms). Der Kalkulation liegt keine Bewertung der Habitat*qualität* zu Grunde. Der Oberrhein oberhalb Straßburg sowie das Moselsystem (Gesamtanteil Habitatfläche 41%) verfügen über die größte Zahl an Wanderhindernissen.

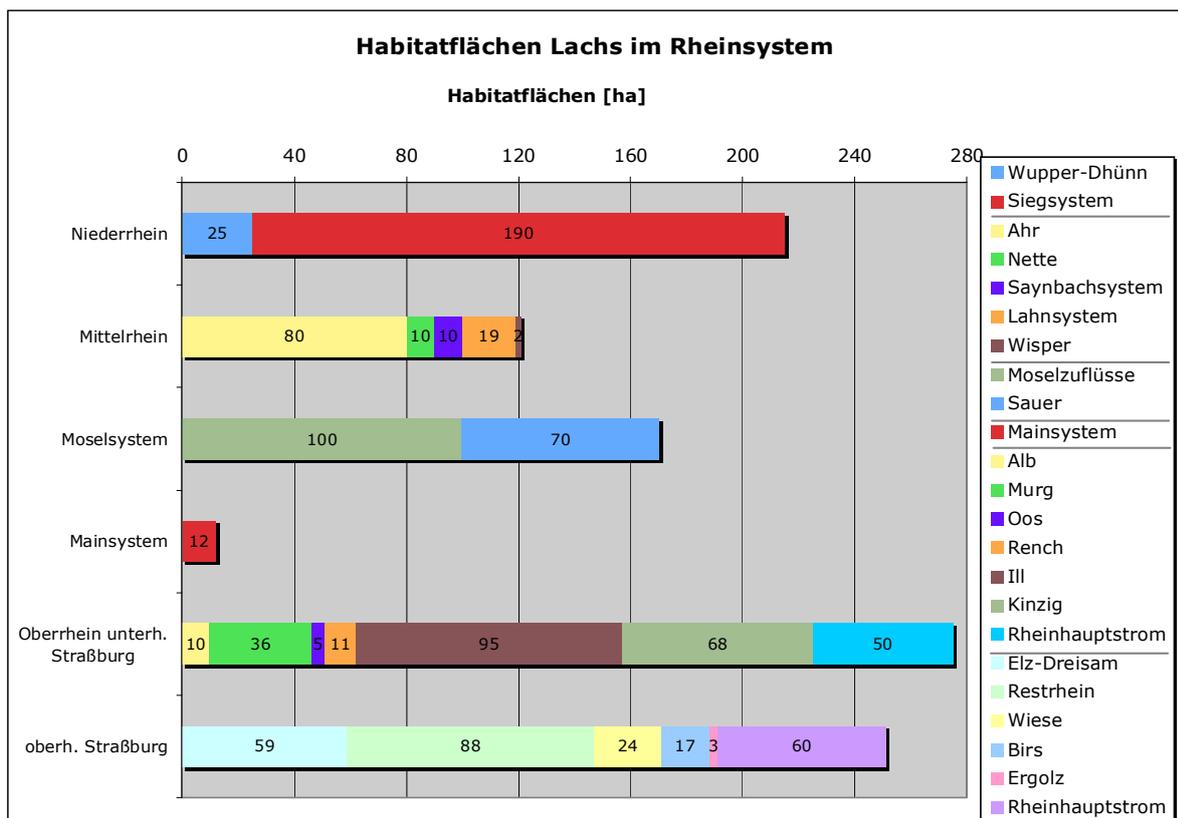
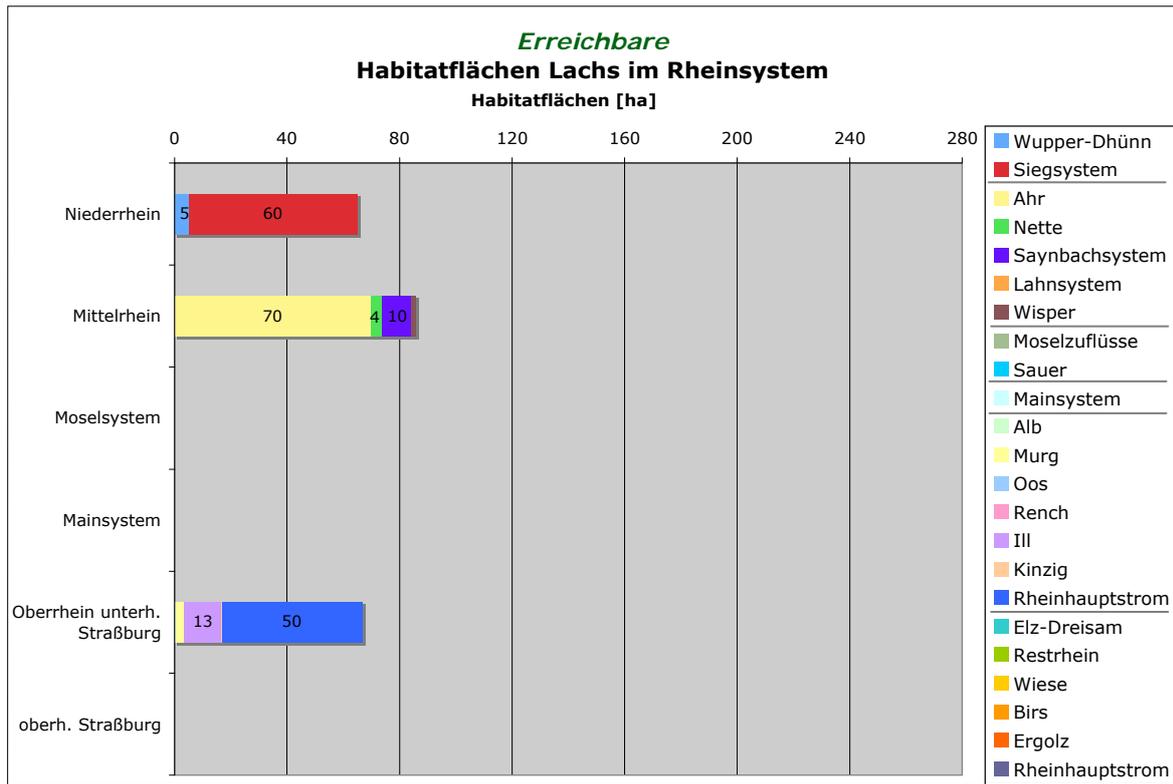


Abb. 16: Erreichbare (oben) und bestehende (unten) Habitatflächen (Laich und Jungfischhabitatpotenziale) für Lachs und Meerforelle im Rheinsystem nach Einzugsgebieten und Zuflüssen (Hektar). *Ill: hier inklusive der Zuflüsse Thur und Lauch, für die keine Wiederherstellung der Erreichbarkeit vorgesehen ist. Der Kalkulation liegt keine Bewertung der Habitatqualität zu Grunde.

Abb. 17 veranschaulicht die potenziell mögliche Smoltproduktion bei Erreichbarkeit aller Habitate. Veranschlagt wird eine Smoltproduktion von 1.000 Individuen pro Hektar Jungfischhabitat (vgl. SCHULTZ, 2006; INGENDAHL, 2007). Tab. 7 zeigt die aktuell mögliche sowie die bei wiederhergestellter Durchgängigkeit *und* erfolgreicher Stammanpassung potenziell erreichbare natürliche Smoltproduktion und Rückkehrerzahl (Rückkehrerquote 3%) nach Einzugsgebieten.

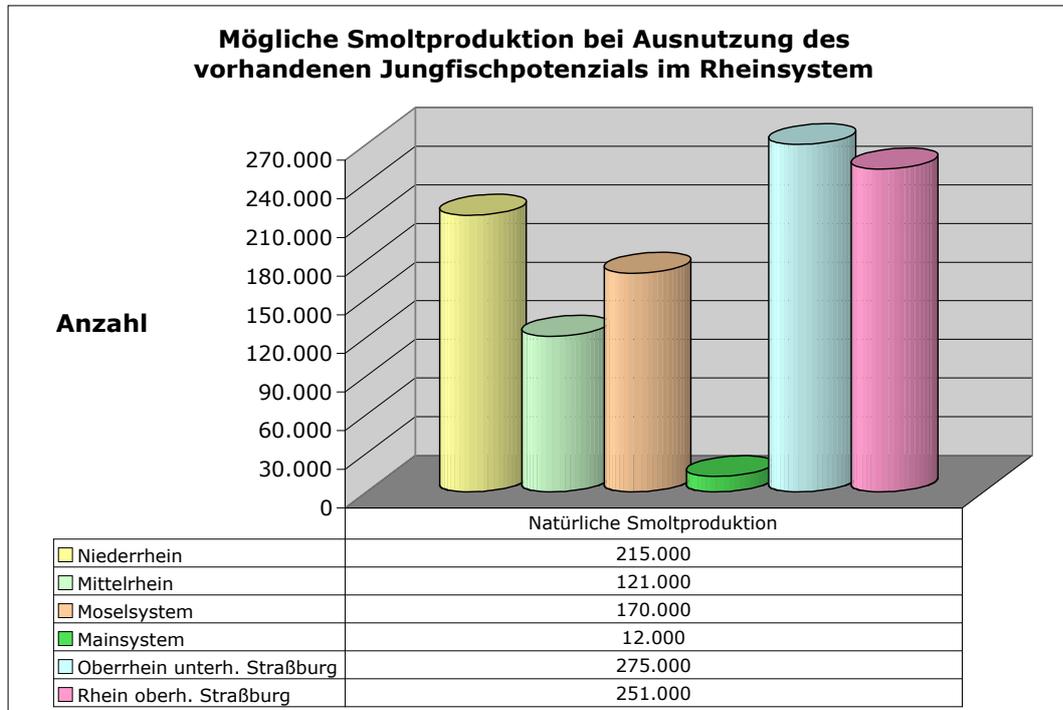


Abb. 17: Theoretisch mögliche natürliche Smoltproduktion bei Nutzung aller Habitatflächen (bei 1.000 Lachssmolts pro Hektar). Der Kalkulation liegt keine Bewertung der Habitat*qualität* zu Grunde.

Tab. 7: Theoretisch mögliche, aktuell mögliche und bei wiederhergestellter Durchgängigkeit potenziell erreichbare natürliche Smoltproduktion und Rückkehrerzahl nach Einzugsgebieten. Der Kalkulation liegt keine Bewertung der Habitat*qualität* zu Grunde.

Natürliche Smoltproduktion	Nieder-rhein	Mittel-rhein	Mosel-system	Main-system	Oberrhein unterh. Straßburg	Rhein oberh. Straßburg	Σ
Theoretisch mögliche Smoltproduktion (Ind.)	215.000	121.000	170.000	12.000	275.000	251.000	1.044.000
aktuell erreichbare Flächenanteile [%]	30	> 70	0	0	30	0	
aktuell mögliche Smoltproduktion (Ind.)	64.500	84.700	0	0	82.500	0	231.700
Potenzial zusätzliche Smoltproduktion (Ind.)	150.500	36.300	170.000	12.000	192.500	251.000	812.300
Potenzial zusätzliche Smoltproduktion [%]	70	30	100	100	70	100	78
Theoretisch mögliche Rückkehrerzahl bei Rückkehrerquote 3 %	6.450	3.630	5.100	360	8.250	7.530	31.320

Die zu erwartende **Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt** ist u.a. abhängig von der Produktivität der Gewässer. In produktiven Gewässern wandern fast ausschließlich ein- und zweijährige Smolts ab, in nördlichen Populationen benötigen Junglachse dagegen meist 2-5 Jahre Süßwasseraufenthalt bis zur Smoltifikation und sind durch den längeren Süßwasseraufenthalt entsprechend höheren Mortalitätsraten unterworfen. Die Überlebensraten variieren entsprechend zwischen 0,2 - 3,2% und liegen im Mittel bei ca. 1.5% (HUTCHINGS & JONES, 1998). Für die relativ produktiven Gewässer des Rheinsystems mit kurzer Generationsfolge (Abwanderung nach 1 oder 2 Jahren) kann eine Überlebensrate von rund 2 % angenommen werden (vgl. www.atlanticsalmontrust.org/salmonfacts/salmonbiology.html).

Die **Rückkehrerraten ab Smolt** bis zum Erreichen der Laichgründe (Rückkehrer) sind ebenfalls sehr unterschiedlich. Folgende Werte finden sich in der Literatur:

- ⇒ ca. 5% Smolt-zu-Grilse - Überlebensrate (Durchschnitt) (DEMPSON *et al.*, 2001)
- ⇒ 7.4% (1.3-17.5%) Smolt-zu-Grilse - Überlebensrate, Analyse von 275 Populationen aus dem gesamten Verbreitungsgebiet (HUTCHINGS & JONES, 1998)
- ⇒ 7,7% (3,1-12,0%) für Burrishoole-Wildsmolts, 2,4 % (0,5-6,7%) für Burrishoole-Ranchingsmolts, hoher Grilseanteil (Jahresberichte Salmon Research Agency of Ireland 1970-1998, in: CROSS *et al.*, 2007)
- ⇒ 0,17% Rückkehrerrate (1 SW plus 2 SW) für *Besatzsmolts* im Penobscot River (U.S.A.) in 2005, davon 0,12% für 2 SW-Lachse. Der Bestand ist *nicht* selbsterhaltend. Die Überlebensraten der Smolts vom Penobscot korrelieren stark mit den Raten in weiteren Wiederansiedlungsprogrammen am Connecticut und Merrimack. Am Narraguagus River, dem letzten von acht U.S.-amerikanischen Lachsflüssen mit einer natürlichen Population, liegen die Rückkehrerraten für Wildsmolts und Smolts aus frühen Besatzmaßnahmen um das 5- bis 10-fache höher; der Bestand gilt dennoch als stark gefährdet und wird mittels Besatzmaßnahmen gestützt (www.nefsc.noaa.gov/sos/spsyn/af/salmon/).
- ⇒ ROCHE (1991) gibt für den Rhein einen vergleichsweise niedrigen Zielwert von 1,2 % an, wobei allerdings hohe MSW-Anteile angesetzt werden.

Gemäß der vom Atlantic Salmon Trust angegebenen durchschnittlichen Überlebensraten bis zu den Altersklassen 1 (2,8% ab Ei) und 2 (55% ab Altersklasse 1) beträgt die Überlebensrate vom Ei zum Smolt rund 2,2 % (www.atlanticsalmontrust.org/salmonfacts/salmonbiology.html). Für 5.000 Eier ergibt sich rechnerisch eine Smoltproduktionszahl von 109 Individuen. Die Rückkehrerzahl beträgt dann bei:

- ⇒ Rückkehrerrate 1%: 1,09 Individuen
- ⇒ Rückkehrerrate 2%: 2,17 Individuen
- ⇒ Rückkehrerrate 3%: 3,26 Individuen

Legt man ein Geschlechterverhältnis von 1:1 und einen Reproduktionserfolg für 75% der Rogner an, ist erst ab einer Rückkehrerrate von knapp 3% ein Bestandserhalt möglich (erfolgreich reproduzierende Rogner dann: 1,22 Individuen). Da stagnierende (nicht zunehmende Populationen) nicht gegenüber Risiken abgepuffert sind, wird als langfristiges Managementziel (erreichbar durch Anpassungsprozesse der allochthonen Stämme, Reduktion Fischereidruck, verbesserte Durchgängigkeit inkl. Abwanderungsbedingungen, Öffnung Haringvliet, Prädatorenmanagement u.a.) eine **Rückkehrerrate von rund 3%** als notwendig erachtet (Managementziel). Allerdings können Unsicherheitsfaktoren wie tatsächliche Überlebensraten und tatsächliche Eimengen die notwendige Rückkehrerrate sowohl nach oben wie nach unten beeinflussen. Beispielsweise ist bei einer durchschnittlichen Eimenge von 3.000 Stück/Rogner eine Rückkehrerrate von > 4% für den Bestandserhalt notwendig, bei einer durchschnittlichen Eimenge von 6.000 Stück/Rogner kann der Bestandserhalt bereits bei einer Rückkehrerrate von 2,1% erreicht werden. (Anmerkung: Im Siegsystem erbrachten die in die Zwischenvermehrung genommenen Rogner in den Jahren 2007 und 2008 rund 4.300 - 4.600 vitale Augenpunkt-Eier/Individuum). Die aktuellen Rückkehrerraten liegen noch deutlich unter dem Managementziel von 3%:

- ⇒ **Iffezheim** 2000-2005: 0,15% (SCHULTZ, 2006) (Annahme: alle Rückkehrer werden im Fischpass Iffezheim registriert)
- ⇒ **Sieg** 2007-2008: 0,8% bei Besatz mit Sömmerlingen, 0,2 % bei Smoltbesatz (Daten aus Wiederfängen markierter Smolts) (NEMITZ, mündl. Mittlg.; Daten LANUV und Rheinischer Fischereiverband; Annahme: 50% der Rückkehrer werden im Fischpass KFS Sieg/Buisdorf registriert)

Nimmt man die in Tab. 7 dargestellte potenziell mögliche natürliche Smoltproduktion als Grundlage, ist bei einer optimierten Rückkehrerquote von 3% ab Smolt (= langfristiges Managementziel, erreichbar durch Anpassungsprozesse der allochthonen Stämme, , Reduktion Fischereidruck, verbesserte Durchgängigkeit inklusive Abwanderungsbedingungen, Öffnung Haringvliet, Prädatorenmanagement u. a.) eine jährliche Rückkehrerzahl von 20.000 - 30.000 Lachsen im Rheinsystem möglich (die aktuellen Rückkehrerraten liegen bei Besatz mit frühen Lebensstadien zwischen $\geq 0,15\%$ in Iffezheim und $0,8\%$ an der Sieg, bei Smoltbesatz in der Sieg um $0,2\%$). Die Kalkulation bezieht sich auf die Rückkehrerzahl, die potenziell (bei uneingeschränkter Passierbarkeit und ohne die der Migrationsdistanz geschuldeten Verluste) die *Laichgründe* erreicht, d.h. im Deltagebiet läge die potenzielle Rückkehrerzahl nochmals höher.

Rund 24% der geeigneten Habitatflächen befinden sich im Rheinsystem *oberhalb* der Staustufe Straßburg.

Meerneunauge

Zum Habitatpotenzial für Meerneunaugen im Rheinsystem ist bisher wenig bekannt. Lediglich für den südlichen Oberrhein (Regierungsbezirk Freiburg; Elsass) liegen umfassende und belastbare Studien vor (CLAIR *et al.*, 2005 zu Laicharealen; BLASEL, 2008 zu Querderhabitatflächen). Die beiden Studien folgen verschiedenen Ansätzen, weshalb die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar sind. In Larvenhabitaten kommen die Meerneunaugenquerder in variablen, jedoch allgemein sehr hohen Dichten von 10-113 Individuen/m² vor. Meerneunaugen produzieren sehr hohe Eizahlen von im Mittel bis über 210.000 Stück pro Weibchen auf einer Grundfläche von ca. 1 - 1,5 m². Folglich ist schon bei wenigen geeigneten Laichplätzen die Produktion von mehreren Millionen Eiern möglich. Im Allgemeinen ist also die Verfügbarkeit geeigneter Querderhabitate (Feinsedimentbänke) unterhalb der Reproduktionsflächen der limitierende Faktor.

Tab. 8 & 9 stellen die Untersuchungsergebnisse zusammen. Die das Lebensraumpotenzial (Querder) thematisierende Karte (Abb. 18) veranschaulicht die Expansionsmöglichkeiten für die Meerneunaugenpopulation bei Wiederherstellung der Durchgängigkeit zwischen den Staustufen Straßburg und dem Restrhein/Altrhein. Ein nicht quantifiziertes Potenzial besteht in den schweizerischen Zuflüssen, im südlichen Oberrhein sowie im Hochrhein, wo die Art ebenfalls zum historischen Fischarteninventar zählt.

Es ist hervorzuheben, dass die Wiederbesiedlung des südlichen Oberrheins und der Mosel durch das Meerneunauge nicht von der Habitatverfügbarkeit, sondern (auch aufgrund der großen marinen Metapopulation und des Streunerverhaltens, vgl. Kap. 2) ausschließlich von der Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit abhängig ist und die Aufstiegszahlen an den Kontrollstationen Iffezheim und Gambenheim einen hohen Wiederbesiedlungsdruck im Rheinsystem erkennen lassen. Zusätzliche, über die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie hinausgehende Maßnahmen zur Förderung der Art sind nicht erforderlich.

Tab. 8: Habitatflächen für die Reproduktion des Meerneunauges in der Bruche.

Abschnitt der Bruche	Aktuell innerhalb des Gewässers zugänglich	Noch nicht innerhalb des Gewässers zugänglich
Mündung bis Avolsheim	5,06 ha	
Avolsheim bis Schirmeck		14,84
Σ	19,9 ha	

Tab. 9: Aufwuchshabitatflächen für Querder im südlichen Oberrheingebiet (Regierungsbezirk Freiburg).

Gewässer	Aktuell innerhalb des Gewässers zugänglich	Voraussichtlich ab 2012 innerhalb des Gewässers zugänglich
Renchsystem	3,1 ha	5,9 ha
Kinzigsystem	3,5 ha	8,6 ha
Elz-Dreisam-System	12,0 ha	12,0 ha
Restrhein/Altrhein	12,6 ha	12,6 ha
Σ	31,12 ha	39,1 ha

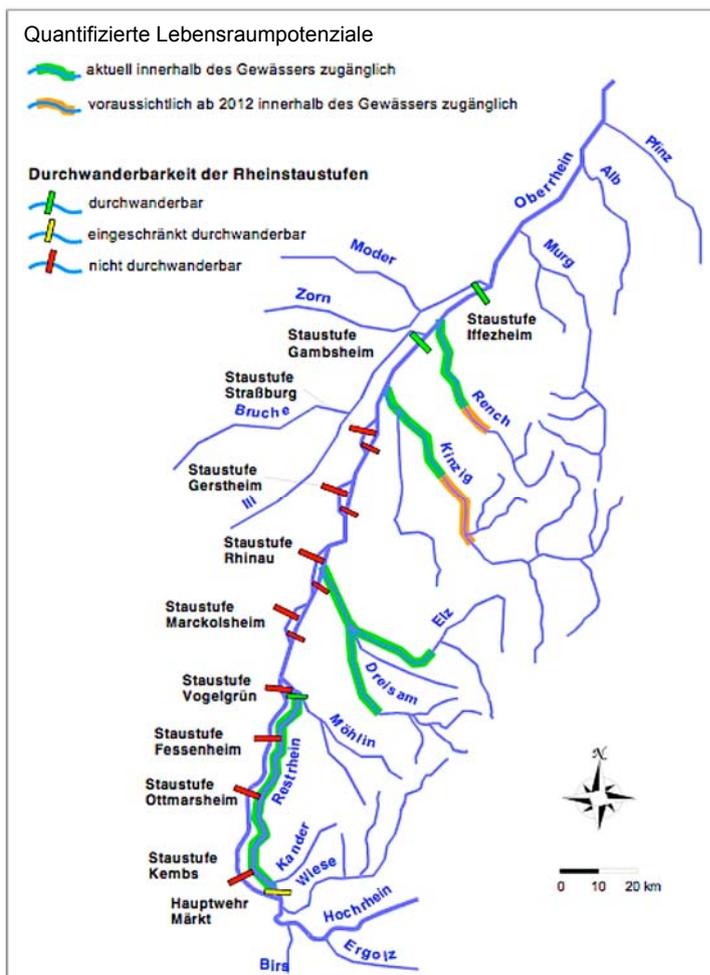


Abb. 18: Quantifizierte Lebensraumpotenziale für Meerneunaugenlarven im Regierungsbezirk Freiburg (Südlicher Oberrhein); übernommen aus BLASEL, 2008.

Maifisch

Zur Wiederansiedlung des Maifischs ist ein EU-Life-Projekt anhängig. Kooperationspartner sind die Umweltministerien NRW und Hessen, die HIT-Umweltstiftung, die Rheinfischereigenossenschaft NRW, Sportvisserij Nederland sowie Forschungspartner in Frankreich (CEMAGREF, Mi.Ga.Do.). Fünf Millionen Maifischlarven sollen in den nächsten Jahren im Rhein ausgesetzt werden. Die Fische werden in Frankreich gezüchtet (Anlage der Mi.Ga.Do.) und vor dem Besatz im Rhein markiert, um den Erfolg der Maßnahmen überprüfen zu können. Eine Kartierung potenzieller Maifischreproduktionsflächen ist bisher noch nicht im Detail erfolgt. Exkursionen mit Maifischexperten aus Frankreich und den U.S.A. erbrachten als vorläufiges Ergebnis, dass diverse Stromabschnitte im Niederrhein, Mittelrhein und nördlichen Oberrhein für eine Reproduktion geeignet sind. (BEEK, mündl. Mittlg.).

Hinzu kommen die Unterläufe der (renaturierten) Ahr, der Mosel, der Sieg und der Wupper, ggf. auch die Nahemündung und das untere Illsystem. Erreichbar und wahrscheinlich potenziell geeignet sind zudem die Rench und die Kinzig.

Weitere potenzielle, aber noch nicht erreichbare Habitate liegen in der Sauer (Moselsystem), im mittleren Illsystem (?), im Restrhein/Altrhein (erhebliche Flächen), in der Elz, in der Wiese, im südlichen Oberrhein sowie im Hochrhein.

3.4 Wie ist die Relation zwischen Aufwand Lachsbesatz und Rückkehrernachweisen an Kontrollstationen (*Rückkehrerquote*) und welche Faktoren lassen sich ggf. als Einflussgrößen identifizieren

Methode

Die Relation zwischen Besatzaufwand und Rückkehrerzahlen wurde über so genannte *Smoltäquivalente* ermittelt. Hiermit 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. 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. Von diesen Fischen ist anzunehmen, dass sie *natürlichen* Selektionsprozessen ausgesetzt waren, eine hohe Prägung auf die Heimatgewässer aufweisen und über eine ausreichende Freilanderfahrung (z.B. Prädatorenerfahrung) und Kondition verfügen.

Die in Aquakulturen produzierten Besatzsmolts sind weniger gut auf die Heimatgewässer geprägt sowie freilandunerfahren („naiv“) und haben daher eine geringere Rückkehrrate (25% gegenüber den bis zum ersten Herbst als Altersklasse 0+ besetzten Lachsen; Ergebnis langjähriger Markierungsexperimente an Sieg und Wupper-Dhünn in NRW; Literaturhinweise) und erhalten ein entsprechend geringeres Smoltäquivalent (4 Besatzsmolts = 1 Smoltäquivalent.).

Da für die Ermittlung der Smoltäquivalente verschiedene Vorschläge zum methodischen Ansatz (Gewichtung unterschiedlicher Besatzstadien) vorliegen, wurde in einem von der IKSR initiierten Abstimmungsgespräch zwischen deutschen und französischen Experten (21.1.2009) die in Tab. 10 dargestellte Methode vereinbart. Die hier dargestellte Gewichtung der Stadien basiert in vielen Fällen auf Kontrollbefischungsdaten aus Besatzstrecken und den daraus angestrebten Berechnungen der Überlebensraten. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass Faktoren wie unterschiedliche Habitatqualität, unterschiedliche Besatzfischqualität, unterschiedliche Besatzdichten u. a. in einer solchen standardisierten Gewichtung der Lebensstadien nur unzureichend berücksichtigt werden können und *die hier aufgeführten Smoltäquivalente als erster gemeinsamer Ansatz nur vorläufigen Charakter haben können*. Lediglich in einem Fall (Besatz mit nicht angefügerten Brütlingen) wurde eine

Differenzierung zwischen Restrhein/Altrhein und den Zuflüssen vorgenommen und die Gewichtung der Besatzmaßnahmen den bestehenden vorläufigen Erkenntnissen angepasst. Die berechneten Smoltäquivalente führen in einem zweiten Auswertungsschritt zur sogenannten „Rückkehrerprognose“ (= Anzahl erwarteter Rückkehrer aufgrund des Besatzaufwands in den relevanten Vorjahren). Dabei wird angenommen, dass die Anzahl abwandernder Smolts in direktem Verhältnis zur Anzahl an Rückkehrern steht. Die Smoltäquivalente wurden nach dem Besatzaufwand in den relevanten Einzugsgebieten für jede Kontrollstation gesondert berechnet.

Zur Ermittlung der Rückkehrerprognosen wurden die Besatzmaßnahmen ab 2002 (Beginn der systematischen Erfassung durch die IKSR) in den relevanten Einzugsgebieten herangezogen. Entsprechend des Besatzaufwands in den Einzugsgebieten liegen die Rückkehrerprognosen im Einzugsgebiet Gamsheim niedriger als im Einzugsgebiet Iffezheim, weil bei letzterem neben dem Einzugsgebiet oberhalb Gamsheim auch die Rückkehrer in das Illsystem und in die Rench in die Kalkulation einfließen.

Der Prognose wurde einheitlich eine Rückkehrerquote von 1% zu Grunde gelegt.

Anmerkung: Die Rückkehrerquote von 1% stellt lediglich eine Arbeitsgrundlage im Sinne eines *mittelfristig zu realisierenden Zwischenziels* dar, bei dem berücksichtigt wird, dass im Rheinsystem allochthone „Spenderstämme“ besetzt werden, deren Anpassung an die „Empfängergewässer“ einen über eine unbekannte Zahl an Generationen ablaufenden Selektionsprozess darstellt, der zu sukzessive ansteigenden Rückkehrerquoten führen soll. Als langfristiges Entwicklungsziel ist eine Rückkehrerquote von 3% ab Smolt angesetzt worden (siehe oben).

Für die Prognose der Rückkehrerzahlen bestimmter Jahre müssen zudem Abschätzungen der Dauer des Süßwasseraufenthalts (Anteile einjähriger und mehrjähriger Smolts) und des Seeaufenthalts (See-Winter) erfolgen. Der Süßwasseraufenthalt wurde pragmatisch mit $\bar{\varnothing}$ 1,5 Jahre angesetzt (50% einjährige Smolts, 50% zweijährige Smolts), dies entspricht etwa dem Durchschnittswert verschiedener Studien, die je nach Habitatqualität, Besatzdichte, Besatzstadium, Besatzzeitpunkt und Produktivität der Gewässer mittlere Smoltalter von 1,2 bis 1,8 Jahren dokumentiert haben. Die Anzahl der See-Winter hängt von der Anzahl Süßwasserjahre sowie von verschiedenen (meist unbekannt) Faktoren während der marinen Phase ab. Außerdem ist die Dauer des Seeaufenthalts weitgehend populationsspezifisch, d.h. bei der Herkunft Burrishoole dominieren Grilse (1 SW), bei der Herkunft Ätran ist das Verhältnis zugunsten der 2-SW-Lachse verschoben und bei der Herkunft Allier überwiegen Mehrseewinterlachse mit rund 50 % 2 SW-Fischen und 30% 3 SW-Fischen. Diese herkunftsspezifische zeitliche Komponente der Rückkehrerprognose wurde wie folgt eingerechnet:

- **Allier:** Grilse 20%, 2 SW 50%, 3 SW 30% (Angaben SAUMON-RHIN)
- **Ätran:** Grilse 40%, 2 SW 55%, 3 SW 5% (entspricht der Herkunft Ätran und den Ergebnissen in Sieg, Saynbach, Wisper und Mosel im Jahr 2007 und 2008)

Tab. 10 zeigt die angesetzten Smoltäquivalente in der Übersicht.

Tab. 10: Übersicht der Methode zur Bestimmung der Smoltäquivalente und Rückkehrerprognosen sowie der Definition der Lebensstadien (vgl. Text)

Abk.	Stadium (englisch)	Definition					Migration Smolt [%]			
		Stadium (deutsch)	Stadium (französisch)	Stadium (niederl.)	Biomasse	Besatzmonat	Smolt-äquivalent	Besatzjahr	1. Folgejahr	2. Folgejahr
Og	Ova green	Grüne Eier	Ovules	Groen ei		3	75,0	0	50	50
Oe	Ova eyed	Eier (Augenpunkt)	Ceufs embryonnés	Oogpunt ei		3	60,0	0	50	50
A	Alevin	Dottersacklarve	Alevin vésiculés	Alevin		3	100,0	0	50	50
uF	unfed fry	Brütling (unangefüttert)	Alevin vésicule résorbée	Niet bijgevoerd broed	0,15-0,25 g	3 / 4	12,8* / 40	0	50	50
fF	fed fry 2-6 weeks	Brütling (kurz angefütert)	Alevin nourri (en peu de temps)	Kort bijgevoerd broed	<0,5 g	4 / 5	20,0	0	50	50
Ps	Parr summer	Brütling (Sommerparr)	Alevin nourri	Fingerling	0,5-1,2 g	6 / 7	6,0	0	50	50
Pa	Parr autumn	Parr (Herbst)	Tacon d'automne	Parr (herfst)	8-15 g	9 / 10	5,0	0	50	50
P1+ / S1+	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Mélange de Parr 1+ / Smolt 1+	Mix van parr 1+ / smolt 1+	<25 g	3 / 4	5,0	50	50	0
P1+	Parr 1+	Parr 1+	Tacon 1+	Parr 1+	<20 g	3 / 4 / 5	5,0	0	100	0
S1+	Smolt 1+	Smolt 1+	Pré-smolt 1+	Smolt 1+	≥25 g	3 / 4	4,0	100	0	0
S>1+	Smolt >1+	Smolt >1+	Pré-smolt > 1+	Smolt > 1+	>25 g	3 / 4	4,0	100	0	0

* nur Restrhein/Altrhein

Stamm	Aufenthaltsdauer im Meer	Rückkehrerrate
Allier	1 SW 20%, 2 SW 50%, 3 SW 30%	1%
Ätran	1 SW 40%, 2 SW 55%, 3 SW 5%	1%

Rückkehrerzahlen und Prognosen an Kontrollstationen

Die aus den Smoltäquivalenten erhaltenen Anteile an nachgewiesenen Rückkehrern gegenüber der prognostizierten Zahl an Rückkehrern (Jahre 2006-2008) dokumentiert Abb. 19.

Die errechneten Anteile weisen folgende Gemeinsamkeiten auf:

- i. An keiner Kontrollstation wurde die Prognose erreicht, obwohl lediglich eine geringe Rückkehrerrate von 1% angesetzt wurde.
- ii. Der Prognose am nächsten kommen in fast allen Jahren die Rückkehreranteile an der Sieg (Ausnahme: Mosel in 2008)
- iii. Die Differenz Sieg zu den restlichen Kontrollstationen ist im Jahr 2007 am größten.
- iv. Die Anteile Iffezheim liegen in 2006 und 2007 auf dem Niveau von Gamsheim
- v. Im Jahr 2008 liegen die Anteile Gamsheim über den Anteilen Iffezheim

L

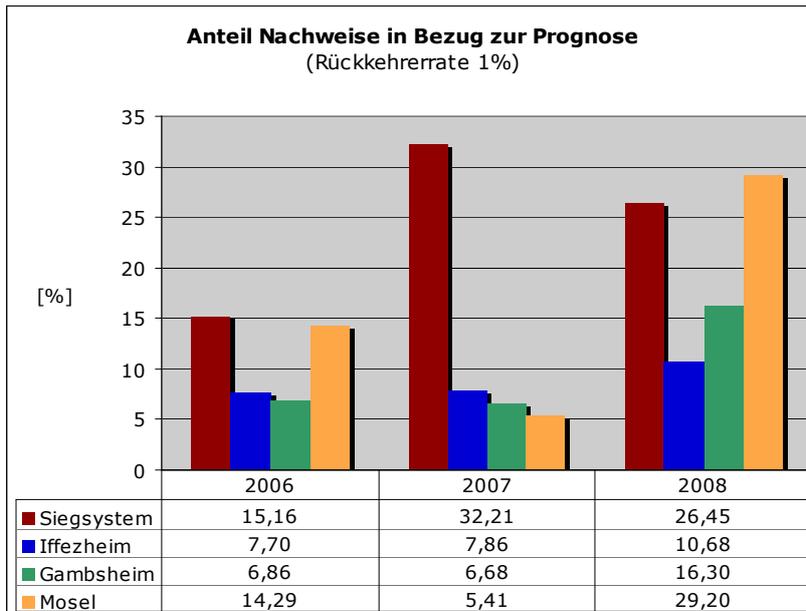


Abb. 19: Besatzaufwand Lachs und Ergebnisse der Berechnungen zu Anteilen Rückkehrernachweise gegenüber der Prognose; vgl. Tab. 10 (Stand 31.12.2008). Der Prognose wurde einheitlich eine Rückkehrerquote von 1% zu Grunde gelegt.

Interpretationsmöglichkeiten

Vergleich Kontrollstationen Iffezheim: Gamsheim

Beide Kontrollstationen sind annähernd baugleich und verfügen jeweils über drei Einstiegsmöglichkeiten, die durch ihre Lage Arten mit unterschiedlicher Leistungsfähigkeit ansprechen. Ein wesentlicher Unterschied besteht in der Höhendifferenz der Becken (Iffezheim: 30 cm; Gamsheim: 25 cm) und den daraus resultierenden hydraulischen Belastungen. Die Aufstiegszahlen für die gesamte Fischfauna liegen in Gamsheim signifikant höher als in Iffezheim (Abb. 20; vgl. Tabellen Fischzählung im ANHANG).

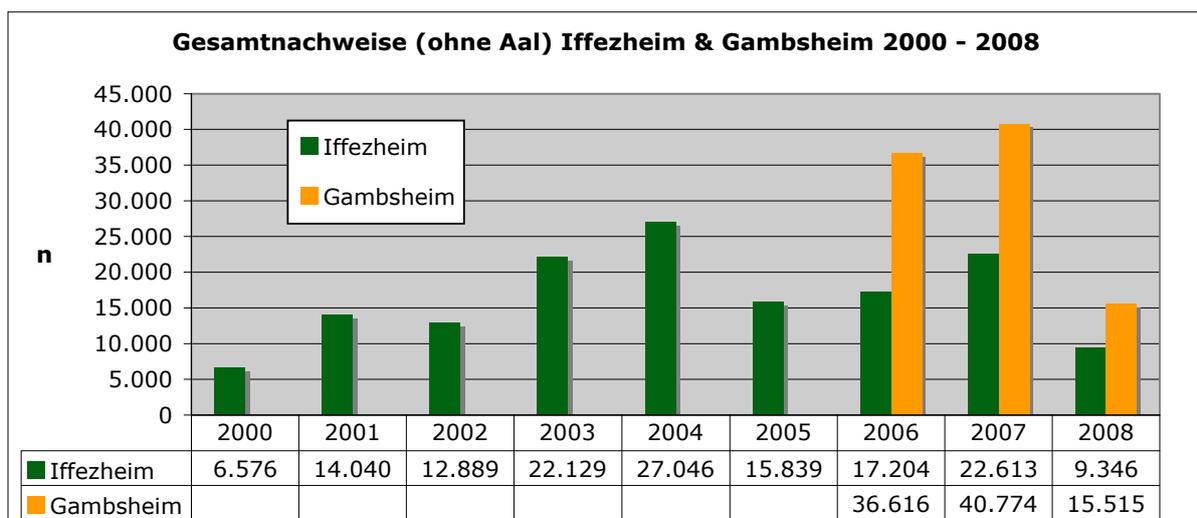


Abb. 20: Nachweise Fische Iffezheim und Gamsheim gesamt (Stand 31.12.2008; Aal nicht berücksichtigt)

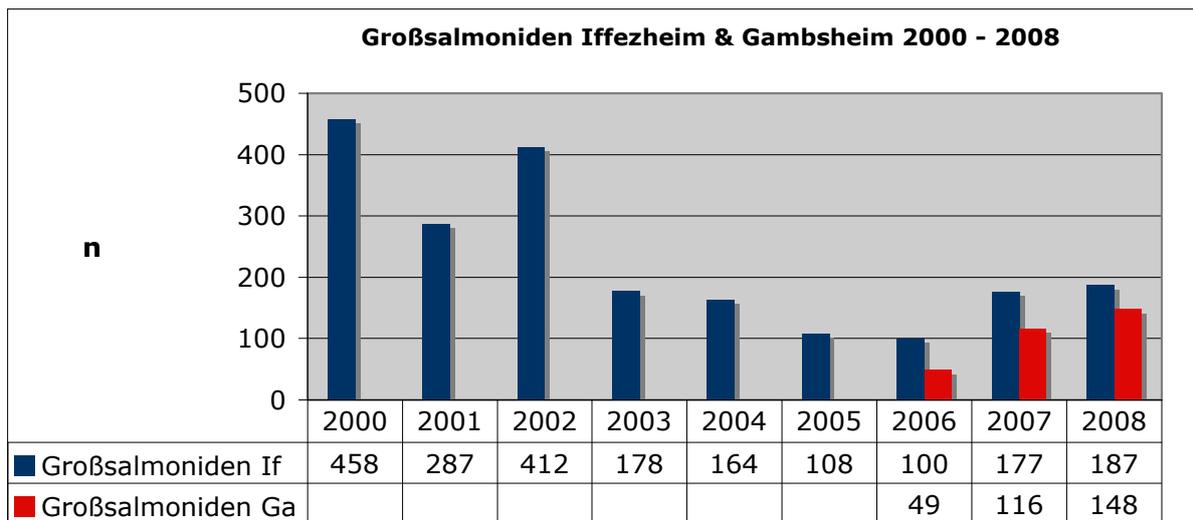


Abb. 21: Nachweise Großsalmoniden Iffezheim und Gamsheim (Stand 31.12.2008)

Auffällig ist, dass typische potamodrome Arten mittlerer Leistungsfähigkeit wie beispielsweise Brachse und Rotauge in Iffezheim deutlich weniger häufig dokumentiert werden als in Gamsheim. Aber auch leistungsstarke Schwimmer wie Barbe und Nase werden in Iffezheim seltener registriert (Anteile Iffezheim gegenüber Gamsheim für die Barbe: 75%; für die Nase: 51%). Eine eingeschränkte Passierbarkeit des Fischpasses Iffezheim ist für diese Arten weniger wahrscheinlich. Möglich erscheinen hier alternative Aufstiegsrouten (z.B. Schleusen, siehe unten), mangelnde Motivation (weil unterhalb Gamsheim geeignete Laichareale bestehen) und eine eingeschränkte Auffindbarkeit des Fischpasses Iffezheim. Da sich durch die Geschiebezugabe unterhalb Iffezheim in diesem Abschnitt auf großer Fläche qualitativ sehr geeignete kiesige Laichgründe ausgebildet haben, kann für diese Arten angenommen werden, dass die Motivation für einen weiteren Aufstieg für die Bestände unterhalb Iffezheim tatsächlich geringer ist als in Gamsheim. Dies beträfe jedoch nicht den leistungsstarken Rapfen, denn für diese Art liegen für beide Fischpässe nahezu identische Nachweiszahlen vor. Dies spricht gegen eine schlechtere Auffindbarkeit von Iffezheim gegenüber Gamsheim.

Höhere Nachweiszahlen in Iffezheim gegenüber Gamsheim bestehen vor allem für das Meerneunauge (Abb. 23), was sich jedoch durch die Laichmöglichkeiten zwischen den Kontrollstationen (Rhein, Zuflüsse) erklären lässt. Von einer erhöhten Selektivität der FAA Gamsheim zu Lasten des Meerneunauges ist nicht auszugehen.

Für Großsalmoniden sind die Unterschiede gering ausgeprägt (Abb. 21, Tab. 11) und ebenfalls mit der Abdeckung unterschiedlich großer Einzugsgebiete sowie – für den Lachs – mit unterschiedlichem Besatzumfang in den Einzugsgebieten hinreichend erklärbar. Gemäß Prognose 2006-2008 sollten in Gamsheim 50% der Rückkehrer anfallen, die in Iffezheim aufwandern. Tatsächlich sind mit Fertigstellung dieser Studie in Gamsheim sogar 59% Rückkehrer gegenüber der Nachweiszahl von Iffezheim festgestellt worden. Zumindest für Gamsheim ist folglich nach bisheriger Datenlage keine Barrierewirkung dokumentierbar, weshalb auch für den nahezu baugleichen Fischpass Iffezheim kein Hinweis auf eine Barrierewirkung für Großsalmoniden vorliegt.

Tab. 11: Differenz Lachsrückkehrer Gamsheim gegenüber Iffezheim; Prognose und Nachweise 2006-2008

Differenz Prognose Gamsheim zu Iffezheim [%]	Differenz Nachweise Gamsheim zu Iffezheim [%]
49,7	59,0

Interessant für die Bewertung ist auch die Frage alternativer Aufstiegsmöglichkeiten über Schiffschleusen. Über die Nutzung von Schiffs- und Bootschleusen durch Wanderfische liegen lediglich fragmentarische Daten und Einzelbeobachtungen vor. Für eine Nutzung von Schleusen durch einen – für manche Arten möglicherweise nicht unerheblichen – Individuenanteil - sprechen Studien zur Meerforellenmigration über Schleusen im Hochrhein sowie diverse weitere Nachweise und Fänge:

- In den Wintern 2003/2004 und 2004/2005 wurden insgesamt 24 Meerforellen (Längen 54 – 80 cm) aus dem Fischpass Iffezheim besendert und in den Rhein bei Huningue und in den Restrhein/Altrhein ausgesetzt. Ergebnis der Telemetriestudie: insgesamt 21 Mal wurden Staustufen flussaufwärts überwunden, oft via Schiffschleusen (aber Zeitverzögerung wegen fehlender/funktionseingeschränkter Fischtreppe); 12 Mal wurden Staustufen flussabwärts überwunden, vermutlich meist via Schleusen (vgl. BUWAL, 2004; SAUMON-RHIN, 2005)
- 6 Fänge von Maifischen im südlichen Oberrhein oberhalb Iffezheim zwischen 1980 und 1994 (BARTL & TROSCHER, 1997)
- der Nachweis von jeweils 6 Maifischen im Fischpass Gamsheim bei jeweils zwei Nachweisen in Iffezheim in 2006 und 2007 (Abb. 23).
- der Fund eines Lachses in der Rench in 1999 (vor Inbetriebnahme des Fischpasses Iffezheim)
- der Nachweis je eines Lachses 2002 im Grand Canal d'Alsace und 2003 bei Fessenheim
- der Nachweis von je einem Lachs im Oberwasser der Staustufe Straßburg und nahe der Birmündung in Basel in 2008; der Lachs in Basel hat, sofern der Aufstieg über den gering funktionsfähigen Fischpass am Kulturwehr Breisach und über den Restrhein/Altrhein erfolgte, insgesamt vier Staustufen ohne Fischpässe passiert, im Falle eines Aufstiegs über den Grand Canal d'Alsace sogar deren acht (vgl. Abb. 22)
- die zeitlich unterschiedlichen Nachweiszahlen von Lachsen in Iffezheim und Gamsheim in 2008 (zeitweise höhere Individuenzahlen in Gamsheim als in Iffezheim) (vgl. Abb. 23)
- mehrere unbestätigte Angelfangmeldungen (Lachs und/oder Meerforelle) oberhalb der Staustufe Straßburg
- das Auftreten von Meerforellen in der Mosel (SCHNEIDER, 2007a) und im unteren Main (RP Darmstadt, 2008, mündl. Mittlg. KÖHLER) oberhalb von zwei bzw. einer unpassierbaren Staustufe (veraltete Fischaufstiegsanlagen liegen vor, werden jedoch als nicht funktionsfähig erachtet).

Bewertung:

Zwar kann sich über die Migration via Schiffschleusen im Oberwasser *kein* tragfähiger Bestand des Lachses mit ausreichender Populationsgröße etablieren (weshalb diese keine Alternative zu funktionsfähigen Fischaufstiegsanlagen darstellen). Dennoch könnten die Aufstiegsanteile über Schleusen so hoch sein, dass sie zu einer signifikanten Unterbewertung der Rückkehrerzahlen führen und – beispielsweise im Vergleich Iffezheim zu Gamsheim – Unterschiede hinsichtlich der Prognosen und der tatsächlichen Rückkehrerzahlen teilweise erklären (vgl. Tab. 11). Möglicherweise liegt für Iffezheim auch eine höhere Attraktivität des rechten Uferbereichs (= Schleusenseite) vor, weil durch die dortige Einmündung des Sandbachs eine zusätzliche Lockwirkung auftritt.



Abb. 22: Lachsrogner im Staubereich der Staustufe Straßburg im Mai 2008 (oben) und Angelfang eines Lachsrogners in Basel im Oktober 2008 (unten)
(Fotos: U. MOSCHBERGER; O. SCHMIDT, Naturhistorisches Museum Basel)

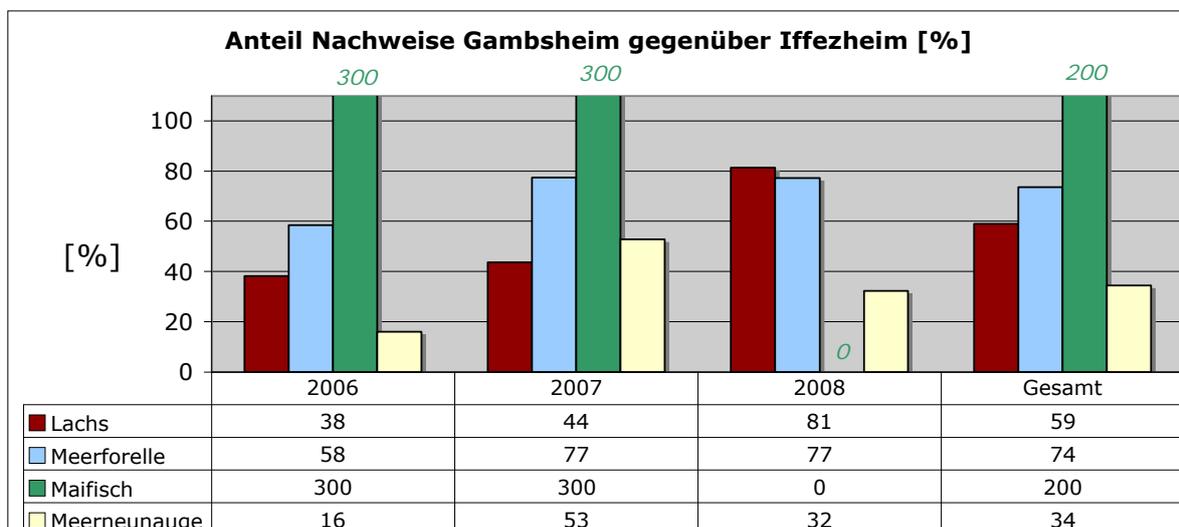
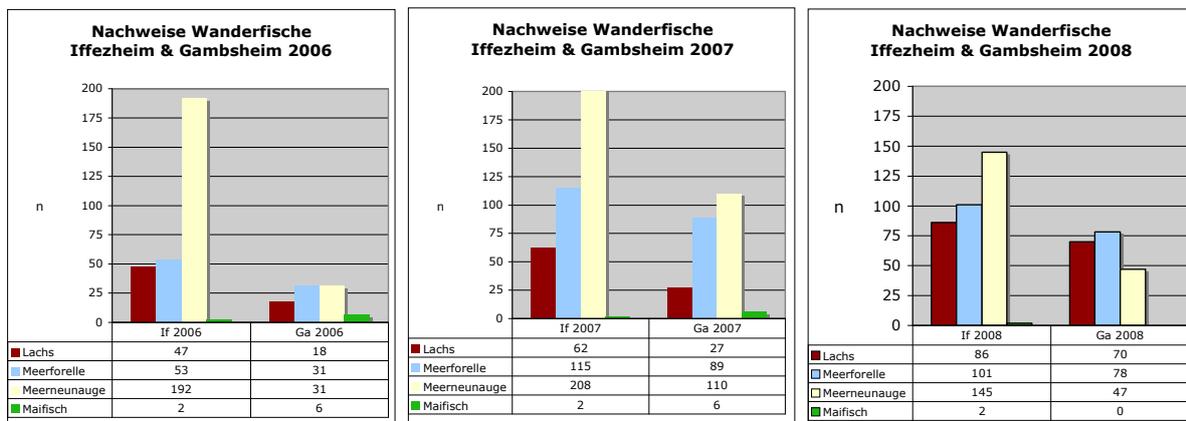


Abb. 23: Nachweise Wanderfische Fischpässe Iffezheim und Gamsheim 2006-2008.

Im Falle einer vorliegenden Barrierewirkung im Hinblick auf die Auffindbarkeit der Fischpässe wären - neben starken Abweichungen von der Rückkehrerprognose zwischen den Standorten - auch erhebliche zeitliche Differenzen des Auftretens von Lachsen und Meerforellen zwischen Iffezheim und Gamsheim zu erwarten. Deutliche zeitliche Differenzen können als Hinweis auf ausgedehnte Suchbewegungen verstanden werden.

Zur Bewertung der Zeitdifferenz der Nachweise zwischen Iffezheim und Gamsheim liegen allerdings derzeit keine Daten aus Markierungsexperimenten oder telemetrischen Studien vor, die die Zeitdifferenz für spezifische Individuen beleuchten könnten. Näherungsweise können jedoch kumulative Darstellungen der monatlichen Nachweise bzw. Anteile Aufschluss geben. Abb. 24 und 25 zeigen die entsprechenden Daten für die Jahre 2006 bis 2008. Für die Interpretation der Graphiken sind sowohl die Ähnlichkeit des Kurvenverlaufs (Anzahl) als auch die Steilheit und zeitliche Versetzung der Kurvenverläufe (Anteile) maßgeblich.

Für den Lachs zeigt sich im Jahr 2006 eine zeitliche Versetzung zwischen Iffezheim und Gamsheim von rund 4 Wochen. In 2007 zeigen die beiden Kurven hinsichtlich der Anteile dagegen eine völlige Übereinstimmung. In 2008 lagen zeitweise (Januar bis März) sogar höhere Individuenzahlen in Gamsheim als in Iffezheim vor (was mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Nutzung der Schiffsschleusen zurückzuführen ist). Für die Meerforelle ergibt sich ein vergleichbares Bild (Abb. 25), wobei die Kurven hier sogar noch enger beieinander liegen.

In 2006 waren die Abflüsse bis Mitte April und nochmals Anfang Juni relativ hoch (vgl. Graphiken Abflüsse Rhein im ANHANG). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass es zu einer gewissen Verzögerung des Lachsaufstiegs aufgrund einer „irreführenden Lockströmung“ durch eine Überströmung der Wehre gekommen ist; die Wehre an den Uferseiten sind nicht mit Fischpässen ausgestattet und der Wehrbereich ist vom Kraftwerksbereich (bzw. vom Fischpass) durch eine mehrere Hundert Meter lange Trennmole isoliert; die am Wehr befindlichen Borlandschleusen werden als kaum funktionstüchtig erachtet (IKSR-Bericht Nr. 158).

Diese Ergebnisse sind ein starker Beleg, dass es zumindest in Gamsheim in 2007 und 2008 nicht zu ausgedehnten Suchbewegungen der Großsalmoniden gekommen ist und das Zeitbudget der Fische zwischen Iffezheim und Gamsheim nicht belastet wurde. Die Verzögerung in 2006 könnte auf einen Sackgasseneffekt hindeuten; hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Fischpass Gamsheim erst am 12.4.2006 in Betrieb genommen wurde. Insgesamt ist jedoch die Zeitreihe für eine belastbare Interpretation der Daten noch zu kurz.

Die Hypothese eines potenziellen Sackgasseneffekts sollte (wie auch die Möglichkeit einer Schleusennutzung) grundsätzlich durch belastbare mehrjährige Studien (z.B. Telemetrie, Markierungs-/Wiederfangexperimente) für verschiedene Abflusssituationen überprüft werden.

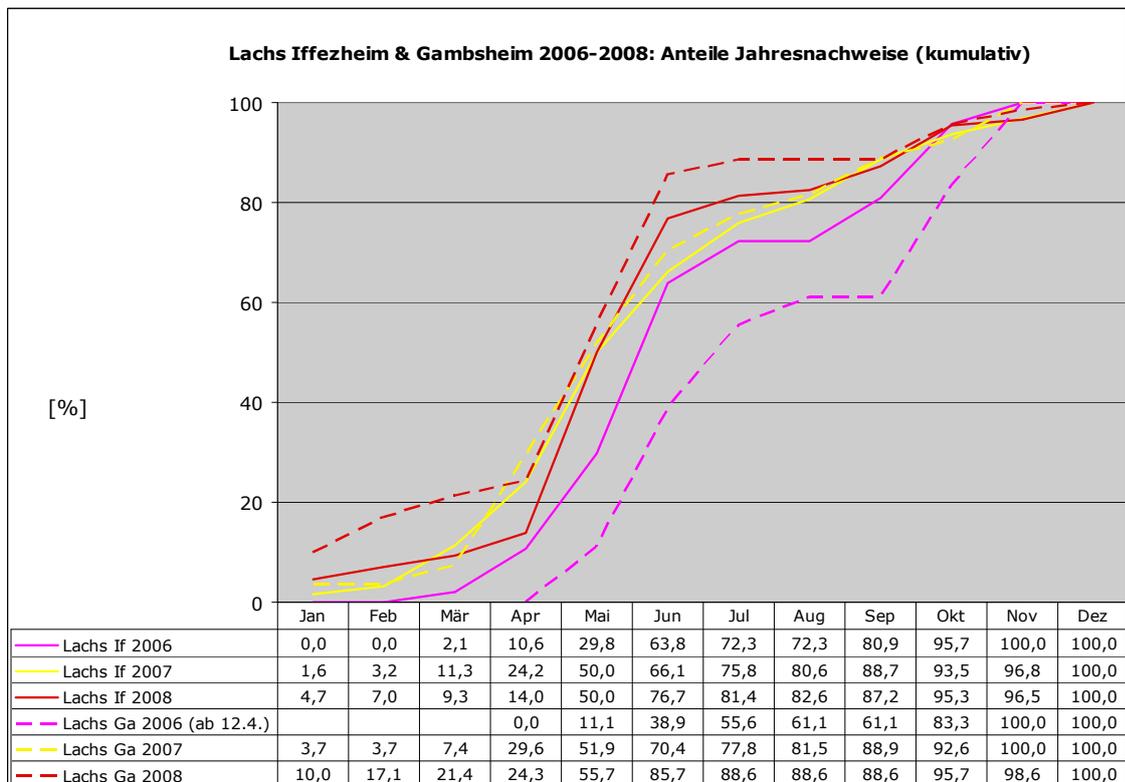
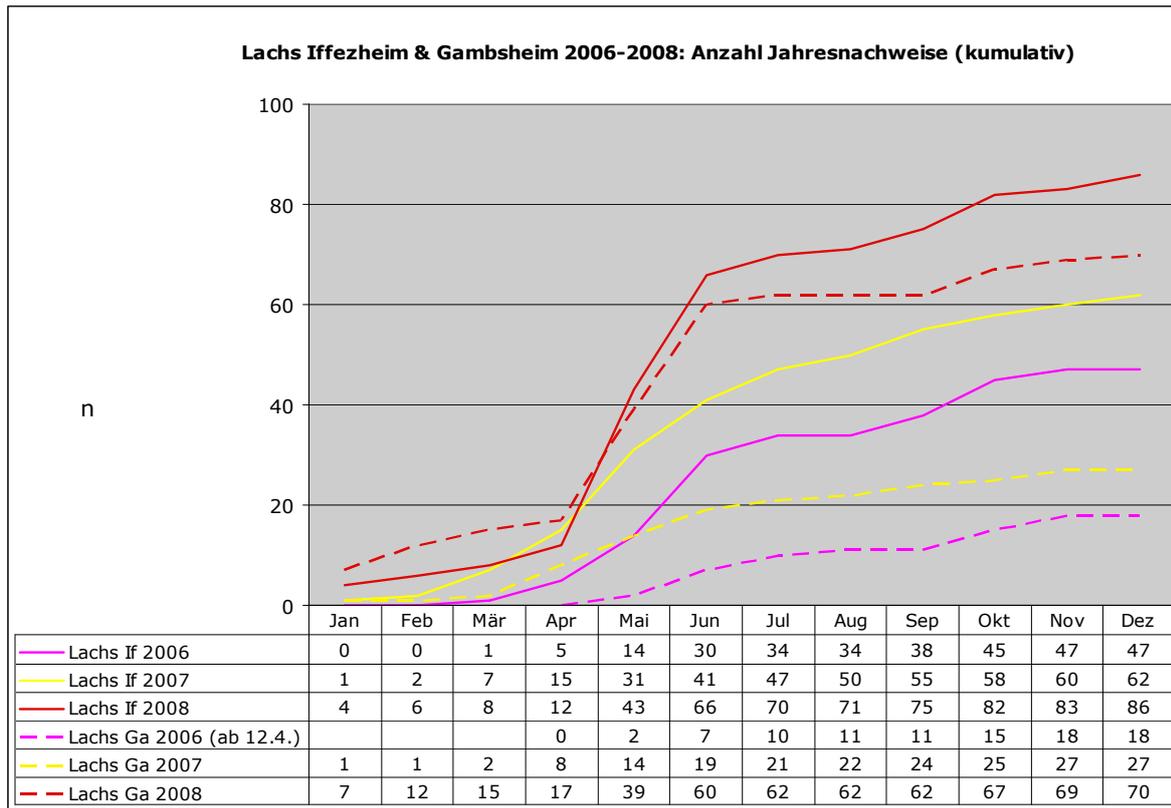


Abb. 24: Kumulative Darstellung der Zahl und Anteile der Nachweise Lachs in Iffezheim und Gamsheim

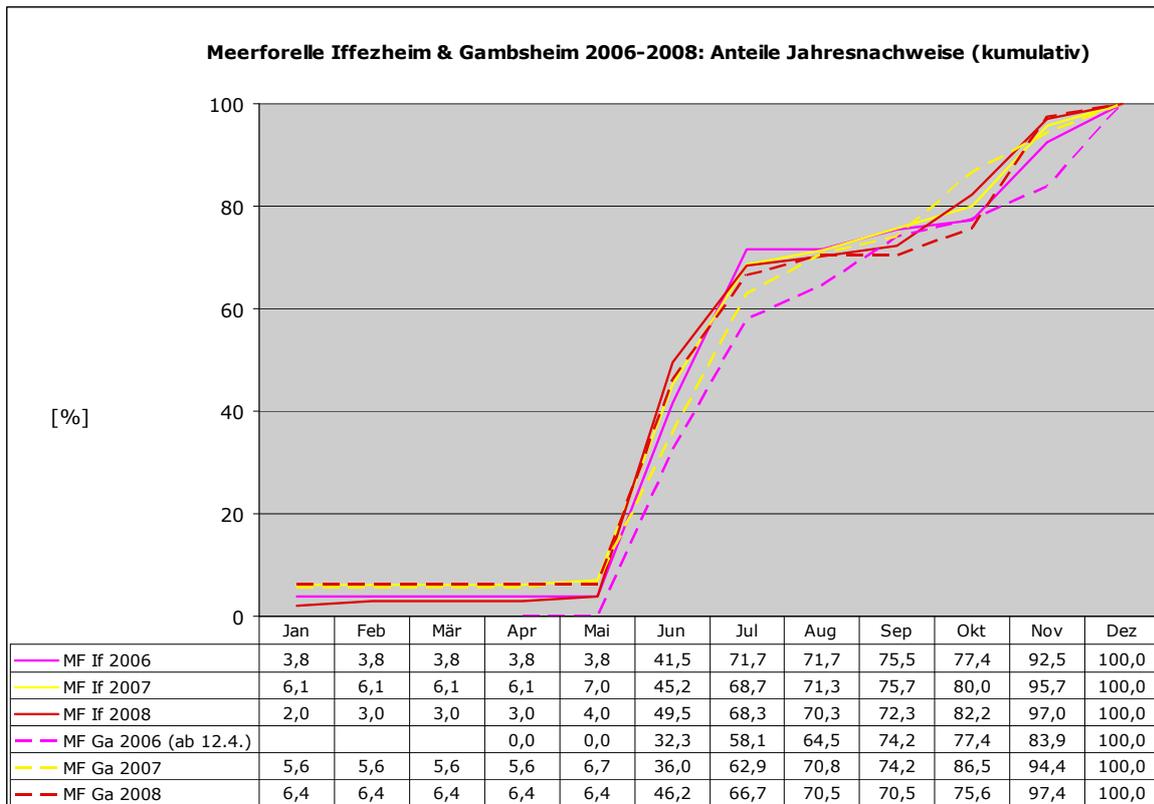
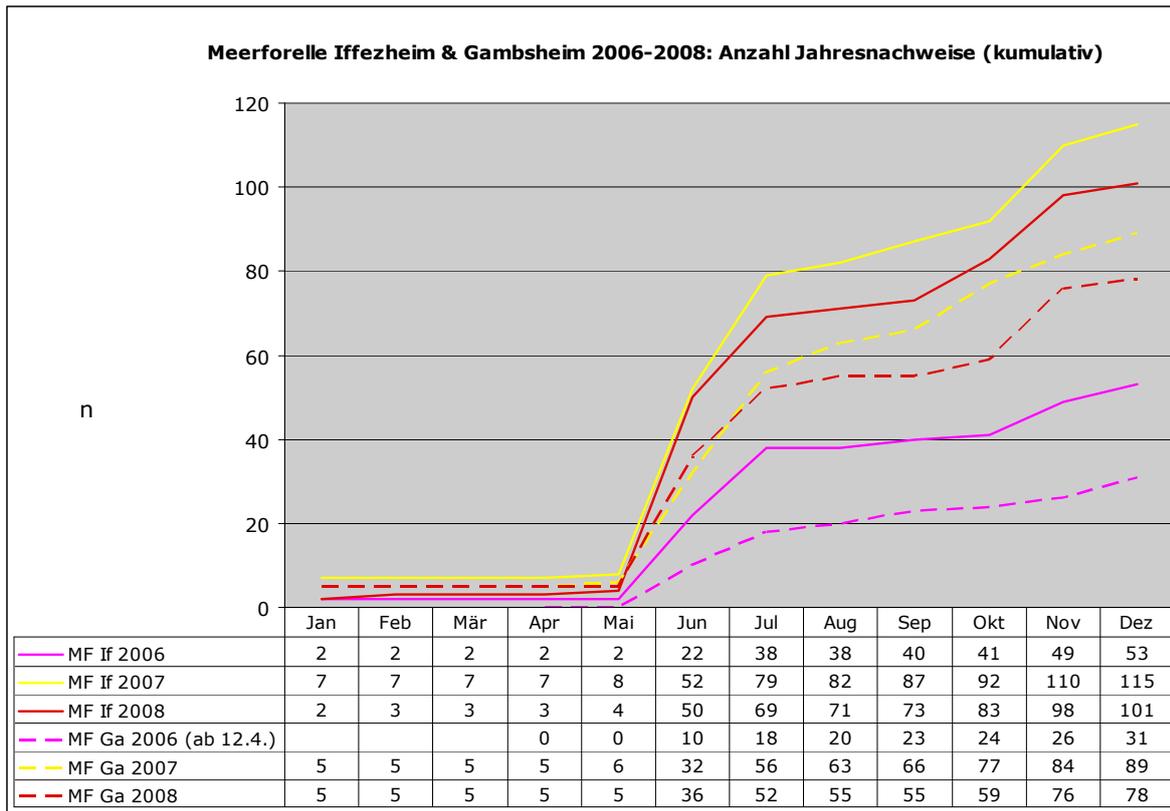


Abb. 25: Kumulative Darstellung der Zahl und Anteile der Nachweise Meerforelle in Iffezheim und Gamsbheim

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass aufgrund der vergleichbaren Rückkehreranteile Lachs (in Relation zur auf den Besatzumfang der Einzugsgebiete gestützten Prognose) keine Einflussgrößen möglicher Faktoren herausgearbeitet werden können, die eine Differenz zwischen den Kontrollstationen im Oberrhein hervorrufen. Es kann daher (unter dem Vorbehalt der noch nicht ausreichenden Zeitreihe der Datenerhebung in Gamsheim) postuliert werden, dass die kumulativen Effekte der turbinenbedingten Mortalität und der Prädation in den Staubereichen innerhalb der Einzugsgebiete für die Smolts eine vergleichbare, jedoch nicht quantifizierbare Größenordnung aufweisen (siehe jedoch Vergleich Kontrollstationen Iffezheim und Sieg).

Die Aufstiegszahlen lieferten keine Hinweise auf eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit der Fischpässe für Großsalmoniden. Die Zeitdifferenz zwischen der Passage Iffezheim und der folgenden Passage in Gamsheim ist nach bisheriger Datenlage allenfalls gering und liegt nur wenig unter der Zeit, die Lachse im Schwimmmodus „Dauergeschwindigkeit“ (= 1 bis 3 Körperlängen/Sekunde) für diese Wegstrecke benötigen. Damit ergeben sich keine Beweise auf eine unverhältnismäßige „Belastung des Zeitbudgets“ und keine klaren Hinweise auf eine Barrierewirkung (Auffindbarkeit) des Fischpasses Gamsheim.

Anmerkung: Interessant erscheint in diesem Zusammenhang, dass der Lachsfang im Oktober 2008 in Basel rund einen Monat vor Beginn der Laichzeit erfolgte und dieser Rogner damit - trotz Schleusennutzung - „rechtzeitig“ in den Laicharealen eingetroffen ist.

Es ist jedoch ausdrücklich zu betonen, dass fehlende Hinweise auf eine Barrierewirkung des Fischpasses Gamsheim nicht den Umkehrschluss zulassen, dass die Auffindbarkeit der Fischpässe generell nahe 100 % liegt. Obwohl die Fischaufstiegsanlagen größtenteils baugleich sind, können die Ergebnisse aus Gamsheim lediglich unter Vorbehalt auf Iffezheim übertragen werden. Bereits kleinräumige Unterschiede in der Anordnung der Einstiege sowie unterschiedliche hydraulische (Leitströmungen) und morphologische (Tiefen, Gewässerprofil) Verhältnisse im Migrationskorridor können durchaus entscheidende Komponenten darstellen. Beispielsweise kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein Sackgasseneffekt bzw. eine Leitwirkung zur nicht mit einem Fischpass ausgestatteten Wehrseite durch abweichende Strömungs- und Tiefenverhältnisse am „Entscheidungspunkt“ (hier: unteres Ende der Trennmole) in Iffezheim vorliegt und ggf. gravierender ist als in Gamsheim. Aufschluss über diese Frage (und die daraus ggf. ableitbaren Notwendigkeiten für eine Optimierung) können jedoch letztlich nur Markierungs-Wiederfangexperimente oder telemetrische Studien erbringen.

Vergleich der Kontrollstationen Iffezheim, Gamsheim und Sieg/Buisdorf

Zwischen den Kontrollstationen Sieg und Iffezheim/Gamsheim bestand in den Jahren 2006-2008 eine erhebliche Differenz hinsichtlich des Anteils Nachweise in Bezug zur Prognose (Abb. 26). In 2007 waren die Unterschiede am deutlichsten. In 2008 war der Unterschied zwischen Gamsheim und Sieg geringer als in den Vorjahren. Da sich an der KFS Sieg rund 30-50% der Rückkehrer einer Erfassung durch Überwinden des Wehres entziehen (und eine vergleichbare Größenordnung die Schiffschleusen nutzender Individuen in Iffezheim und Gamsheim eher nicht erreicht wird?), ist die tatsächliche Differenz wahrscheinlich nochmals größer.

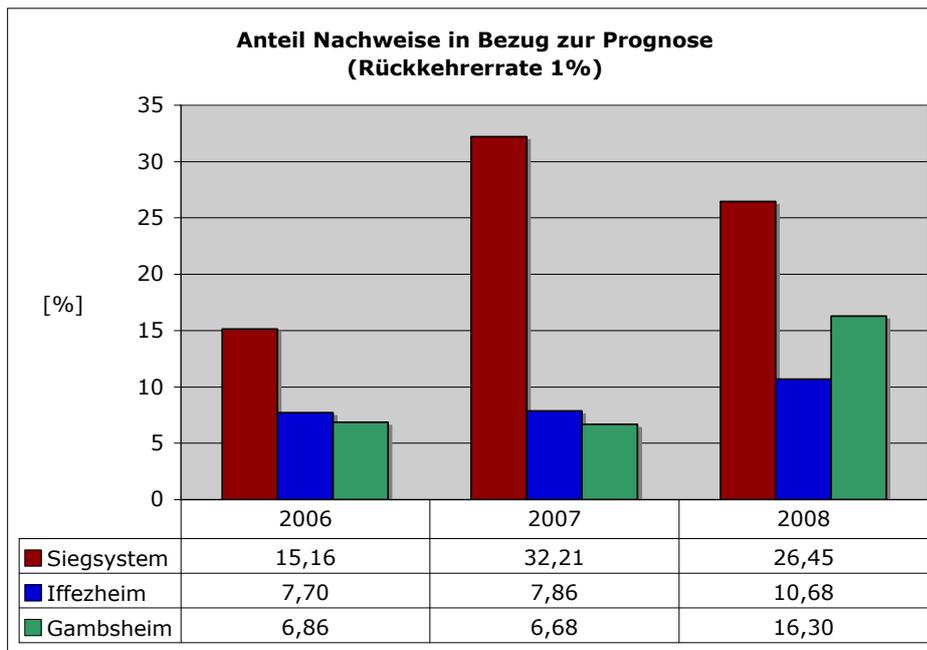


Abb. 26: Anteile Rückkehrernachweise an den Kontrollstationen Iffezheim, Gamsbheim und Sieg/Buisdorf 2006 - 2008 gegenüber der Prognose (vgl. Tab. 10)

Die Ursachen für die teilweise erhebliche Differenz sind insgesamt unklar. Eine mangelhafte Auffindbarkeit des Fischpasses Iffezheim kann nach vorliegender Datenlage zumindest in der skizzierten Größenordnung eher ausgeschlossen werden (siehe oben). Auch werden unterhalb Iffezheim keine auffällig hohen Nachweiszahlen in den Zuflüssen registriert – selbst bei geringer Kontrolldichte müssten sich hier Angelfangmeldungen (inkl. „Gerüchte“), Totfunde und Sichtungen häufen. Läge eine erheblich höhere Mortalität durch Kraftwerke zwischen Gamsbheim und dem Hochrhein gegenüber dem Ill- und Renchsystem vor, hätte sich dies in wesentlich geringeren Rückkehreranteilen im Fischpass Gamsbheim ausdrücken müssen – hier wurden jedoch in 2005 und 2006 vergleichbare und in 2008 deutlich höhere Rückkehreranteile verzeichnet als in Iffezheim. Ein negativer Einfluss der Temperatur auf die Rückkehrer ist für den kühlen Sommer 2007 gänzlich auszuschließen; in 2007 ist die Differenz zwischen Sieg und Iffezheim/Gamsbheim jedoch noch höher als in 2006.

Folgende Ursachen bzw. Teilkomponenten sind damit denkbar (Hypothesen a) – k):

- a) Es gibt keine klare Korrelation zwischen Besatzaufwand und Rückkehrernachweisen, weil zu viele Faktoren (z.B. Überlebensrate bei der Abwanderung, Überleben im Meer) das Ergebnis beeinflussen (vgl. JURJENS, 2006).
- b) Es liegt ein methodischer Fehler in der Berechnung der Smoltäquivalente vor.
- c) Es liegt ein methodischer Fehler in der Berechnung der Überlebensraten vor.
- d) Die durch Wasserkraftnutzung bedingte Mortalität im gesamten Oberrheingebiet (Abwanderung) ist derzeit deutlich größer als in der Sieg. Zumindest in den badischen Oberrheinzufüssen ist ein solcher Zusammenhang aufgrund der sehr intensiven Wasserkraftnutzung und der in vielen Fällen noch nicht erfolgten Installation von Fischschutz- und Abstiegsanlagen sehr wahrscheinlich; zu berücksichtigen ist hierbei auch, dass die Besatzstrecken derzeit noch oberhalb mehrerer Kleinwasserkraftanlagen *ohne* Abstiegsanlagen liegen (BARTL, mündl. Mittlg.).
- e) Die Mortalität durch Prädation (Rapfen, Zander, Wels, Kormoran) während der Abwanderung bzw. durch den Wels (Aufwanderung) im Rhein ist zwischen Iffezheim und Siegmündung erheblich; der Effekt wird durch niedrige Frühjahrsabflüsse verstärkt (vgl. auch Kap. 3.5: Abfluss).
- f) Die fischereiliche Mortalität (gezielte Entnahme und Mortalität durch Beifänge) der Rückkehrer zwischen Siegmündung und Iffezheim spielt eine wesentliche Rolle.

- g) Die Schleusennutzung in Iffezheim und Gamsheim ist höher als angenommen.
- h) Die relativ hohen Abflüsse im Sommer 2007 haben in Folge eines Überfalls an den Wehren Iffezheim und Gamsheim zu einem Sackgasseneffekt auf der nicht mit einem Fischpass ausgestatteten Wehrseite geführt, wodurch die Auffindbarkeit der Fischpässe stark eingeschränkt wurde (vgl. Graphiken Rheinabflüsse im ANHANG).
- i) Die über die Smoltäquivalente aus Besatz nicht berücksichtigte Smoltproduktion *aus natürlicher Reproduktion* trägt im Siegsystem, nicht jedoch am Oberrhein, bereits substanztiell zum Rückkehreraufkommen bei.
- j) Die Rückkehrerquote der Herkunft Allier ist geringer als die Rückkehrerquote der Herkünfte Burrishoole und Ätran, z.B. aufgrund
 - höherer Mortalität auf See (Prädation, Fischerei, Parasiten, Krankheiten) wegen des höheren Risikos bei hohen Multiseewinter-Anteilen (längerer Seeaufenthalt eines größeren Teils der Population),
 - höherer Mortalität im Rhein wegen des höheren Beifangrisikos früh aufsteigender Individuen und zusätzlicher hoher Mortalität durch Handling bei höheren Temperaturen,
 - noch nicht spezifizierbarer Eignungsunterschiede der Herkünfte.
- k) Die Smoltproduktion ist in den Teileinzugsgebieten stark unterschiedlich (u. a. durch strukturelle Eignung, Nahrungsverfügbarkeit, Prädation)

Vermutlich hat die dargestellte Differenz multifaktorielle Ursachen. Hinsichtlich der Einflussgrößen möglicher Faktoren können derzeit noch keine Aussagen gemacht werden. Allerdings zeigen diverse fischereiliche Bestandsaufnahmen und Angelfangmeldungen eine deutliche Zunahme der Prädatoren Rapfen und Wels. Auch der Kormoranbestand hat seit Mitte der 1990er Jahre deutlich zugenommen. Über Transponderuntersuchungen (NRW/NL) ist bekannt, dass die Smoltmortalität (Besatzsmolts) zwischen Sieg und Delta um 50% beträgt (wobei fischereiliche Mortalität hier eine untergeordnete Rolle spielt – vgl. IMARES-Studie, Kap. 3.5). Da die Migrationsstrecke für Smolts vom Oberrhein über 400 km Kilometer länger ist als von der Siegmündung, kann dem Faktor Prädation eine erhebliche Rolle zugesprochen werden (vgl. e)). Die Abflusssituation im Zeitfenster der Smoltabwanderung in 2005 und besonders in 2006 war jedoch eher günstig und hätte gerade für den Oberrhein in 2007 und 2008 positive Auswirkungen zeigen müssen (vgl. Abb. 14 und 32 sowie Graphiken Rheinabflüsse im ANHANG). Zumindest für 2008 (hier insbesondere Gamsheim) ist tatsächlich eine geringere Differenz zu verzeichnen. Die Verluste während des Aufstiegs skizzieren Abb. 27, 28 und 30 (Kap. 3.5.)

Da die Aufstiegsrate in Iffezheim im abflussreichen Jahr 2007 nicht dem an der Sieg (sowie Rheinland-Pfalz) verzeichneten deutlichen Anstieg entsprach, könnte für Iffezheim auch ein Sackgasseneffekt eine mitentscheidende Komponente darstellen (vgl. h)). Für den Lachs liegen jedoch auch diverse Belege einer Schleusennutzung vor (siehe oben).

Der Beitrag der Rückkehrer aus natürlicher Reproduktion im Siegsystem liegt nach vorsichtiger Schätzung im relevanten Zeitraum 2006-2008 bei rund 10% des Gesamtrückkehreraufkommens (vgl. Teilprojektberichterstattung IKSR und Tab. 2). Da die Naturvermehrung im Oberrhein aufgrund mangelhafter Durchgängigkeit noch kaum ins Gewicht fällt, kommt dieser Einflussgröße eine besondere Bedeutung zu.

Schließlich muss der Mortalität in Wasserkraftanlagen - insbesondere in den Zuflüssen - eine sehr hohe Bedeutung zugemessen werden. Es wird erwartet, dass mit der Fortsetzung der Installation von Fischabstiegshilfen (Fischschutzsysteme) in den Zuflüssen, für die eine erhebliche Smoltmortalität bekannt ist (z.B. Kinzig), steigende Rückkehrerraten verknüpft sind. Eine weitere Verschlechterung der Abstiegsbedingungen in den Rheinzufüssen ist aus diesem Grund nicht vertretbar. Vielmehr sollte die Installation von Fischabstiegsanlagen intensiv vorangetrieben werden und die Neuinstallation von Kleinwasserkraftanlagen kritisch hinterfragt und nur ausnahmsweise zugelassen werden.

3.5 Welche *limitierenden* Faktoren bestehen (bei Wasserkraftanlagen: welche Kriterien sind relevant)?

Die im Folgenden bewerteten Faktoren werden in Rangfolge der Einschätzung ihrer limitierenden Funktion aufgeführt.

Faktor Fischerei

Einschätzung: limitierender Faktor

Fischereiliche Aktivitäten beinhalten Berufsfischerei (kommerzielle Fischerei), Nebenerwerbsfischerei („Recreational fisheries“) und Angel- bzw. Sportfischerei.

Die Berufsfischerei operiert u. a. mit Reusen (Fykenet), Kiemennetzen (Gill net), Wadennetzen (Seine), Hamen (Anchored stow net) und Schleppnetzen (inkl. Grundsleppnetze) (Trawl fisheries) (JANSEN *et al.*, 2008). Abb. 27 (oben) veranschaulicht, wo diese Fischereiformen eingesetzt werden. Die Nebenerwerbsfischerei operiert im Wesentlichen mit Reusen und Kiemennetzen (Küste und Inland).

Die Auswirkungen der Fischerei hängen von drei Faktoren ab:

- I. Fischereiaufwand (variiert saisonal und lokal)
- II. Fangwahrscheinlichkeit (nach Gerät und Einsatzhäufigkeit)
- III. Mortalität (Art der Geräte und Methoden, Temperatur, Art und Dauer des *Handlings*)

Aufwanderung:

Grundsätzlich sind alle fischereilichen Aktivitäten mit einer gewissen Mortalität von aufsteigenden Großsalmoniden verknüpft (JANSEN *et al.*, 2008). Auch für den Maifisch ist mit einer fischereilich bedingten Mortalität zu rechnen, wobei hierzu (auch wegen der geringen Bestandsgröße der Art) keine konkreten Daten und Erkenntnisse vorliegen. Für das Meerneunauge werden lediglich sehr geringe Mortalitätsraten vermutet, weil die angewandten fischereilichen Methoden hinsichtlich Ausrüstung und relevantem Zeitfenster nicht oder nur sehr eingeschränkt für den Fang von Meerneunaugen geeignet sind.

Abwanderung:

Für die abwandernden Lebensstadien werden nur verhältnismäßig geringe Mortalitätsraten (Lachs- und Meerforellensmolts in Reusen: < 1%) bzw. keine Verluste (Maifisch, Meerneunauge) durch fischereiliche Aktivitäten konstatiert (JANSEN *et al.*, 2008); die Hauptursachen für Verluste werden der natürlichen Prädation und der Mortalität bei der Passage von Wasserkraftanlagen zugeschrieben. Die Verluste an Lachssmolts werden mit rund 40-60 % zwischen Rhein und der niederländischen Küste bilanziert. Entsprechend zählt die Fischerei hier ausdrücklich *nicht* zu den potenziell limitierenden Faktoren.

Die Mortalität aufwandernder Individuen durch fischereiliche Aktivitäten lässt sich in folgende Einzelfaktoren untergliedern:

- Gezielte (illegale) Fischerei auf Großsalmoniden, in der Regel vollständige Entnahme der Fänge. Mit der Wiederansiedlung des Maifischs im Rheinsystem besteht grundsätzlich die Möglichkeit, dass auch diese Art mittelfristig gezielt befischt wird.
- Unbeabsichtigte Beifänge (Lachs und Meerforelle; Maifisch?), teilweise Entnahme der Fänge (z.T. aus Unkenntnis über Schutzstatus/Fangverbot)
- Mortalität *zurückgesetzter* Individuen durch das *Handling* der Beifänge (bakterielle Hautinfektionen, Sauerstoffdefizit nach Drill und/oder vorübergehender Entnahme zum Lösen von Haken und/oder zum Fotografieren des Fangs) und Verletzungen (Haken,

Netze). Faktoren, die zu einer hohen Mortalität beitragen, sind u. a. tief sitzende Haken (insbesondere Widerhaken), hohe Wassertemperaturen (Stress, Sauerstoffmangel, erhöhte Infektionsgefahr), langes Exponieren des Fisches an Luft, geringe Sauerstoffgehalte des Wassers und Fehler im Handling (Halten an der Schwanzflosse, Verletzung der Kiemen beim Halten des Kopfes, festes Zupacken bei Fluchtversuchen) (vgl. BOOTH *et al.*, 1995; BROBBEL *et al.*, 1996). Lange Drills und eine lange Verweildauer in Netzen und Reusen gelten als besonders gravierende Stressoren, welche zu Verhaltensänderungen, Schädigungen und Erkrankungen führen (vgl. SCHRECKENBACH, 2008); sie haben zudem einen negativen Einfluss auf die Energiereserven des Fisches und können das Erreichen der Laichgewässer beeinträchtigen (Zeitbudget) oder verhindern.

- Verenden oder nachhaltige Schädigung in Dauerfangeinrichtungen mit geringer Kontrollfrequenz (Kiemennetze, Reusen).

Die IMARES-Studie (JANSEN *et al.*, 2008) sowie diverse vorangegangene Studien (darunter telemetrische Studien; vgl. Zusammenfassung in JURJENS, 2006) indizieren, dass für die Rückkehrer von Lachs und Meerforelle die gravierendsten zahlenmäßigen Verluste zwischen der Küste und den Laichgebieten im niederländischen Abschnitt zwischen Meer-Süßwasserübergang und niederländischem Rhein auftreten. Insbesondere die IMARES-Studie zu Beifängen auf niederländischem Hoheitsgebiet legt den Schluss nahe, dass über die Hälfte der Rückkehrer nach heutiger Datenlage nicht den niederländischen Rhein erreicht; von den verbliebenen Lachsen gehen im niederländischen Rhein weitere ca. 69% verloren.

Demnach erreichen von ursprünglich 8.000 – 16.000 Lachsen an der niederländischen Küste lediglich 1.200 – 2.400 Individuen den Nieder-, Mittel- und Oberrhein (Abb. 27).

Anmerkung: Die Schlussfolgerungen der Telemetrieergebnisse in der IMARES-Studie basieren auf dem Teil des Gesamtbestandes, der sich vor den Haringvlietschleusen und dem Afsluitdijk aufhält. Das Verhalten der Individuen, die sich vor dem Nieuwe Waterweg aufhalten, ist unklar. Für die Meerforelle muss außerdem herausgestellt werden, dass unklar ist, welcher Anteil des Bestandes tatsächlich motiviert ist, stromaufwärts zu ziehen; die Art nutzt - anders als der Lachs - die Küstengewässer auch intensiv als Nahrungshabitat und weist relativ hohe Streunerraten auf. Für den Lachs wird in der IMARES-Studie angemerkt, dass unter den Nachweisen vor der Küste auch Fische aus der Maas und/oder aus anderen Populationen oder entkommene Farmlachse sein könnten. Hierzu ist anzumerken, dass Farmlachse zwar stark streuen, jedoch fast ausschließlich nordwärts wandern und dass Lachsfarming ausschließlich nördlich der Rheinmündung betrieben wird (HANSEN, L.P., pers. Mittlg.); ein Einfluss von Farmlachsen kann daher vernachlässigt werden. Lachse aus Fließgewässern haben ein starkes Homing und streuen im Wesentlichen in benachbarte Gewässer. Die benachbarten Populationen aus Maas und Elbe sowie aus den kleinen deutschen Tieflandzuflüssen sind - relativ zum Bestand im Rhein - jedoch eher klein.

Der Beifang in den Niederlanden beläuft sich nach IMARES auf 1.709 – 10.216 Individuen (Abb. 27 oben). Abb. 28 setzt diese Minimal- und Maximalwerte sowie das rechnerische Mittel in Bezug zu den an der Küste ankommenden Lachsen (ebenfalls Min, Mittel, Max). und zeigt die Anzahl „unbeeinträchtigter“ Lachse – also die Fische, die nicht von fischereilichen Aktivitäten in Form von Beifang betroffen sind. Je nach Szenario sind dies rechnerisch -2216 (Rückkehrerzahl niedrig, Bycatch hoch) bis 14.291 (Rückkehrerzahl hoch & Bycatch gering) Individuen. Selbst bei mittlerer Rückkehrerzahl und mittlerem Bycatch bleiben nur 6.038 Individuen unbeeinträchtigt.

Da in der IMARES-Studie die Einflüsse der Nebenerwerbsfischerei und Berufsfischerei wegen geringer Rückmeldungen der Fragebögen nicht oder nur unzureichend interpretiert werden konnten und insbesondere die Datenlage der Küstenfischerei keine Beurteilung zulässt, ist zusätzlich von einer erheblichen Dunkelziffer auszugehen. Hinzuzurechnen ist

außerdem die noch nicht quantifizierte gezielte illegale Fischerei und die bewusste illegale Entnahme von Beifängen (siehe unten) (vgl. auch Abb. 29 & 30).

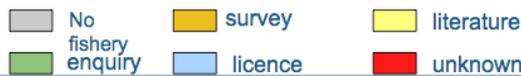
Unklar ist die Überlebensrate zurückgesetzter Fische, jedoch müssen insbesondere in den Sommermonaten überdurchschnittliche Mortalitätsraten durch Verletzungen (auch Schleimhaut) und Handling-Stress angenommen werden. Da in diesem Zeitraum vorrangig MSW-Lachse aufsteigen, könnte die Mortalitätsrate für früh aufsteigende Herkünfte mit hohen MSW-Anteilen, z.B. Allier (vgl. Abb. 13), deutlich höher ausfallen als für Herkünfte mit höheren Grilse-Anteilen (Ätran) oder sehr hohen Grilse-Anteilen (Burrishoole). Dieser Aspekt ist insbesondere bei der Interpretation der Rückkehrerzahlen bzw. -raten im Oberrhein (Iffezheim) gegenüber der Sieg von Bedeutung (vgl. Kap. 3.4).

Der Umfang der Verluste durch gezielte Fischwilderei (Poaching) konnte durch die von IMARES angestrebte Untersuchung mittels Fragebögen naturgemäß gar nicht bewertet werden. Illegale Fischerei und die bewusste illegale Entnahme von Beifängen stellt nach Angaben von Sportvisserij Nederland wahrscheinlich ein erhebliches Problem dar (MOQUETTE, pers. Mittlg.; vgl. auch Artikel „DE TRAGE TERUGKEER VAN DE ZALM“, Quelle: De Volkskrant, Amsterdam, 20 Juli 2005). Für die deutschen Rheinabschnitte liegen lediglich Einzelmeldungen und fragmentarische Daten vor, welche jedoch ebenfalls einen erheblichen Verlust (bis 50%?) der verbliebenen Lachsbestände vermuten lassen. IMARES kalkuliert mit einem Verlust an Laichfischen zwischen Rhein und den Laicharealen von 58%.

In einer Untersuchung zum potenziellen Fangerfolg durch gezielte Angelfischerei auf Lachse im Mündungsbereich eines Laichgewässers (Saynbach; Mittelrhein) konnte aufgezeigt werden, dass in einem spezifischen Zeitfenster mehr Lachse gefangen werden konnten, als durch andere Methoden (Sichtungen, Elektrofischerei an drei Erhebungstagen) nachgewiesen werden konnten (SCHNEIDER, 2007b) (vgl. Abb. 29). Ein vergleichbarer „Fangerfolg“ scheint auch an anderen Flussmündungen und unterhalb von Querbauwerken in großen Flüssen möglich. BLASEL (mündl. Mittlg. 2008) hat Hinweise, dass einem einzelnen Angler in 2007 unterhalb Gamsheim rund 40 Großsalmonidenfänge gelangen (alle entnommen); HARTMANN (mündl. Mittlg. 2008) sind vergleichbare Aktivitäten von der Albmündung bekannt (bald Schongebiet). Ähnliche Hinweise liegen SCHNEIDER für den Mittelrhein (vgl. Gesprächsprotokoll im ANHANG), für die Mosel unterhalb der (gegen die Fließrichtung) zweiten Staustufe Lehmen und von der Siegmündung vor. Meldungen über unbeabsichtigte Beifänge (Angelfischerei, seltener: Berufsfischerei) liegen aus dem gesamten Nieder- und Mittelrhein sowie unterem Oberrhein, der Mosel, der Ruhr, der Sieg (inkl. Zufluss Nister), der Lahn und der Nette vor.

Es muss angenommen werden, dass diese - mehr oder weniger belegbaren – Einzelfälle lediglich die „Spitze des Eisbergs“ skizzieren. Sicher ist, dass entsprechende Meldungen zunehmen und das Problem der gezielten illegalen Fischerei nicht auf das Hoheitsgebiet der Niederlande beschränkt gesehen werden kann. Da Lachse nicht homogen im Hauptstrom verteilt sind, sondern charakteristische Migrationsrouten (inkl. Ruhezone) frequentieren (was folgerichtig bereits ab dem späten Mittelalter zur Einrichtung *stationärer* „Salmenfänge“ geführt hat) und insbesondere kurz vor der Laichzeit vor den Mündungen der „Heimatgewässer“ Aggregationen bilden, kann die wachsende Kenntnis über solche „ertragreichen“ Lokalitäten den Fangerfolg Einzelner zudem sehr erheblich steigern (vgl. Abb. 29).

Results salmon



		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	
Anchord 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

paai gebied	Laichgebiet
verdwijning	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

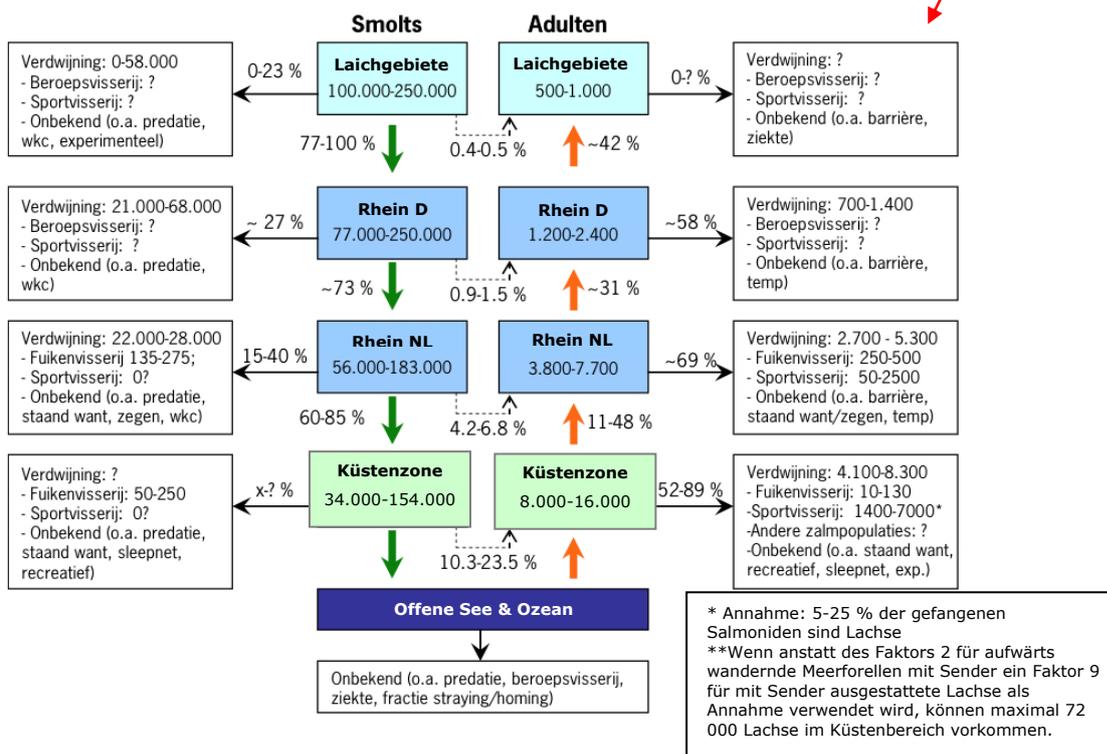


Abb. 27: Zusammenfassende schematische Darstellung mit der geschätzten Anzahl wandernder Smolts und adulter Lachse und Schwund pro Teilgebiet auf der Grundlage von Telemetriedaten und ausgesetzten und beobachteten erwachsenen Lachsen in den Laichgebieten. Für jedes der Segmente wird der Schwund im Verhältnis 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. 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 rechts oben)

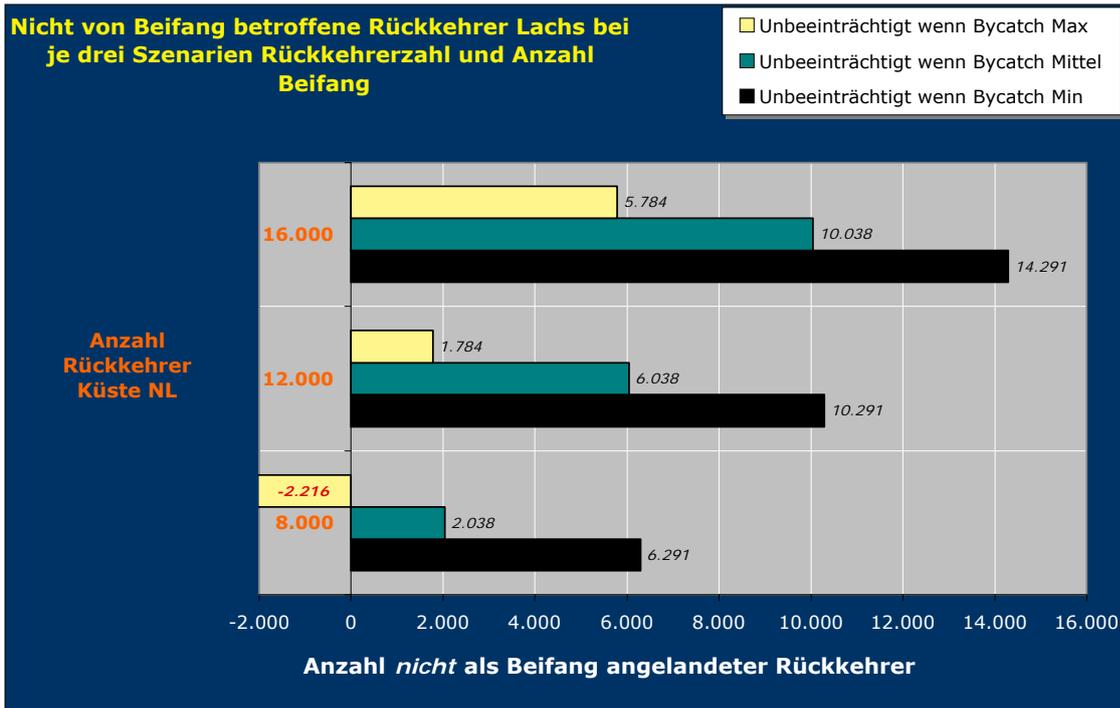


Abb. 28: Anzahl Lachse, die *nicht* als Beifang von fischereilichen Aktivitäten betroffen sind; Berechnung nach Angaben IMARES (JANSEN *et al.*, 2008), Spanne Rückkehrerzahlen (min, max, Mittel) und Bycatch (min, max, Mittel).

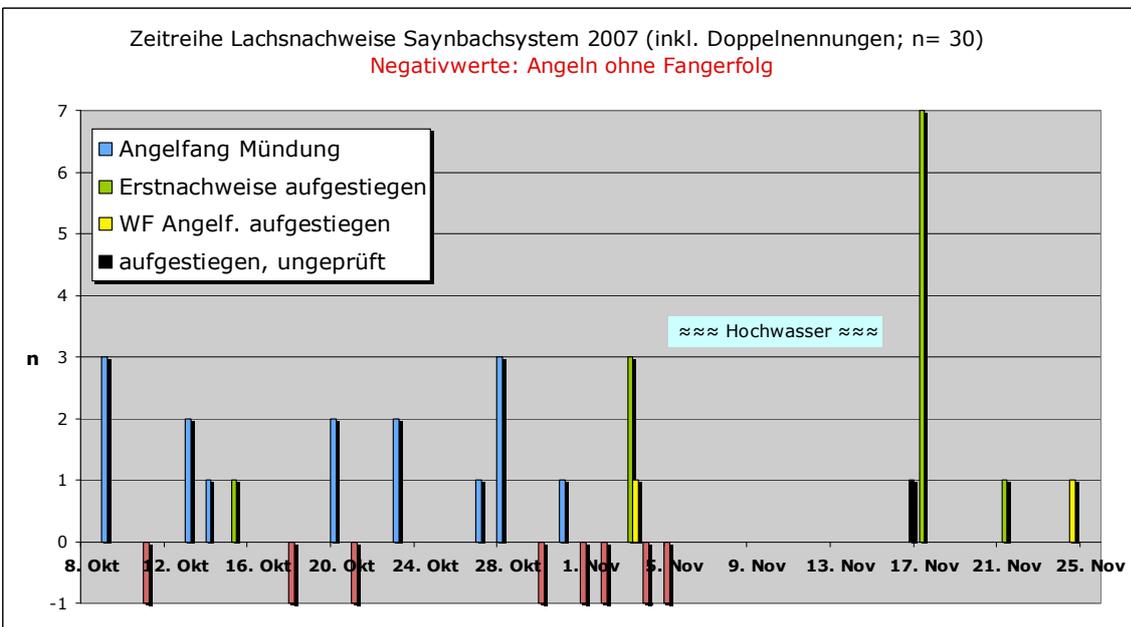
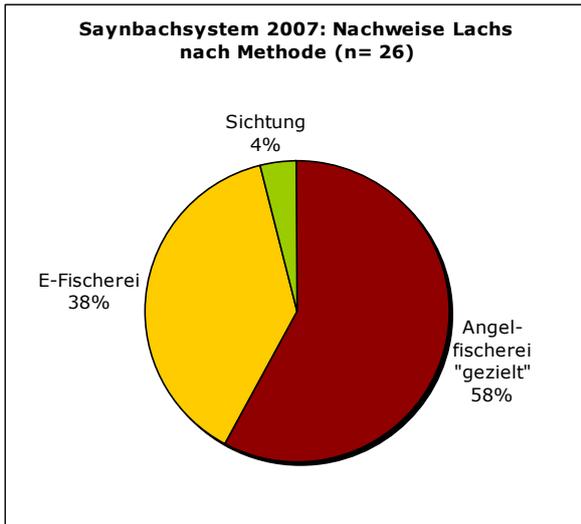


Abb. 29: Beispiel für die Fangwahrscheinlichkeit von Lachsen durch gezielte Angelfischerei im Vergleich zu anderen Methoden (Untersuchung am Saynbach, Herbst 2007) (aus SCHNEIDER, 2007).

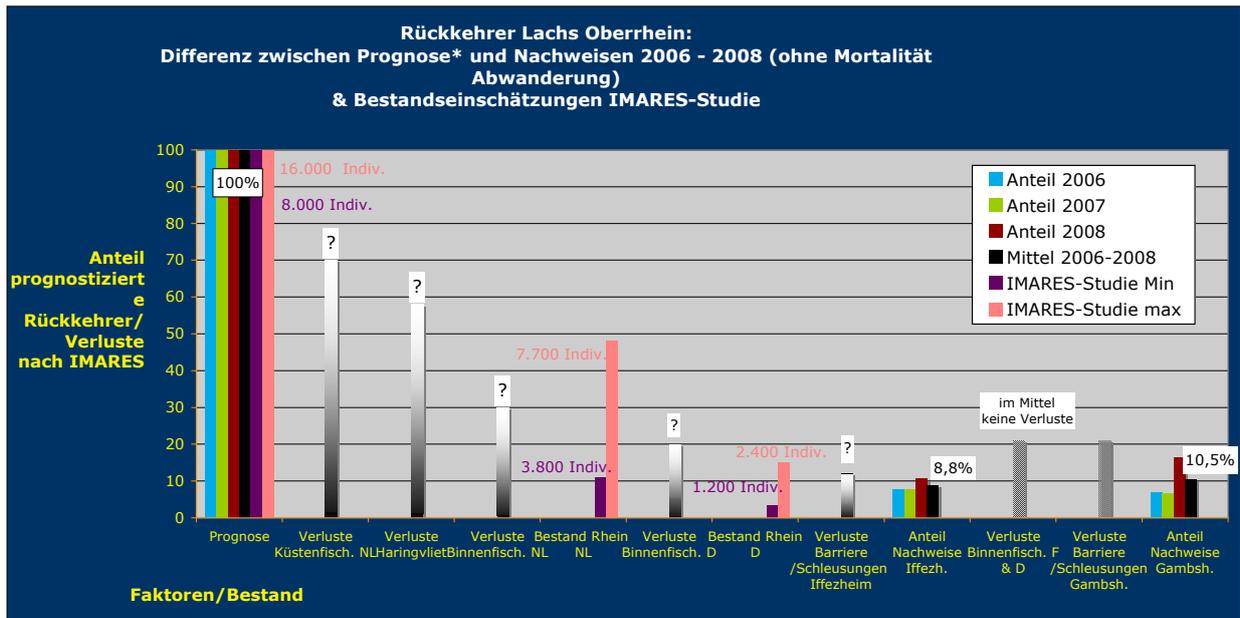


Abb. 30: Modellhafte Darstellung der Verlustrate aufsteigender Lachse, Werte in Anlehnung an die IMARES-Studie (JANSEN *et al.*, 2008), und Anteile prognostizierter Rückkehrer nach Besatzaufwand in Smoltäquivalenten (vgl. Abb. 19) nach Einzugsgebiet und einer Rückkehrerrate von 1% in den Kontrollstationen Iffezheim und Gamsheim. Man beachte, dass zwischen den Anlagen Iffezheim und Gamsheim keine weiteren Verluste erkennbar sind (Mittel 2006-2008).

Dem Faktor Fischerei muss nach gegenwärtiger Datenlage – trotz bzw. wegen der bestehenden Kenntnisdefizite – insgesamt eine limitierende Funktion für den nachhaltigen Populationsaufbau der Großsalmoniden zugeschrieben werden, wobei eine Differenzierung zwischen den Einzelfaktoren (Methoden, Lokalitäten) in ersten Ansätzen vorliegt.

Potenziell gefährden einige Fischereimethoden aufgrund ihrer Intensität auch den angestrebten Bestandsaufbau des Maifischs, nicht jedoch die weitere Bestandserholung des Meerneunauges.

Über das Ausmaß der *gezielten illegalen* Fischerei liegen keine verlässlichen Daten vor; das Problem muss (auch von den fischereilichen Interessensverbänden und Fischereibehörden) als gewichtig und tendenziell zunehmend wahrgenommen werden. Illegale Fischerei kommt nach momentanem Kenntnisstand wahrscheinlich im gesamten Rheingebiet inkl. der Nebengewässer vor.

In den Niederlanden und dem deutschen Niederrhein entnommene oder letal geschädigte Lachse rekrutieren sich aus dem gesamten Einzugsgebiet des Rheins, womit sich dieser Faktor – anders als *lokale* Probleme der Durchgängigkeit, Habitatqualität und Mortalität an Wasserkraftanlagen – auf alle Teilprojekte gleichermaßen auswirkt (ggf. besteht jedoch wegen der erhöhten Handling-Mortalität im Sommer eine spezifisch den Allierstamm betreffende stärkere Beeinträchtigung für den Oberrhein).

Die IKSR arbeitet gegenwärtig an einer Lösung des Problems der fischereilichen Mortalität.

Faktor Durchgängigkeit

Einschätzung: limitierender Faktor

Aktueller Stand

In den hier beispielhaft genannten Rhein-Nebenflüssen besteht die folgende Situation (aus IKSR-Bericht 140):

Sieg: 6 Wasserkraftanlagen, die bei der Abwärtswanderung der Junglachse Schädigungen verursachen können.

Mosel: Insgesamt 22 Wasserkraftanlagen, davon 10 in Deutschland, 2 in Luxemburg und 10 in Frankreich. Bis zu den Mündungen der wichtigsten Nebenflüsse wie Kyll (D) und Sauer (L/D) gibt es 9 bzw. 10 Wasserkraftanlagen.

Lahn: Sehr intensiv aufgestaut, mehr als 10 Wasserkraftanlagen bis hinauf zu den wichtigsten Lachsflüssen Dill (D) und Weil (D).

Main: Insgesamt 34 Wasserkraftanlagen, davon 6 in Hessen und 28 in Bayern. Bis zum ersten bedeutenden Nebenfluss, der Kinzig (D), gibt es 6 Wasserkraftanlagen.

Neckar: Insgesamt über 20 Wasserkraftanlagen. Die für den Lachs geeigneten Nebenflüsse münden erst oberhalb von (mehr als) 10 Wasserkraftanlagen in den Neckar (D).

Murg: 17 Wasserkraftanlagen bis Forbach (prioritärer Wiederansiedlungsabschnitt), die bei der Abwärtswanderung der Junglachse Schädigungen verursachen können

Alb: 6 Wasserkraftanlagen, die bei der Abwärtswanderung der Junglachse Schädigungen verursachen können.

Rench: Im mittelfristig vorgesehenen Lachswiederansiedlungsgebiet unterhalb der Liezbachmündung sind 16 Wasserkraftanlagen installiert; im oberhalb anschließenden, strukturell für Wanderfische geeigneten Gewässerlauf bis Bad Peterstal werden weitere 6 Anlagen betrieben.

Ill und Zuflüsse im Elsass: In der unteren Ill werden gegenwärtig 5 Wasserkraftanlagen betrieben. In den wichtigsten Zuflüssen für Salmoniden gibt es in der Bruche eine Wasserkraftanlage und weniger als 10 in der Fecht. Für diese Fließgewässer besteht die Verpflichtung, die freie Durchwanderung für Wanderfische zu erreichen.

Kinzig: Im Lachswiederansiedlungsgebiet unterhalb der Mündung der Kleinen Kinzig werden gegenwärtig 16 Kleinwasserkraftanlagen betrieben; weitere Anlagen sind in den Kinzigzuflüssen Schiltach, Gutach und Wolfach vorhanden.

Die in Tab. 2 (Kap. 2) dargestellte räumliche Verteilung der Reproduktionsbelege für den Lachs sowie die skizzierten genutzten Reproduktionsareale für das Meerneunauge belegen, dass nahezu alle Projektgewässer bzw. Gewässerabschnitte, die für die Arten in Folge der Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit erreichbar sind, auch innerhalb weniger Jahre aufgesucht und als Laichhabitat genutzt werden. In zugänglichen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten verzeichnet der Lachs teils sehr hohe Reproduktionserfolge. Nur eingeschränkt erreichbare Gewässer bzw. Gewässerabschnitte werden nicht bzw. selten aufgesucht und weisen geringe Reproduktionserfolge auf. Damit kann konstatiert werden, dass der Faktor Durchgängigkeit entscheidend für die Wiederherstellung einer natürlichen Lachspopulation ist und dass die eingeschränkte Durchgängigkeit in bestimmten Einzugsgebieten (noch) limitierend wirkt.

Sieht man die zur Wiederansiedlung verwendeten Herkünfte als Reproduktionseinheiten (Populationen im weiteren Sinne; vgl. Kap. 2) an, kann für die Herkunft Ätran eine limitierende Wirkung ausgeschlossen werden, da die erreichbaren Laich- und Aufwuchsareale bereits jetzt zwischen 120 – 140 Hektar betragen (was einer potenziellen natürlichen Smoltproduktion von 120.000 – 140.000 Individuen entspricht).

Für die Herkunft Allier beträgt die erreichbare Fläche gut und moderat geeigneter Laich- und Aufwuchshabitate in den Zuflüssen aktuell nur 5 - 7 ha (max. rund 5.000 Wildsmolts möglich). Über die Reproduktionsmöglichkeiten im Rhein liegen noch keine aussagekräftigen Daten vor. Damit wirkt der Faktor Durchgängigkeit aktuell für diese Herkunft mit hoher Wahrscheinlichkeit noch uneingeschränkt limitierend und es bestehen – ausgehend vom *status quo* – geringe Chancen auf einen nachhaltigen Bestandsaufbau.

Betrachtet man den Faktor einzugsgebietsbezogen (= auf dem Niveau künftiger Populationen bzw. Subpopulationen), besteht eine limitierende Wirkung aktuell für alle Moselzuflüsse (verwendete Herkunft Ätran), das Illsystem, die Alb, die Murg, die Rench, die Kinzig sowie für sämtliche Systeme bzw. Abschnitte oberhalb der Staustufe Straßburg, also Elz-Dreisam, Restrhein/Altrhein, Wiese, Birs, Ergolz, Hauptstrom südlicher Oberrhein und Hochrhein (verwendete Herkunft Allier).

Anmerkung: Die Durchgängigkeit der Schwarzwaldzuflüsse soll im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Wesentlichen bis 2012 realisiert werden.

Bei den durch höhere Streunerraten charakterisierten Arten Meerforelle und Maifisch ist bei Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine sukzessive Ausdehnung der Bestände in den südlichen Oberrhein und in die Mosel zu erwarten. Für das ausschließlich streunende Meerneunauge (und das Flussneunauge) ist sogar eine unverzügliche Wiederbesiedlung dieser Gewässer(abschnitte) zu erwarten.

Für den Fischabstieg kann mit der vorliegenden Datenlage keine Beurteilung erfolgen, ab welcher Anzahl an Wasserkraftanlagen diese in der Summe einen limitierenden Faktor durch kumulative Mortalität darstellen, da die tatsächlichen Mortalitätsraten von Salmonidensmolts für keines der Großkraftwerke bekannt sind (in einer Untersuchung am Mainkraftwerk Dettelbach wurde für 244 meist kleine Bachforellen eine Mortalitätsrate von 15 % ermittelt, Turbinentyp Kaplan; vgl. HOLZNER, 1999). Für die Kraftwerke am südlichen Oberrhein geht die STUCKY-Studie (STUCKY, 2006) von einer Mortalität von 5% pro Anlage aus. Dabei unberücksichtigt ist der Effekt der zeitlichen Verzögerung der Abwanderung im Hinblick auf das ansteigende Prädationsrisiko für Smolts in Rückstaubereichen; die darauf zurückzuführenden Verluste können im pessimalen Fall (in Abhängigkeit zu den Abflussbedingungen, der Trübung und der Präsenz von Prädatoren) die mit der Turbinenpassage assoziierte Mortalität übersteigen.

In Kühlwassereinfläufen wurden Smolts (im Gegensatz zu Meerneunaugenquerdern) bisher nur in relativ geringer Anzahl festgestellt (KORTE, WEIBEL; mündl. Mittlg.).

Festzuhalten ist, dass die Daten zu Lachs-Rückkehrern in Relation zur prognostizierten Rückkehrerzahl für Iffezheim und Gamsheim keine signifikanten Unterschiede aufweisen und somit keinen Rückschluss auf die Mortalität des Kraftwerkes Gamsheim zulassen. Die Mortalitätsrate zwischen den Gruppen „Ill- und Murgsystem“ und „südlicher Oberrhein“ scheint nach bisheriger Datenlage vergleichbar zu sein.

Da die Abstiegsproblematik *per se* einen potenziell limitierenden Faktor darstellt, der jedoch in Abhängigkeit der Überlebensraten an den einzelnen Kraftwerken und der Anzahl der Kraftwerke variiert, gibt es für die Installation von Fischschutzsystemen oder ein angepasstes Turbinenmanagement zumindest in den Zuflüssen keine Alternative. Für die großen Kraftwerke sollten zunächst die Mortalitätsraten untersucht werden. Kompensationsbesatz und Transportlösungen stellen ausdrücklich keinen nachhaltigen Lösungsweg dar.

Es wird mangels Daten eine *exemplarische* Kalkulation für die Strecke Iffezheim bis Restrhein/Altrhein (7 Wasserkraftwerke) aufgestellt, die die Überlebensraten für unterschiedliche Mortalitätsraten veranschaulicht und die potenzielle Smoltzahl aus natürlicher Reproduktion ab Restrhein/Altrhein bis in die Schweiz von rund 190.000 Individuen berücksichtigt (Tab. 12; vgl. Abb. 16 & 17). Der entscheidende Faktor bleibt jedoch die *Rückkehrerrate* insgesamt, die – wie dargestellt – weder für den aktuellen Bestand mit hinreichender Genauigkeit ermittelt werden kann noch für einen zukünftigen

„angepassten“ Bestand vorhergesagt werden kann. Als Hypothese kann formuliert werden, dass sich bei einer Mortalität von 3 % pro Anlage (Zielwert; inkl. erhöhten Prädationsrisikos durch die Barrierewirkung der Anlage) ein Bestand erhalten kann und bei einer Mortalität von ≥ 7 % die Chancen drastisch abnehmen (vgl. Beispielskalkulation in Kap. 4.6, Tab.18a-g). Nimmt man eine Mortalität von aktuell 5% pro Anlage (vgl. STUCKY, 2006; abflussabhängiger Maximalwert ohne Passage über Wehre) als *theoretische* Bemessungsgrundlage an, dann müssten die Fischschutzmaßnahmen insgesamt eine Wirksamkeit von rund 40% erreichen.

Auf den Zusammenhang zwischen Mortalität durch Wasserkraftanlagen und den Abflussverhältnissen im Zeitfenster der Smoltabwanderung wird unten eingegangen („Faktoren Temperatur und Abfluss“). Tab. 15 (Kap. 4.2.5) verdeutlicht den Zusammenhang zwischen der Wasserkraftnutzung (Anzahl WKA im Einzugsgebiet insgesamt und im Projektgewässer; Einschätzung der Mortalität) und den aktuellen Projektzwischenständen (Erreichbarkeit der Habitate, Reproduktionsnachweise und Einschätzung des Reproduktionserfolges mit Stand 2008; vgl. auch Tab. 2).

Tab. 12: Beispielskalkulation kumulative Mortalität und potenzielle Smoltproduktion Iffezheim bis Restrhein/Altrhein (7 Wasserkraftwerke); die angegebenen Mortalitätsraten stellen eine pessimale Hypothese dar, die davon ausgeht, dass alle Individuen die Turbinen passieren (keine Abwanderung über Wehre und Schleusen)

Mortalität pro Anlage [%]	Kumulative Mortalität bei 7 Anlagen [%]	von 190.000 Smolts überleben
3	19,2	153.517
4	24,9	142.775
5	30,2	132.684
7	39,8	114.323
10	52,2	90.876
15	67,9	60.910
20	79,0	39.846

Funktionsfähigkeit Fischaufstiegsanlagen

Die *Funktionsfähigkeit* von Fischaufstiegsanlagen setzt sich aus den Faktoren *Auffindbarkeit* und *Passierbarkeit* zusammen.

Kriterien Auffindbarkeit Aufstieg

Die Auffindbarkeit ist sowohl von der Lage des Einstiegs als auch von der wirkenden Lockströmung abhängig. Über Fischpässe/Fischaufstiegsanlagen sollte als Richtwert ca. 1% des Ausbauvolumens des Kraftwerkes abgeführt werden (Anmerkung: in Iffezheim und Gamsheim wird eine Lockstromwassermenge von 13 m³/s bzw. 15 m³/s = 1,2% bzw. 1,4% der Ausbaumenge des Kraftwerkes abgeführt). Die Lage der Einstiege und die hydrodynamischen Bedingungen am Einstieg stellen wichtige Zusatzfaktoren dar.

Die Planung des Fischpasses in Iffezheim 1997 ging vom zeitgleichen Einbau einer 5. Turbine direkt neben dem Fischpass aus, d.h. die hydraulischen Vorversuche beinhalteten die Verhältnisse mit 5. Turbine. Die Baulücke für die 5. Turbine wurde beim Fischpassbau 1999/2000 eingerichtet, der tatsächliche Einbau jedoch seinerzeit zurück gestellt. Dieser Einbau ist nunmehr für das Jahr 2009 vorgesehen.

In Iffezheim und Gamsheim besteht bei Abflüssen, die die Ausbauwassermenge der Kraftwerke deutlich übersteigen, ein *potenzielles* (nicht durch Untersuchungen bestätigtes) Problem auf der jeweiligen Wehrseite (kein Fischpass, Bereich durch Trennmole räumlich isoliert). Sackgasseneffekte (Lockströmungen in Gewässerbereiche ohne FAA) können bei Bedarf durch den Bau zusätzlicher Fischpässe minimiert werden. Weitergehende pauschale *standortunabhängige* Kriterien können nicht aufgeführt werden.

Kriterien Passierbarkeit Aufstieg

Für den Lachs wie auch für Meerforelle und Meerneunauge haben die aktuell bestehenden Fischaufstiegsanlagen an der Sieg (Buisdorf), der Mosel (Koblenz) und im Oberrhein (Iffezheim, Gamsheim) sowie im Niederrhein hinsichtlich *Passierbarkeit* für *Großsalmoniden* keine Barrierewirkung. Gleiches kann auch für sämtliche in der STUCKY-Studie (2005, 2006) vorgestellten Varianten für weitere Fischpässe in Straßburg, Gerstheim, Rheinau, Marckolsheim und Vogelgrün konstatiert werden (Kap. 5). Als untere Richtwerte können für Großsalmoniden folgende Dimensionierungen aufgeführt werden: Beckenlänge 3,3 m, Breite 2,2 m, Beckentiefe 65 cm, Tiefe Durchlässe 45 cm, lichte Breite Durchlässe 33 cm, Δh zwischen Becken 30 cm; die oberen hydraulischen Richtwerte liegen bei 2,2 m/s in *Jets* (Lücken) und 200 - 300 Watt/m³ maximaler Energieeintrag.

Für den gegenüber Turbulenzen empfindlichen Maifisch sollten die Höhendifferenzen zwischen den Becken 20 – 25 cm nicht überschreiten, auch, um eine gerichtete Strömung zu erzeugen. Höhendifferenzen > 30 cm sind nicht empfehlenswert. Nach LARINIER & TRAVADE (2002a) müssen die Becken in FAA zudem bestimmte Dimensionierungen (u. a. Mindesttiefe 120 cm) aufweisen. Maifische migrieren in Schulen und die FAA muss gewährleisten, dass diese Aggregationen nicht aufbrechen. Die Schlitze dürfen eine minimale Weite von 45-50 cm nicht unterschreiten. Der Luftblaseneintrag muss begrenzt sein und die Energiedissipation in den Becken sollte 150 Watt/m³ nicht übersteigen. Bei Einhaltung dieser Kriterien werden im Allgemeinen Dotierungen von > 1 m³/s und Beckenvolumen von über 12 m³ notwendig.

Anmerkung: Für die in der STUCKY-Studie vorgestellten Varianten „Szenario 1“ werden für die Kraftwerke Straßburg, Gerstheim, Rheinau und Marckolsheim Δh 30 cm angegeben; vgl. Kap. 4 Maßnahmenvorschläge.

Kriterien Auffindbarkeit und Passierbarkeit Abstieg

Da sich Fischschutz- bzw. Fischleitsysteme, die als Verhaltensbarrieren wirken sollen (Luftblasen, Schall), in der Praxis meist nicht ausreichend bewährt haben, gelten nach heutigem Stand der Technik insbesondere mechanische Barrieren (Rechen) in Kombination mit einer Bypasslösung zur Umleitung von Fischen um die Turbine als effiziente bauliche Lösung.

Für Salmonidensmolts werden oberflächennahe Bypässe in Kombination mit Schutzrechen empfohlen. Der Stababstand am (möglichst flach geneigten Rechen) soll möglichst klein sein und – je nach Autor – zwischen 10 und 15-20 mm nicht übersteigen (vgl. ATV-DVWK, 2004; INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2005a; TRAVADE, 2006.). Die Anströmgeschwindigkeit sollte maximal 0,5 – 0,6 m/s betragen.

An Kleinwasserkraftanlagen lässt sich ein sicherer Fischabstieg mit dem heutigen Stand der Technik meist problemlos realisieren. An der Kinzig bei Steinach (BW) wird seit drei Jahren eine Pilotanlage des "Circulating rake" (Rollrechen aus umlaufenden Lochblechlamellen; www.hydroenergie.de) betrieben. Auch andere Bautypen von Feinrechen wie Vertikalrechen (10 mm) und Horizontalrechen in Verbindung mit Abstiegsanlagen wurden an diversen Rheinzufüssen installiert und erprobt und können an kleineren und mittelgroßen Anlagen eingesetzt werden. Für die oberflächennah abwandernden Salmoniden haben sich bei *größeren* Anlagen bis 100 m³/s Ausbaumenge Einlassgitter bewährt, die auf Smolts als *Verhaltensbarriere* wirken. Damit diese Einrichtungen ihre Funktion erfüllen, müssen die

Gitter ausreichend feinmaschig sein (20-40 mm) und die Strömungsgeschwindigkeit darf 0,5 m/s nicht übersteigen. Nach TRAVADE (schriftl. Mittlg.) kann diese Technik aufgrund des Gitterabstandes und der Strömungsgeschwindigkeit nicht auf den Rhein übertragen werden.

Die *Auffindbarkeit* von Bypässen für Smolts kann durch Lock- und Leiteinrichtungen (Licht, ggf. Infraschall) möglicherweise gesteigert werden (vgl. Maßnahmenvorschläge in Kap. 4). In Frankreich wurden zusätzliche Lichtquellen (Quecksilberdampflampen 50 – 80 Watt) im Nachteinsatz für Smolts erfolgreich getestet (Lockwirkung). Nach neueren Erkenntnissen löst Infraschall eine Fluchtreaktion bei Fischen aus, die als Prädatorvermeidung interpretiert wird und nicht zu einer Gewöhnung führt (Scheuchwirkung). Allerdings handelt es sich hierbei um eine noch nicht ausgereifte Technik. Der mögliche Einsatz von Lichtquellen und Infraschall beschränkt sich bisher auf kleinere und mittelgroße Wasserkraftanlagen.

Eine zweite Möglichkeit besteht im so genannten Turbinenmanagement, also der Abschaltung oder Teilabschaltung im Zeitraum des Schwerpunkts der Abwanderungswelle. Bei Teilabschaltungen wird der Abfluss auf eine geringere Anzahl Turbinen konzentriert. Angesichts der technischen Probleme des Einsatzes von Fischschutzsystemen an großen Wasserkraftanlagen stellt das Turbinenmanagement derzeit die einzige Option für Großkraftwerke dar. Allerdings sind Abschaltungen mit einem erheblichen Produktionsverlust verknüpft. Die Abflusskonzentration auf weniger Turbinen (Maximalbeaufschlagung von Einzelturbinen) führt hingegen zu deutlich geringeren Produktionsverlusten und wurde bereits mehrfach an der Mosel (RWE-Kraftwerk Koblenz) durchgeführt (SCHNEIDER, 2007a). Mechanische Kontakte (Kollision) mit dem Laufrad bzw. den Laufradschaufeln und den starren und beweglichen Teilen des Leitapparates führen zu mechanischen Verletzungen. Sowohl die Stellung der Leitschaufeln als auch die der Laufradschaufeln ist vom Auslastungsgrad der Turbine und damit von der durchgehenden Wassermenge beeinflusst. Dies führt dazu, dass die Häufigkeit von mechanischen Verletzungen von der Beaufschlagung (= durchgeleitete Wassermenge) abhängt. Auch die Druck- und Strömungsverhältnisse in der Turbine sind abhängig vom Auslastungsgrad der Anlage. Die Auswirkungen von unterschiedlichen Turbinenbeaufschlagungen lassen sich nicht pauschal abschätzen und sind nach heutigem Kenntnisstand von diversen Rahmenbedingungen (u.a. Fischart, Fischlänge, hydraulische Bedingungen) abhängig. Maximalbeaufschlagungen reduzieren (in Relation zur Fischlänge) das Risiko mechanischer Schädigung durch Kollision mit Anlagenteilen (insbesondere Laufschaufeln) - gleichzeitig nehmen aber auch Turbulenzen, Scherkräfte und Druckdifferenzen zu (wovon u.a. Salmonidensmolts besonders betroffen wären).

Der Aal zeigte in einer Studie von HOLZNER (1999) eine geringere Mortalität bei höherer Turbinenleistung (2 Kaplan-turbinen, je 2,2 MW). Der heutige Betrieb eines Wasserkraftwerks (4 horizontale Kaplan-turbinen; insgesamt 14 MW, maximale Kapazität bei 102,5 m³/s) bei Linne an der Maas (durchschnittlicher Abfluss 230 m³/s) wurde von BUIJSE (2009, pers. Mittlg.) mit einer Alternative verglichen, bei der so wenig Turbinen wie möglich eingeschaltet werden, um damit so viel Abfluss wie möglich pro Turbine zu erhalten. Auch in diesem spezifischen Fall kann die Sterblichkeit bei Aalen durch mechanische Schädigung bis um etwa 35 % reduziert werden.

Da die Fischlänge einen bedeutenden Faktor bei der Mortalität durch Kollision darstellt, sollte der Effekt von Teilabschaltungen für Lachssmolts geringer sein als für Aale. SKALSKI *et al.* (2002) fanden keine Auswirkungen bei (relativ kleinen) Smolts von pazifischen Lachsen. Bei den größeren Smolts des Atlantischen Lachses könnte dennoch ein positiver Effekt bestehen. CALDERWOOD (1945; zitiert in DAVIES, 1988) gibt optimale Überlebensraten bei Lachssmolts für Francisturbinen bei hoher Beaufschlagung an („wenn die Leitapparate automatisch vollständig öffnen“). HOLZNER (1999) stellte dagegen sogar eine leicht erhöhte Mortalität für (relativ große) Bachforellen bei höherer Turbinenleistung fest. TREFETHEN (1968, zitiert in HOLZNER, 1999) gibt an, dass insbesondere eine sehr hohe Auslastung der Turbine (nahe an der maximalen Schluckfähigkeit der Anlage) die Verluste bei den untersuchten Salmonidenjungfischen deutlich erhöhten. TAYLOR & KYNARD (1985) stellten an einer 17 MW Kaplan-turbine (Fallhöhe 15,5 m; 5 Laufradschaufeln; Laufraddurchmesser

4,318 m; 225 U/min) fest, dass die Sterblichkeit der untersuchten Maifischarten bei 16,5 MW mit im Schnitt 62% deutlich geringer war, als bei 12 MW mit 82%. Die Autoren führen dies darauf zurück, dass die Turbine bei 16,5 MW Leistung mit optimalem Wirkungsgrad läuft. DAVIES (1988) gibt anhand einer Literaturstudie eine Beaufschlagung von 90% als optimal an, wobei jedoch nicht nach Fischarten differenziert wurde. Wahrscheinlich gibt es also für jeden Standort bzw. jede Anlage einen sowohl anlagenspezifischen als auch fischartspezifischen „fischfreundlichen“ Auslastungsgrad, wobei bei zu hoher Auslastung empfindliche Arten durch Druckunterschiede, bei zu geringer Auslastung große Individuen durch Kollision beeinträchtigt werden.

Eine Quantifizierung des Effektes einer angepassten Turbinenbeaufschlagung kann daher ohne Untersuchungen an den Rheinkraftwerken an dieser Stelle nicht erfolgen. Allerdings können auch geringere positive Effekte bei mehreren hintereinander liegenden Wasserkraftanlagen aufgrund ihrer kumulativen Wirkung signifikant sein.

Für ein Turbinenmanagement sind Kenntnisse über die Biologie der Arten unerlässlich:

- welche Wanderkorridore in der Wassersäule werden vorrangig frequentiert
- welche Migrationszeiten liegen vor und welche chemisch-physikalischen Parameter fungieren als Zeitgeber

Für den Lachs ist bekannt, dass er oberflächennah abwandert und die Uferzonen meidet. Die Hauptwanderwelle in den Aufwuchsgewässern liegt zwischen Anfang April und Mitte Mai und setzt ab etwa 8°C Wassertemperatur und häufig (aber nicht ausschließlich) mit steigenden Abflüssen ein. Die Hauptwanderwelle in Oberrhein und Mosel liegt im Zeitraum Ende April bis Ende Juni (vgl. Tab. 5) und umfasst im Schwerpunkt selten einen längeren Zeitraum als 6-8 Wochen. Anders als in der STUCKY-Studie vorausgesetzt migrierten mit Transpondern ausgestattete Smolts jedoch nicht vorwiegend nachts, sondern vorwiegend tagsüber und während der Dämmerung, also *im Schwerpunkt* etwa über 14-16 Stunden (Abb. 31). Langjährige Studien (IBBOTSON *et al.*, 2006) zeigten wechselnde Präferenzen auf, die mit der Wassertemperatur und der Migrationszeit korrelierten: unter 12°C und am Anfang der Migrationsperiode fand die Migration im Schwerpunkt nachts statt, über 12°C und gegen Ende der Migrationsperiode zeigte sich keine Präferenz. Im gesamten Zeitraum war die Migration während der Dämmerung gering.

Ein Turbinenmanagement im Frühjahr hätte voraussichtlich einen deutlichen positiven Effekt auf Salmonidensmolts. Für die restliche Fischfauna müssen jedoch andere nachhaltige Lösungen entwickelt werden.

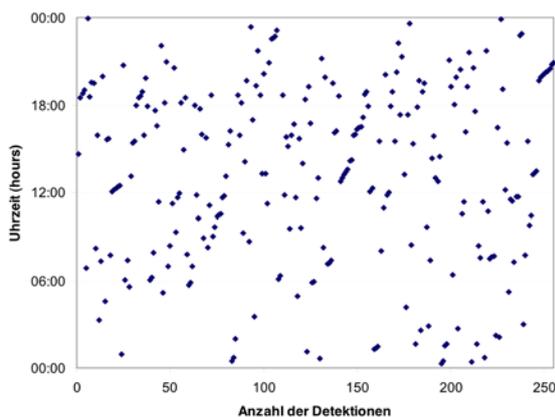


Abb. 31: Tageszeitliche Verteilung der Wanderaktivität der Lachssmolts bei den Transponderuntersuchungen (aus INGENDAHL, 2007)

Die Mortalitätsraten bei der Turbinenpassage sind für die einzelnen Fischarten sehr unterschiedlich und variieren stark mit der Ausbaumenge und Lage (Fischregion; betroffene Arten) einer WKA, dem Turbinentyp und den Fallhöhen. Aus den wenigen vorliegenden Daten kann rückgeschlossen werden, dass Kaplan und Rohrturbinen „fischfreundlicher“ sind als Francisturbinen und die Mortalität in Kleinwasserkraftanlagen (Lachssmolts ca. 10 bis > 50%) höher ist als in Großkraftwerken (ca. 5 bis 20%) mit langsamer drehenden Turbinen. Aufgrund der genannten Spannen erscheint es unmöglich, die Mortalität einer Anlage oder gar den kumulativen Effekt einer Vielzahl von Anlagen mit hinreichender Genauigkeit vorherzusagen (siehe oben). Nach LARINIER & TRAVADE (2002b) liegen erste mathematische Modelle vor, wobei die Mortalität in großen Kaplanturbinen in diesen Berechnungen eher überschätzt werde; die Mortalität von juvenilen Salmoniden geben die Autoren für große Kaplantyp-Turbinen und geringe Fallhöhe mit „generell weniger als 5%“ an. HOLZNER (1999) führt dagegen für die ursprünglich von LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) vorgestellte Berechnungsmethode an, dass der *berechnete* Verletzungswert für Bachforellen (< 10%) die *tatsächlichen* Schädigungsraten (15%) „deutlich unterschätzt“. Auch eine umfangreiche Literaturlauswertung von HÖFER & RIEDMÜLLER (1996) zeigt für Kaplanturbinen > 19 MW meist höhere Mortalitätsraten (3,1 bis 22%) für juvenile Salmoniden auf:

- Kaplan 19,5 MW: Chinook-Lachs 10 cm 4,5 - 22%
- Kaplan 54,5 MW: Chinook-Lachs 8-12 cm 11-15%;
- Kaplan 52,7 MW: Coho-Lachs 11,3-11,9 cm 7%; Steelhead 16,5 cm 3,1%;
- Kaplan 55,2 MW: Steelhead-Smolts 16%.

Die Gesamtleistung der jeweils 4 (Kaplan-)Rohrturbinen in Iffezheim und Gamsheim beträgt an beiden Standorten jeweils rund 100 MW (rund 25 MW pro Einzelturbine) (vgl. Informationsbroschüre EnBW / EdF); für die Rheinkraftwerke weiter oberhalb gibt STUCKY (2006) folgende Werte an: für Straßburg 6 (Kaplan-)Rohrturbinen mit je 24,5 MW, für Gerstheim 6 (Kaplan-) Rohrturbinen mit je 23,7 MW, für Rheinau 4 Kaplanturbinen mit je 37,8 MW, für Marckolsheim 4 Kaplanturbinen mit je 37,8 MW und für Vogelgrün 4 Kaplanturbinen mit je 35,1 MW. Die Mortalitätsrate für Lachssmolts wird in der STUCKY-Studie *pauschal* mit 5% angesetzt.

Zur Nutzung der Schiffsschleusen für die Fischabwanderung liegen zurzeit keine Erkenntnisse vor. Da Smolts Suchbewegungen oberhalb von Hindernissen durchführen und versuchen werden, dem erhöhten Prädationsdruck in Stauräumen zu entgehen, ist es nicht unwahrscheinlich, dass ein geringer Teil der Smolts über Schleusen abwandert. Ob es hierbei zu einer erhöhten Mortalität bei der Durchwanderung der Entleerungsleitungen und/oder durch Schiffsschrauben kommt bzw. ob hierdurch womöglich sogar eine höhere Mortalitätsrate als bei der Passage des Turbinenbereichs vorliegt, ist völlig offen.

Wasserkraft und Durchgängigkeit – die Position der IKSR (aus IKSR-Bericht 140)

- Unbedingte Erhaltung der noch frei fließenden Streckenabschnitte Keine Errichtung zusätzlicher Wasserkraftanlagen insbesondere an für die Wanderfischwiederansiedlung Erfolg versprechenden Flüssen und an Flüssen, an denen die Lage kritisch ist, bis Lösungen gefunden wurden, die Fischschädigungen weitestgehend vermeiden
- Einbau von Fischschutz- und Abstiegsrichtungen mit Überprüfung ihrer biologischen und technischen Funktionstüchtigkeit unter Betriebsbedingungen
- Verpflichtung der Wasserkraftanlagenbetreiber, Fischmortalität und Fischverletzungen zu vermeiden, ermöglicht entsprechende Auflagen bei neuen Wasserkraftanlagen und bestehenden Anlagen, Prüfung der Entfernung von Wasserkraftanlagen an besonders ungünstigen Standorten
- Hohe Priorität für die weitere Verbesserung und Entwicklung von Methoden zur Vermeidung bzw. Begrenzung der turbinenbedingten Mortalität (Entwicklung „fischfreundlicher“ Turbinen, Beobachtung des Wanderverhaltens der Fische,

Leiteinrichtungen, Fisch-Abstiegshilfen sowie Unterbrechung des Turbinenbetriebs in Abwanderungszeiten).

- 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. Gerade in den kleineren Zuflüssen liegen jedoch die Fortpflanzungsgebiete z.B. von Lachs und Meerforelle.
- Beurteilung von Neu- oder Ausbau von Wasserkraftstandorten unter Berücksichtigung der gewässerökologischen Investitionen und Maßnahmen einschließlich der laufenden Wanderfischprogramme der Staaten, um gegenläufige Investitionen öffentlicher Mittel (Förderung sog. „grüner Energie“ an problematischen Standorten) auszuschließen.
- Mit Blick auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ggf. Einführung von Kosten-Nutzen-Analysen für Wasserkraftanlagen

Es bestehen bereits Vorschriften und Techniken, um Schäden in Verbindung mit Wasserkraftwerken zu verhindern oder zu mindern. Sie müssen zunächst umgesetzt werden, aber auch mittels Forschung fortentwickelt werden. [...]

Bei der Abwärtswanderung von Fischen durch die Turbinen von Wasserkraftanlagen entstehen Schäden, die von Fischart und Fischgröße sowie von technischen Parametern der Anlage abhängen. In den Wanderwegen addieren sich die Schadeffekte bei hintereinander liegenden Anlagen.

Die heutige Anzahl von Wasserkraftanlagen in den Rheinnebenflüssen stellt eine tatsächliche und unmittelbare Gefahr für die Wanderfischpopulationen dar.

Es ist unbedingt erforderlich, die Gesamtmortalität in diesen Gewässern nachweislich auf ein vertretbares Maß für die einzelnen Fischpopulationen zu begrenzen.

Um dieses vertretbare Maß zu erreichen, wird empfohlen

- 1) die Installation zusätzlicher (Klein-)Wasserkraftanlagen nur ausnahmsweise zuzulassen;
- 2) die Einrichtung von technischen Schutzeinrichtungen und Abstiegshilfen an den existierenden Wasserkraftanlagen voranzutreiben;
- 3) besonders schädliche Wasserkraftanlagen nach Möglichkeit zurückzubauen.

Bei der Abwärtswanderung von Fischen durch die Turbinen von Wasserkraftanlagen entstehen Schäden, die von Fischart und Fischgröße sowie von technischen Parametern der Anlage abhängen. In den Wanderwegen addieren sich die Schadeffekte bei hintereinander liegenden Anlagen (kumulativer Effekt). Die heutige Anzahl von Wasserkraftanlagen in den Rheinnebenflüssen stellt eine Gefahr für die Wanderfischpopulationen dar. Es ist daher unbedingt erforderlich, die Gesamtmortalität in diesen Gewässern nachweislich auf ein vertretbares Maß für die einzelnen Fischpopulationen zu begrenzen. Populationsgefährdend ist die Mortalität insbesondere für den Lachs, da dieser geringe Streunerraten aufweist und Verluste fast ausschließlich durch den oberhalb reproduzierenden Bestand ausgeglichen werden müssen.

Der Faktor Durchgängigkeit hat im Oberrhein (oberhalb Straßburg) und in der Mosel sowie in diversen Zuflüssen (u. a. Kinzig, Murg, Rench, Illsystem) daher eindeutig limitierenden Charakter. Für die getrennt gemanagten Lachspopulationen Allier und Ätran bestehen

unterschiedliche Auswirkungen: Für die Population Ätran bestehen lokale Defizite, wobei auch größere Subsysteme mit erheblichem Potenzial noch nicht (Mosel) oder unzureichend (Sieg, Wupper-Dhünn) erschlossen sind. Für einen Bestandserhalt auf Populationsniveau ist die Durchgängigkeit mit Stand 2008 für die Herkunft Ätran hinreichend gegeben. Für die Herkunft Allier sind die Defizite im Rhein und in den Zuflüssen gegenwärtig noch so gravierend, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit derzeit kein nachhaltiger Bestandsaufbau zu realisieren ist. Für eine stabile Population (> 300 Rückkehrer pro Subsystem, genetischer Austausch von Nachbarpopulationen) ist das parallele Erschließen des Elz-Dreisam-Systems und des Restrheins/Altrheins sowie der Systeme Kinzig und Ill zielführend. Bei einer aktuellen Rückkehrerrate von < 1% muss eine Habitatfläche von > 30 – 50 ha (= Produktionskapazität für 30.000 – 50.000 Smolts) für jede Subpopulation verfügbar sein. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bis in die Schweiz soll mittelfristig den Bestandsaufbau erhöhen und die Population sichern.

Bei den durch höhere Streunerraten charakterisierten Arten Meerforelle und Maifisch ist bei Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine sukzessive eigenständige Ausdehnung der Bestände in den südlichen Oberrhein und in die Mosel zu erwarten. Für das ausschließlich streunende Meerneunauge ist angesichts des dokumentierten hohen Wiederbesiedlungsdrucks (vgl. Kap. 2) sogar eine *unverzögliche* eigenständige Wiederbesiedlung dieser Gewässer(abschnitte) zu erwarten; entsprechendes gilt auch für das Flussneunauge.

Für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit sind sowohl Fischaufstiegsanlagen als auch Fischabstiegshilfen notwendig. Beim Fischaufstieg bestehen hinsichtlich Passierbarkeit für den Maifisch zumindest in Iffezheim *potenzielle* Defizite hinsichtlich der Belastung des Energiebudgets der Fische aufgrund der Turbulenz im Fischpass und der Höhendifferenz zwischen den Becken (Δh 30 cm). Probleme in der Auffindbarkeit konnten in Gamsheim zwar nicht dokumentiert werden; dennoch besteht in Iffezheim und Gamsheim bei Abflüssen, die die Ausbauwassermenge der Kraftwerke deutlich übersteigen, ein *potenzielles* Problem auf der jeweiligen Wehrseite (kein Fischpass, Bereich durch Trennmole räumlich isoliert). Sackgasseneffekte (Lockströmungen in Gewässerbereiche ohne FAA) können, wenn es sich durch entsprechende Studien (Markierungs-/Wiederfangexperimente, Telemetrie) als notwendig erweist, durch den Bau zusätzlicher Fischpässe effektiv minimiert werden. Bei Ausleitungskraftwerken bieten sich auch Schutzsysteme (Absperrgitter, Strömungsverteiler) am Rückführungspunkt des genutzten Wassers ins Mutterbett an.

Für Salmonidensmolts werden allgemein oberflächennahe Bypässe in Kombination mit flach geneigten Schutzrechen (Stabweite 10-20 mm; Anströmgeschwindigkeit max. 0,5 – 0,6 m/s)

empfohlen; Lichtquellen (ggf. in Kombination mit Infraschall-Leitsystemen, die Methode befindet sich jedoch noch im Forschungsstadium) erhöhen die Auffindbarkeit, sind jedoch nur an kleinen und mittelgroßen Gewässern Erfolg versprechend bzw. für Großwasserkraftanlagen noch nicht ausreichend erprobt.

Für kleine und mittelgroße Wasserkraftanlagen bietet sich der Einbau von Feinrechen wie Horizontal- und Vertikalrechen oder Rollrechen (Circulating rake) an (immer in Verbindung mit Abstiegsanlagen). An großen Anlagen, für die derzeit keine technisch ausgereiften Lösungen bereitstehen, kann ein zeitlich befristetes (Salmonidensmolts: 6-8 Wochen) Turbinenmanagement (Maximalbeaufschlagung einzelner Turbinen bei Abschaltung der restlichen Turbinen) die Mortalitätsrate senken.

Für den Oberrhein ist wahrscheinlich eine maximale Mortalitätsrate um 3% (inkl. erhöhtes Prädationsrisiko durch Verzögerung der Abwanderung) anzustreben. Hierfür wäre wahrscheinlich eine Reduktion der aktuellen Mortalitätsrate notwendig. Die Hypothese kann aufgrund des Kenntnisdefizites hinsichtlich bestehender Mortalität nur als Anhaltspunkt verstanden werden und sollte zunächst durch entsprechende Studien plausibilisiert werden.

Eine besondere Notwendigkeit für eine Reduktion der Mortalität besteht in Kleinwasserkraftanlagen, da hier die Mortalitätsrate pro Anlage und die Anzahl an WKA jeweils relativ hoch ist; die technische Realisierung stellt dabei heute kein Problem mehr dar. In Deutschland bietet das „Erneuerbare Energiengesetz“ eine rechtliche und planerische Grundlage (Mehrvergütung nach ökologischen Verbesserungen).

Die Mortalität an Entnahmebauwerken von Wärmekraftwerken am Rhein ist *wahrscheinlich* für Smolts geringer als für andere Jungfische, da sie eher in der Strommitte abwandern, für Maifische (potenziell) und Neunaugen jedoch bedeutend. Die Mortalitätsraten und die jeweiligen Lösungsmöglichkeiten sind stark standortabhängig.

Zur Prädation auf anadrome Wanderfische im Rheinsystem liegen kaum Untersuchungen vor.

In den Laich- und Aufwuchsgewässern des Rhithrals üben diverse Fischarten wie Forelle, Döbel, Barbe und Groppe einen je nach Bestandsgröße und Habitatqualität unterschiedlichen Prädationsdruck auf juvenile Lachse und Meerforellen aus. „Falsche“ Bewirtschaftungsmaßnahmen wie der Besatz mit fangfähigen Forellen und/oder Regenbogenforellen können den Prädationsdruck auf Brütlinge und jüngere Parrs maßgeblich erhöhen. SCHNEIDER (unveröffentlichte Daten) vermutet für die Nister (Äschenregion) einen erheblichen Prädationsdruck auf natürlich aufgekommene Lachse durch die stark in ihrem Bestand angestiegene Groppe, die ähnlich strukturierte Mikrohabitate besiedelt wie Lachse der Alterklasse 0+ und insbesondere in *qualitativ hochwertigen* Junglachshabitaten hohe Dichten erreicht. Eine ähnliche Beobachtung machten bereits NEMITZ & MOLLS (1999) in nordrhein-westfälischen Besatzgewässern. Die Zunahme der Groppe in der Nister scheint mit einem deutlichen Rückgang ihrer Fressfeinde Aal, Döbel und Barbe zu korrelieren. Deren Bestandszusammenbruch korreliert zeitlich wiederum mit dem Auftreten des Kormorans an der Nister.

Anhaltspunkte für einen erheblichen Prädationsdruck durch Kormorane im Restrhein/Altrhein lieferte BLASEL (2004). Hiernach überwinterten am Restrhein/Altrhein in 2004 bis zu 1.200 Individuen, was mit einem erheblichen Fischbestandsrückgang in dieser Rheinstrecke verknüpft war. Am Oberrhein sind in den letzten Jahren zudem mehrere neue Brutkolonien entstanden. In schnell fließenden Gewässern der Äschenregion stellen Salmoniden, Äschen und rheophile Cypriniden die Hauptbeute des Kormorans dar.

Die Prädation durch Kormorane erstreckt sich nicht nur auf Smolts in den Migrationsgewässern, sondern auch auf die Laichgewässer. Bei Magenuntersuchungen an überwinterten Kormoranen im Siegsystem wurden juvenile Lachsparrs als Beute nachgewiesen (3 von 10 untersuchten Mägen), der Verlust ließ sich allerdings nicht quantifizieren (SCHNEIDER, 2005). Der größte Prädationsdruck dürfte im Rhein im niederländischen Deltagebiet liegen; neben dem Hauptbrutgebiet am IJsselmeer brüten Kormorane auch in angrenzenden Gebieten. Der derzeitige Brutbestand scheint mit mehreren Zehntausend Paaren relativ stabil zu sein (KIECKBUSCH & KNIEF, 2007). Nach VAN EERDEN (schriftl. Mittlg.) liegen in den Niederlanden belastbare rezente Informationen über die Nahrung der Kormorane im IJsselmeer im Sommer 2008 aus 6 Kolonien und aus den vergangenen 2 Wintern vor. Der Kaulbarsch machte 70 % der Nahrung auf Gewichtsbasis aus. Lachsartige wurden nicht gefunden, gelegentlich jedoch Spuren von Meeresfischen. Im Verhältnis zu früher nimmt der Stint weiter ab, gleiches gilt für junge Zander. Die Länge dieser Fische ist mit Lachssmolts vergleichbar. Insgesamt sind im Wesentlichen Arten betroffen, die in Schwärmen vorkommen und in hohen Dichten auftreten (wie z.B. Smolts).

Unter den piscivoren Fischen ist in den Migrationsgewässern mit hoher Wahrscheinlichkeit der im Freiwasser jagende Rapfen (vor Wels, Zander und Hecht) einer der Hauptprädatoren. Die Art erreicht meist Längen von 60 – 80 cm (selten > 100 cm). Im Fischpass Iffezheim bildet der Rapfen mit rund 14% der Nachweise eine der dominierenden Fischarten. Die seit etwa 10 Jahren verzeichnete deutliche Zunahme und räumliche Ausbreitung (Hochrhein bis Delta) der Rapfenbestände im Rhein wird als ernst zunehmender Faktor erachtet.

Unterhalb von Wehren dürfte auch dem Wels eine Rolle als Prädatör hinsichtlich *Rückkehrer* zukommen (alle Arten). Exemplare > 150 cm sind im Rhein keine Seltenheit und Beutefische bis 80 cm fallen in ihr Beutespektrum.

Hinweise auf Bestandsverluste bei Lachssmolts finden sich in der IMARES-Studie (vgl. Abb. 27). Danach verschwinden bei der Abwanderung im Mittel- und Niederrhein rund 27% der Smolts, im Deltarhein 15-40% (jeweils vom verbliebenen Restbestand); das sind 44.000 bis 67.000 Individuen (Ursprungsmenge 100.000 bis 250.000 Individuen). Allerdings können die Verluste nicht allein der Prädation zugeschrieben werden, weil unter anderem auch Verluste durch Wasserkraftanlagen erheblich zu den Smoltverlusten beitragen dürften.

Die Ergebnisse werden durch Transponderuntersuchungen in 2006 und 2007 (INGENDAHL, 2007) im Wesentlichen bestätigt. Durch die Verfolgung besonderer Smolts konnten folgende Zwischenergebnisse erhalten werden:

- Die wichtigste Wanderroute zur Nordsee verlief über Rhein →Waal → Haringvliet (N=23)
- Die mittlere Dauer der Wanderung von der Wupper bis zum Meer beträgt ca. 17 Tage
- 23 % der markierten Fische gehen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt verloren (2006: 41 %); 17 % verschwinden im niederländischen Rheindelta (2006: 13 %)
- Von 60 Smolts, die den Rhein erreichen, gelangen 36 Individuen in die Nordsee (60 % bzw. 46 %)

Eine direkte Übertragbarkeit der Transponder-Ergebnisse auf den Erfolg der natürlichen Smoltabwanderung ist jedoch nicht möglich, weil es sich bei den Versuchsfischen um besonders große zweijährige Smolts handelte, die über keine Freiland Erfahrung verfügten. Aufgrund des bei „naiven“ Smolts aus Aquakultur typischerweise unterdurchschnittlich ausgebildeten Prädatoren-Vermeidungsverhaltens dürfte die Mortalitätsrate mehr als doppelt so hoch sein wie bei Wildsmolts.

Die Smoltzahl, die die Nordsee erreicht, liegt nach IMARES noch bei 34.000 bis 154.000 Individuen, was bei einer postulierten Rückkehrerzahl in den Laichgewässern bzw. Kontrollstationen von aktuell maximal 0,5% einer Rückkehrerzahl von maximal 170 bis 770 adulten Lachsen entspricht. Da die Anzahl der *sicheren Nachweise* zwischen den Jahren 2000 und 2007 (ohne Gambenheim wg. möglicher Doppelnennungen) zwischen 314 (2004) und 722 (2000) variiert und der Rückkehrerbestand in 2007 bei > 1200 Individuen lag, ist ggf. von einer weit höheren Smoltzahl auszugehen.

Auf den Zusammenhang zwischen Prädationserfolg und den Abflussverhältnissen im Zeitfenster der Smoltabwanderung wird unten eingegangen („Faktoren Temperatur und Abfluss“).

Es muss davon ausgegangen werden, dass Stauhaltungen und Sekundärmortalität (Fraßdruck auf desorientierte Fische) im Unterwasser von Kraftwerken zu erhöhter Prädation führen und der kumulative Effekt im Falle mehrerer aufeinander folgender Anlagen erheblich ist. Angesichts der Datenlage erscheint eine Beurteilung, ob dem Faktor Prädation eine *limitierende* Rolle zukommt, derzeit noch nicht möglich. Der Einfluss auf Besatzsmolts ist gemäß Literatur deutlich höher als auf Wildsmolts; entsprechend dürfte er mit zunehmender natürlicher Smoltproduktion deutlich zurückgehen.

Bedeutende Prädatoren für Abwanderer sind Kormoran, Rapfen, Hecht, Wels und Zander; für adulte Aufsteiger könnte der Wels – insbesondere unterhalb von Querbauwerken – eine Rolle spielen.

In den Aufwuchsgewässern könnte die Groppe bei hohen Dichten einen hohen Prädationsdruck auf Brütlinge und Parrs der Altersklasse 0+ ausüben.

Zum Einfluss der Abflusssituation während der Smoltabwanderung siehe „Faktoren Temperatur und Abfluss“.

Faktoren Temperatur und Abfluss

Abfluss

Einschätzung: potenziell limitierender Faktor

Abflussschwankungen wirken sich zwar auf die gewählten Migrationsrouten und die Migrationszeiten von Lachs und Meerforelle im Rheindelta aus (JURJENS, 2006), diese bilden jedoch im Allgemeinen keinen limitierenden Faktor. Eine Einschränkung gilt für den Zusammenhang zwischen Abfluss und Öffnung des Haringvliets sowie dem Management der Wehre in Nederriijn und Lek (Hagestein, Amerongen und Driel). In der Vergangenheit war das Haringvliet bei Abflüssen $< 1.200 \text{ m}^3/\text{s}$ (Abfluss Lobith) verschlossen und wirkte als Barriere. Zwischen 1.200 und $1.700 \text{ m}^3/\text{s}$ bestand eine Öffnung von 20 m^2 , die eine Einwanderung für schwimmstarke Arten potenziell ermöglicht. Über $1.700 \text{ m}^3/\text{s}$ wurden die Schleusen graduell weiter geöffnet ($0,45 \text{ m}^2$ pro m^3/s).

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. Dennoch wird mit der sukzessiven Veränderung des Schließmodus hin zu einer weitgehend permanenten Öffnung bis 2012 - 2015 insbesondere für den weniger streunenden Lachs eine nachhaltige Verbesserung der Aufwandermöglichkeiten erwartet. Die stärker streuende 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. Unter einem Abfluss von $1.800 \text{ m}^3/\text{s}$ kommt die Migration über den Lek zum Erliegen und die Salmoniden migrieren über die Verbindung Noord in die Waal (vgl. Abb. 32). Das Management der Wehre Hagestein, Amerongen und Driel (Lek und Nederriijn) und die daran angelehnten Migrationsmöglichkeiten veranschaulicht Tab. 13 (vgl. JURJENS, 2006).

Tab. 13: Management der Wehre in Abhängigkeit zum Abfluss und Konsequenz für die Migrationsmöglichkeit (Aufstieg) (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

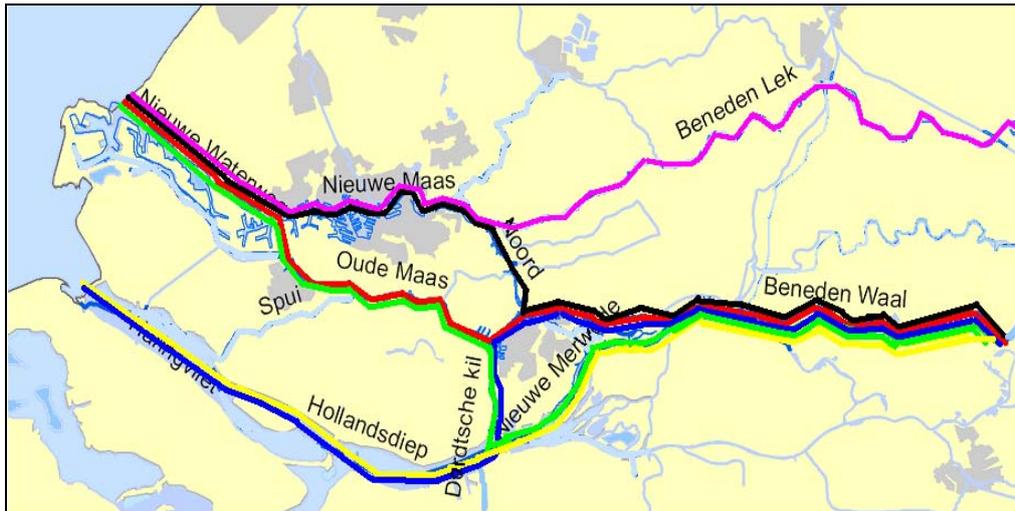


Abb. 32: Darstellung der wichtigsten Migrationsrouten im Deltarhein (aus JURJENS, 2006).

In Zuflüssen haben die Abflussverhältnisse erhebliche Auswirkungen auf den Lachsaufstieg. Dies betrifft neben zeitlichen Verschiebungen (geringer Aufstieg bei Niedrigwasser, Auslösen eines *runs* durch Abflusserhöhungen) offenbar auch die Gesamtaufstiegszahlen. Wenn man die mittleren Abflüsse der Sieg im jeweils 2. Halbjahr 2000-2008 (Pegel Betzdorf; Daten LUWG Rheinland-Pfalz) gegen die Nachweiszahlen der Kontrollstation Sieg/Buisdorf aufträgt, korrelieren diese relativ eng (Korrelationskoeffizient 0,68) mit den Zahlen der Aufsteiger für die einzelnen Jahre: Je höher der mittlere Abfluss eines Halbjahres, um so mehr Lachse steigen auf und umgekehrt. Für den Rhein (Abgleich mittlerer Jahresabfluss Pegel Rees 2000-2007 mit den Nachweisen Iffezheim und Sieg) liegt ein solcher Zusammenhang dagegen nicht vor (Korrelationskoeffizienten 0,32 bzw. 0,20; vgl. Abb. 33a). Zu beachten ist allerdings, dass die Rückkehrerzahlen auch auf eine unterschiedliche Intensität der vorangegangenen Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind.

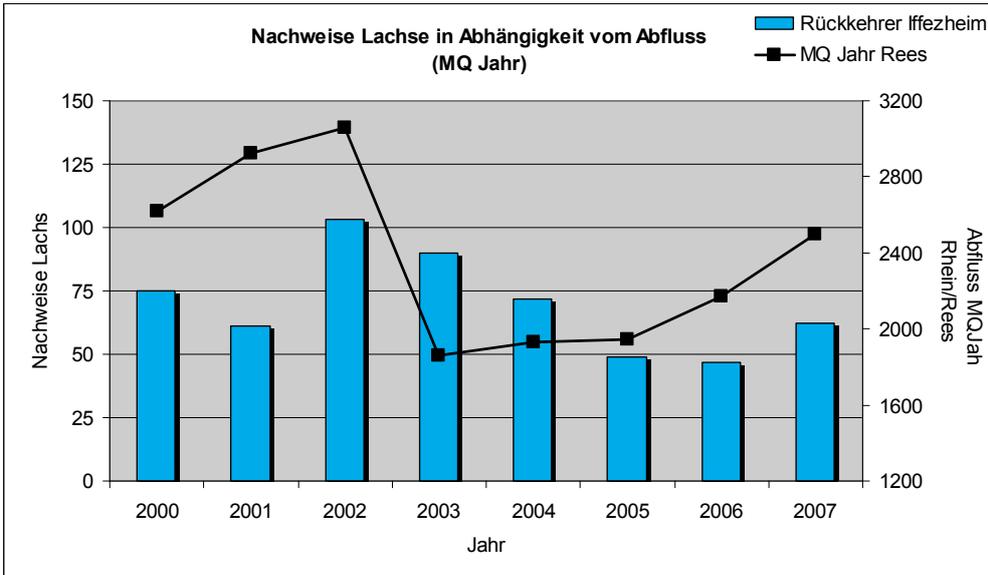
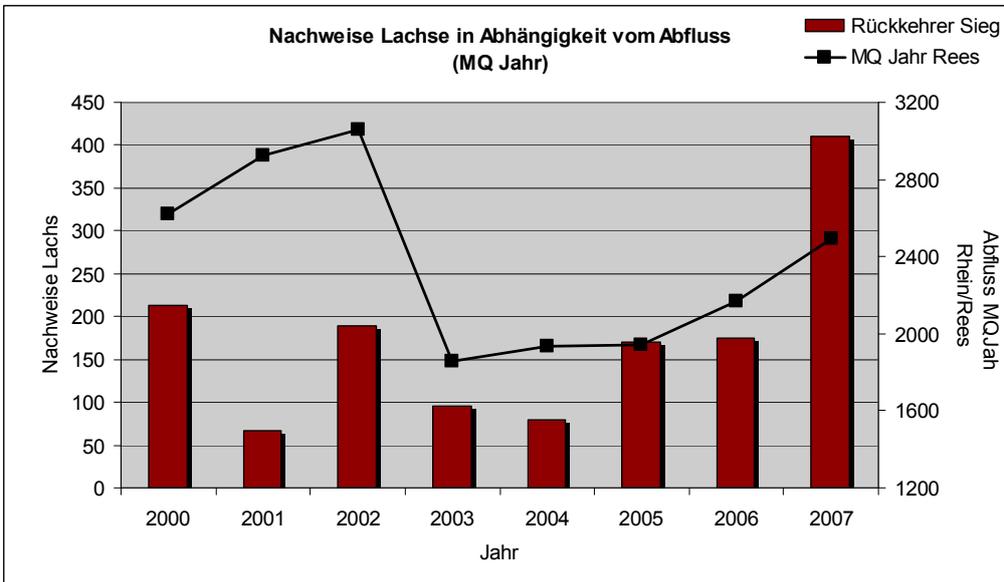
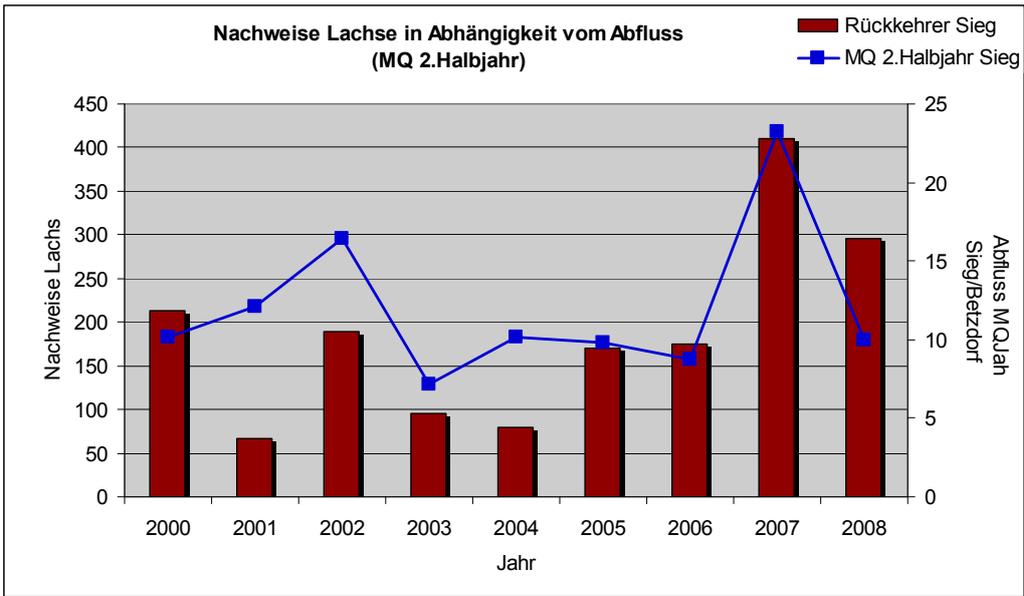


Abb. 33a, oben: Abflüsse (Mittelwerte) und Rückkehrernachweise; oben: Sieg & Pegel Sieg-Betzdorf (MQ 2. Halbjahr, 2000-2008), Mitte: Sieg & Pegel Rhein-Rees (MQ Jahr, 2000-2007), unten: Iffezheim & Pegel Rhein-Rees (MQ Jahr, 2000-2007).

Von besonderer Relevanz ist der Abfluss für abwandernde Stadien, insbesondere für Salmonidensmolts. Nimmt man die in 3.2 dargestellte Abflussqualität des Wanderkorridors Rhein (vgl. Abb. 14) als Grundlage, sollten sich günstige Frühjahrsabflüsse in erhöhten Rückkehrerzahlen in den beiden Folgejahren ausdrücken und geringe Abflüsse in niedrigen Nachweiszahlen. Abb. 33b (oben) setzt die „Abflussqualität für Smolts“ in Bezug zu den daraus zu erwartenden Rückkehrerzahlen in den beiden Folgejahren (vereinfachter Ansatz für alle Jahre: 50% der Smolts kehren nach einem Jahr als Grilse und 50% nach zwei Jahren als 2 SW - Lachse zurück). Danach wären im Rhein in den Jahren 2000 - 2003 relativ hohe, in 2004 - 2006 unterdurchschnittliche und in 2007 und 2008 wieder ansteigende Rückkehrerzahlen zu erwarten gewesen. Interessanterweise lässt sich ein solcher Zusammenhang für die Kontrollstation Iffezheim sehr deutlich herauslesen (Korrelationskoeffizient 0,64; vgl. Abb. 33b, Mitte); für die Sieg ergibt sich dagegen keine deutliche Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,08; Abb. 33b, unten). Wiederum ist zu berücksichtigen, dass die Rückkehrerzahlen auch auf eine unterschiedliche Intensität der vorangegangenen Besatzmaßnahmen zurückzuführen sind.

Der Zusammenhang für die Kontrollstation Iffezheim besteht nicht nur hinsichtlich der Rückkehrerzahlen sondern – zwischen 2000 und 2004 – auch hinsichtlich des Grilse/MSW-Verhältnisses (Abb. 34). In den Folgejahren wird die Korrelation wahrscheinlich durch die verstärkte Nutzung der Herkunft Allier (hohe MSW-Anteile) im Oberrheingebiet überlagert.

Dass die Übereinstimmung der Rückkehrerzahlen insbesondere in Iffezheim mit den qualitativen Bedingungen in den relevanten Abwanderungsjahren so deutlich ist, während für die Sieg offenbar geringere Übereinstimmungen bestehen, kann (neben unterschiedlich intensiven Besatzmaßnahmen) auf verschiedene Faktoren zurückgeführt werden, die wahrscheinlich zusammen wirken.

Der Effekt variabler Abflüsse im Migrationszeitfenster ist für diejenigen Bestände, die einen besonders langen Migrationsweg haben und viele Wasserkraftanlagen passieren müssen, besonders ausgeprägt, weil:

- a) sich der Faktor Prädation in abflussarmen Jahren (= hoher Prädationserfolg von Fischen und Vögeln) wegen der längeren Migrationsdistanz der Smolts stärker auswirkt
- b) der Faktor Mortalität in Wasserkraftanlagen in abflussarmen Jahren (= alle Smolts müssen über die Turbinenbereiche abwandern) verschärft wirkt.
- c) in abflussarmen Jahren die Migrationsgeschwindigkeit geringer ist und/oder Staubereiche die Abwanderung verzögern, was den Prädationsdruck nochmals erhöht und zu Lasten des Zeitbudgets geht (Probleme der Umstellung der Osmoregulation durch Verpassen des optimalen Zeitpunktes zum Übertritt in das marine Milieu)

Die geringere Korrelation zwischen den Abflüssen zur Smoltmigrationszeit und Rückkehrernachweisen in den Folgejahren an der Sieg dürfte jedoch auch auf die eingeschränkte Fängigkeit der Reuse in Buisdorf/Sieg bei hoher Wasserführung zurückzuführen sein; bei hohen Abflüssen war für 30-50% der Rückkehrer ein direkter Aufstieg über das Wehr möglich und die Fische konnten nicht erfasst werden.

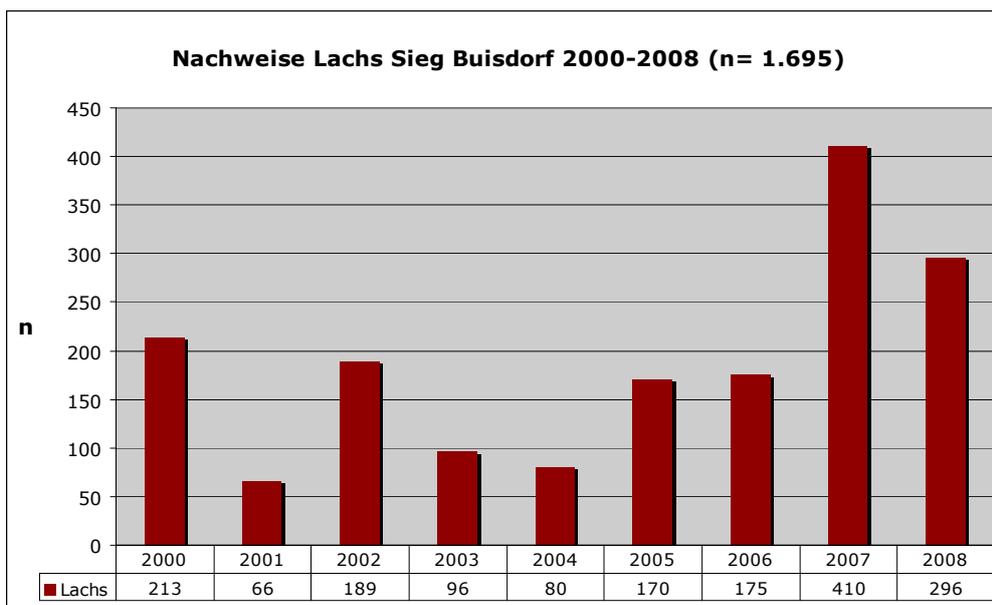
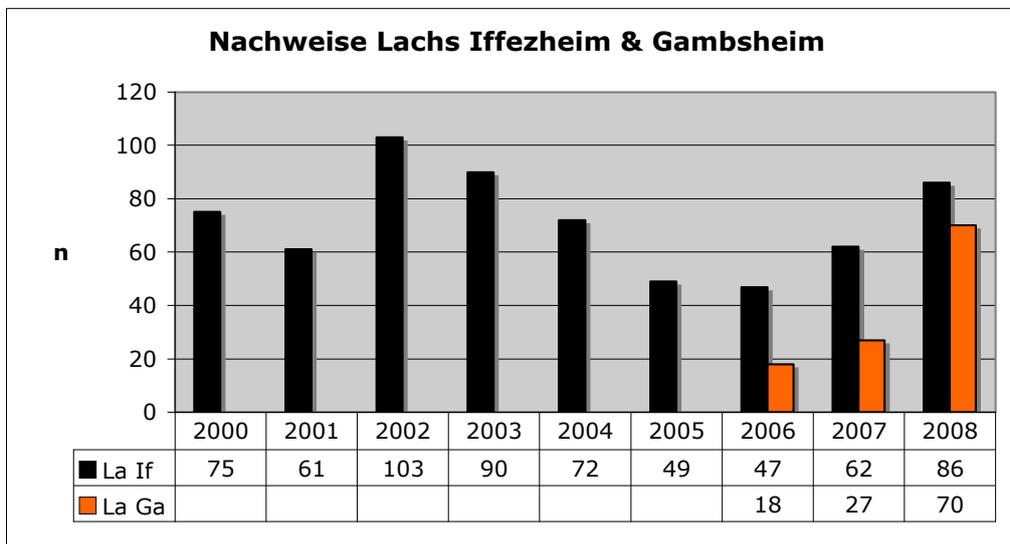
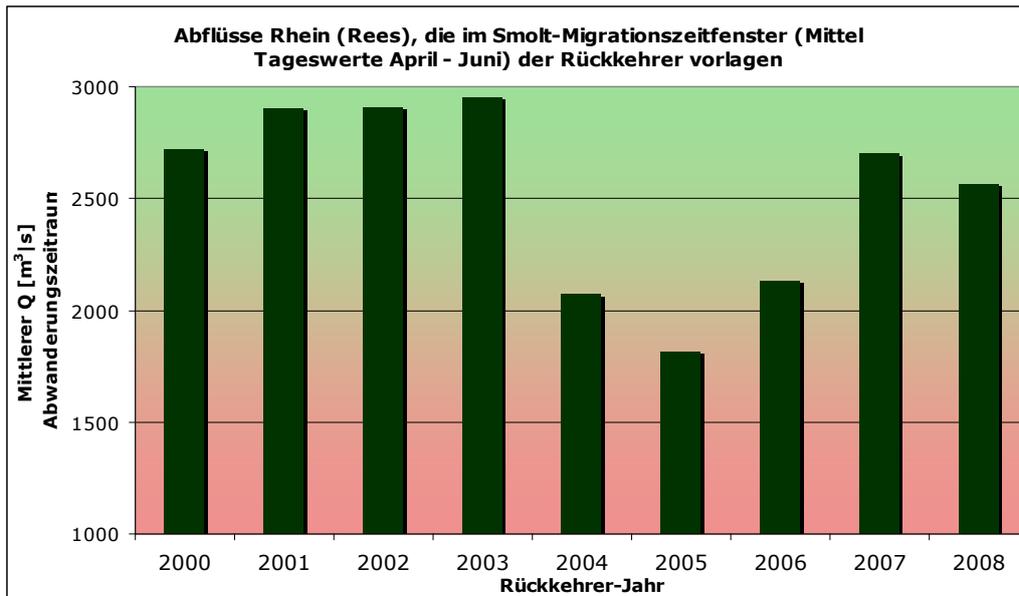


Abb. 33b, oben: Einfluss der Abflussqualität für Smolts auf die Rückkehrer in den beiden Folgejahren; Mitte: tatsächliche Nachweiszahlen in Iffezheim und Gamsheim; unten: tatsächliche Nachweiszahlen an der Sieg (vgl. Abb. 13 hinsichtlich Abflussqualität für Smolts).

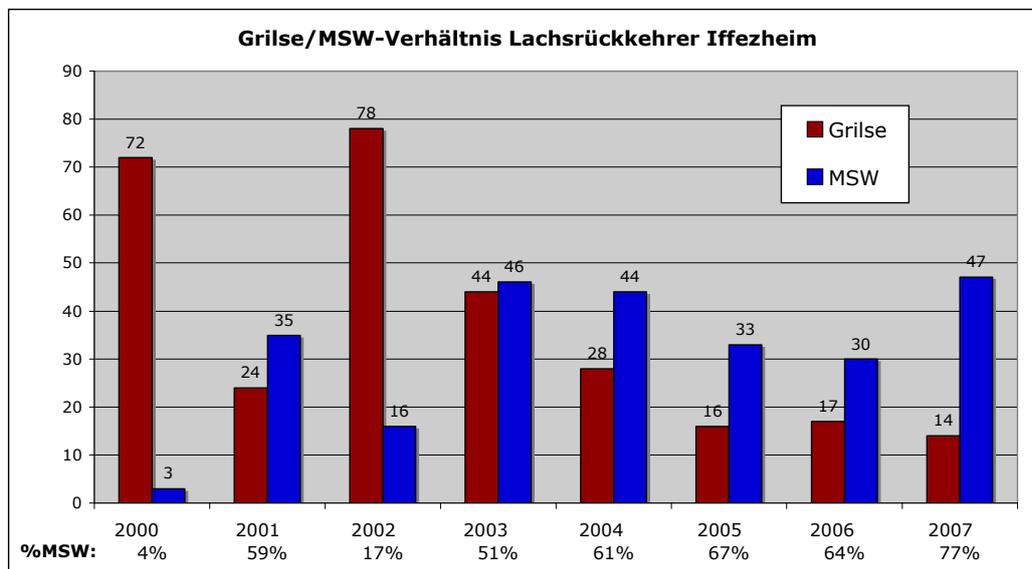
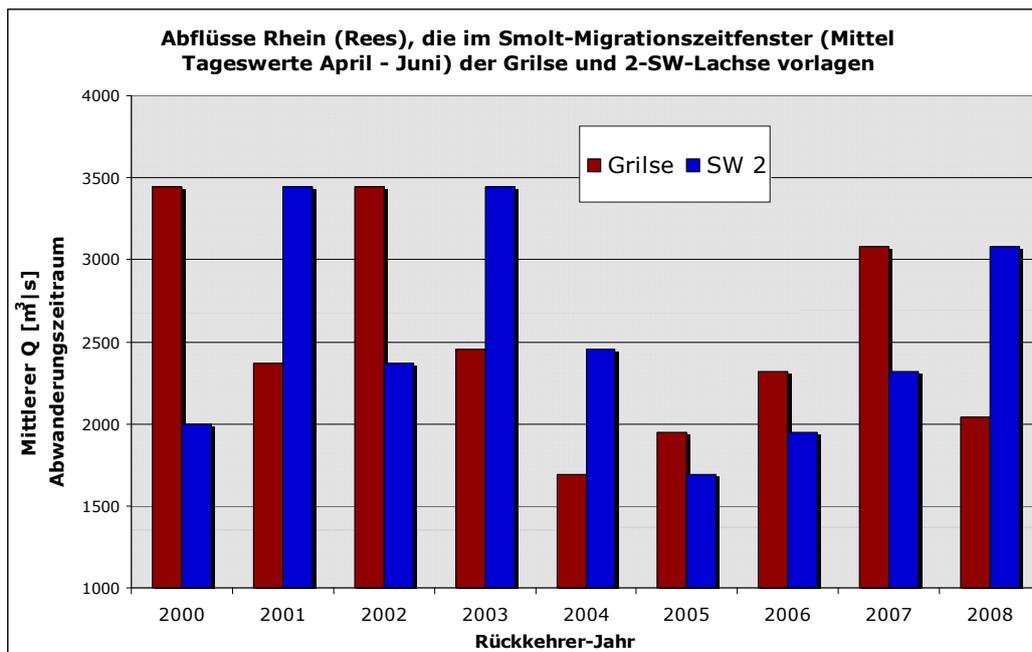


Abb. 34, oben: Einfluss der Abflussqualität für Smolts auf das Grilse/MSW-Verhältnis der Rückkehrer in den beiden Folgejahren; **unten:** durch SAUMON-RHIN (2008a) ermitteltes Grilse/MSW-Verhältnis der Rückkehrer in Iffezheim (vgl. Abb. 13 hinsichtlich Abflussqualität für Smolts)

Abflussschwankungen wirken sich zwar auf die gewählten Migrationsrouten und die Migrationszeiten von Lachs und Meerforelle im Rheindelta aus (JURJENS, 2006), diese bilden jedoch im Allgemeinen keinen limitierenden Faktor. Eine Einschränkung gilt für den Zusammenhang zwischen Abfluss und Öffnung des Haringvliets sowie dem Management der Wehre in Nederrijn und Lek (Hagestein, Amerongen und Driel). In Zuflüssen begünstigen hohe Abflüsse während der Aufstiegsphase im zweiten Halbjahr den Lachsaufstieg positiv; die Abflüsse des Rheins während der Aufstiegsphase sind für die Nachweiszahlen in Iffezheim und in der Sieg offenbar von untergeordneter Bedeutung.

Der Faktor Abfluss ist besonders für die Smoltabwanderung aus dem Oberrhein von erheblicher Bedeutung (hohe Rückkehrerzahlen in Iffezheim, wenn in den relevanten Vorjahren hohe Frühjahrsabflüsse vorlagen) und hat zumindest in Kombination mit einer ungelösten Abstiegsproblematik (Mortalität bei der Passage von Kraftwerken, Zeitverluste) und wahrscheinlich in Kombination mit hohen Prädatorenbeständen potenziell einen limitierenden Charakter.

Temperatur

Einschätzung: potenziell limitierender Faktor

Dem Faktor Wassertemperatur kann nach vorliegender Datenlage derzeit keine limitierende Wirkung zugeschrieben werden. Zwar lässt die Migrationsaktivität der Salmoniden ab 23°C merklich nach und kommt über 24–25°C vorübergehend zum Stillstand (Abb. 35-38; vgl. auch Telemetrieergebnisse im Deltarhein in JURJENS, 2006). Die Aufstiegszahlen (Lachs und Meerforelle) und die Grilse/Multiseewinterverhältnisse (Lachs) zwischen dem Hitzerekordjahr 2003 (Maximaltemperatur um 30°C) und den Folgejahren 2004-2006 zeigen jedoch keine signifikanten Bestandsrückgänge (Abb. 35-37) und Verschiebungen im Seewinteranteil zu Lasten der im Sommer wandernden Grilse (vgl. Abb. 13 für Iffezheim) auf. Der in Iffezheim verzeichnete Rückgang der Grilse setzt sich in den Folgejahren fort und ist durch die zunehmende Verwendung der Herkunft Allier (hohe MSW-Anteile) erklärbar. In 2003 lagen die Multiseewinteranteile in Rheinland-Pfalz zwar etwas über dem Durchschnitt der Vorjahre, sie wurden jedoch in 2007 und 2008 übertroffen (SCHNEIDER, in Vorbereitung). Verzeichnet wurde allerdings ein verspäteter Aufstieg bei der im Herbst migrierenden Gruppe in Iffezheim und ein nach hinten verschobener Aufstieg in Buisdorf (jeweils ca. 4 Wochen). Eine kritische Auswirkung auf das Zeitbudget ist für 2003 nicht völlig auszuschließen, obwohl die Aufstiege jeweils im Oktober/November im Wesentlichen ihren Abschluss fanden. Die Letaltemperatur für adulte Lachse liegt bei ca. 30-32°C, für Parrs bei 27,7-32,8°C (je nach Akklimatisierung) und ist damit höher als für andere Salmoniden (inkl. Meerforelle). Für den drastischen Rückgang der Nachweise bei der Meerforelle in 2003 kann zwar die hohe Wassertemperatur ursächlich sein. Allerdings bleiben die Nachweiszahlen in den „normalen“ Folgejahren 2004-2006 auf dem gleichen niedrigen Niveau und steigen erst 2007 wieder deutlich an.

Die Angaben zur thermischen Belastung beziehen sich auf den *Status quo*. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass zukünftige Mehrbelastungen – z.B. durch Wärmekraftwerksneubauten am Rhein – in Kombination mit dem aktuellen Klimawandel eine noch nicht kalkulierbare zusätzliche potenzielle Gefährdung darstellen können. Seit 1990 hat die Wassertemperatur des Rheins um 3°C zugenommen, wobei 2°C auf Kühlwassereinleitungen und 1°C auf den Klimawandel zurückgeführt werden; Hitzesommer wie in 2003 werden heute alle 10 Jahre erwartet und dürften bis 2050 deutlich häufiger auftreten (Peñailillo *et al.*, 2008).

In der Kernzeit der Smoltabwanderung (Mai) übersteigen die Temperaturen nicht den Standardwert in Salmonidengewässern von 21,5°C (JURJENS 2006). Auch die Temperaturen zur Laichzeit liegen im Allgemeinen unter dem bekannten Maximalwert von 10-12°C.

Fig. 5 : Migrations des salmonidés amphihalins et conditions environnementales à Iffezheim en 2004

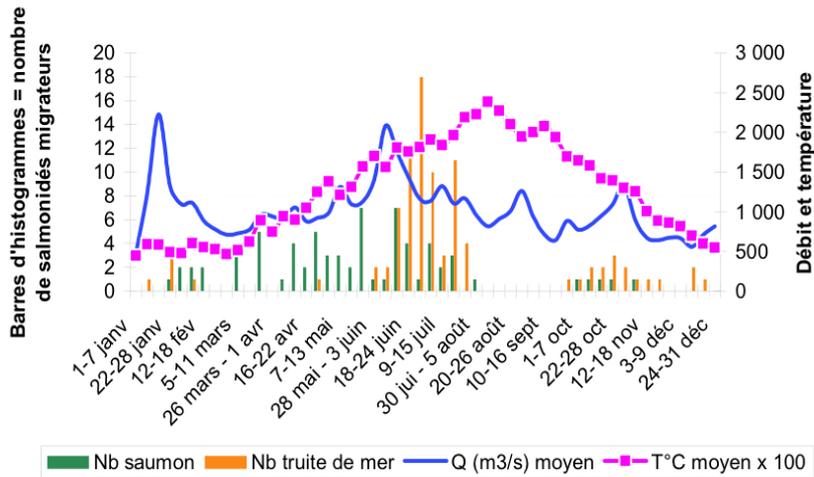
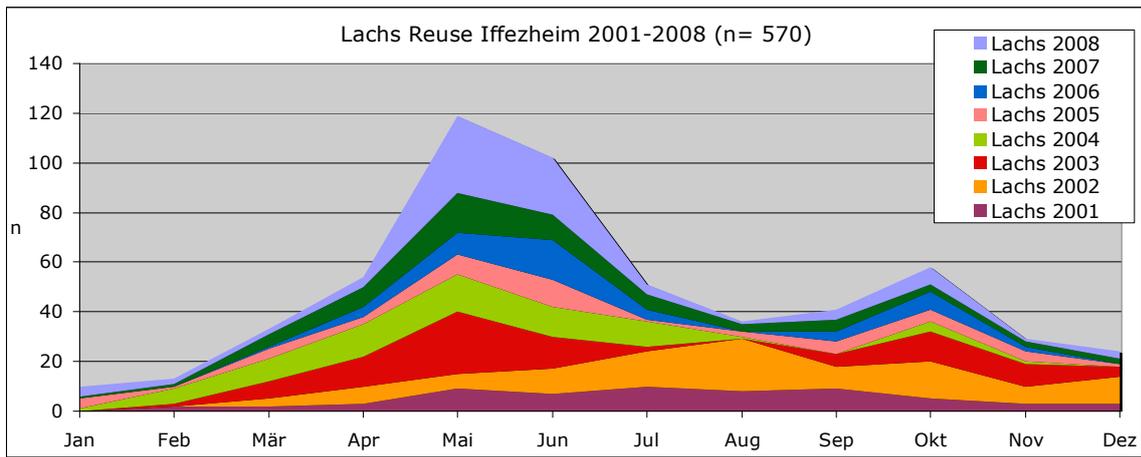


Abb. 35: Nachweiszahlen Lachs und Meerforelle Iffezheim 2004 und korrespondierendes Abfluss- und Temperaturregime (aus SAUMON-RHIN, 2006)



5

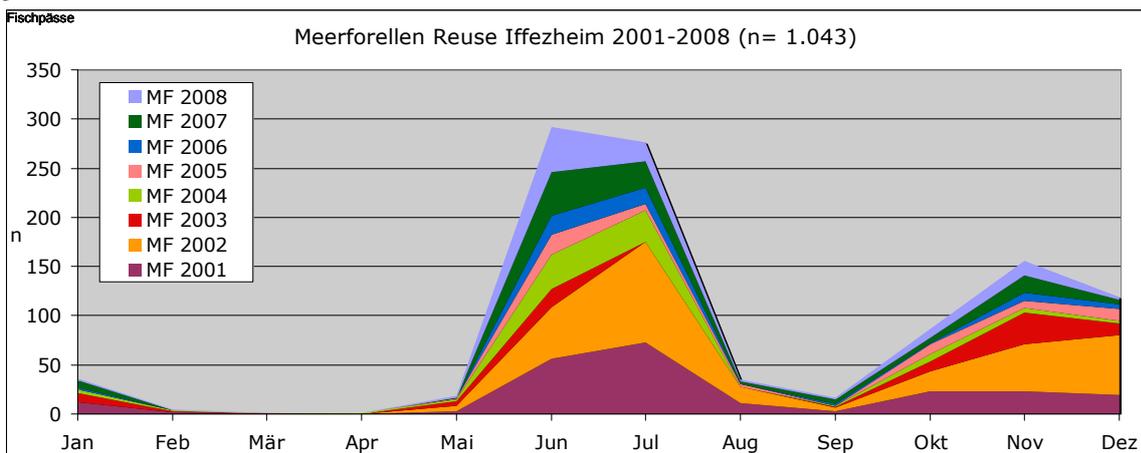


Abb. 36: Nachweiszahlen und zeitliches Migrationsmuster Lachs und Meerforelle Iffezheim; der Aufstieg im Hitzerekordjahr 2003 ist jeweils als rote Fläche hervorgehoben.

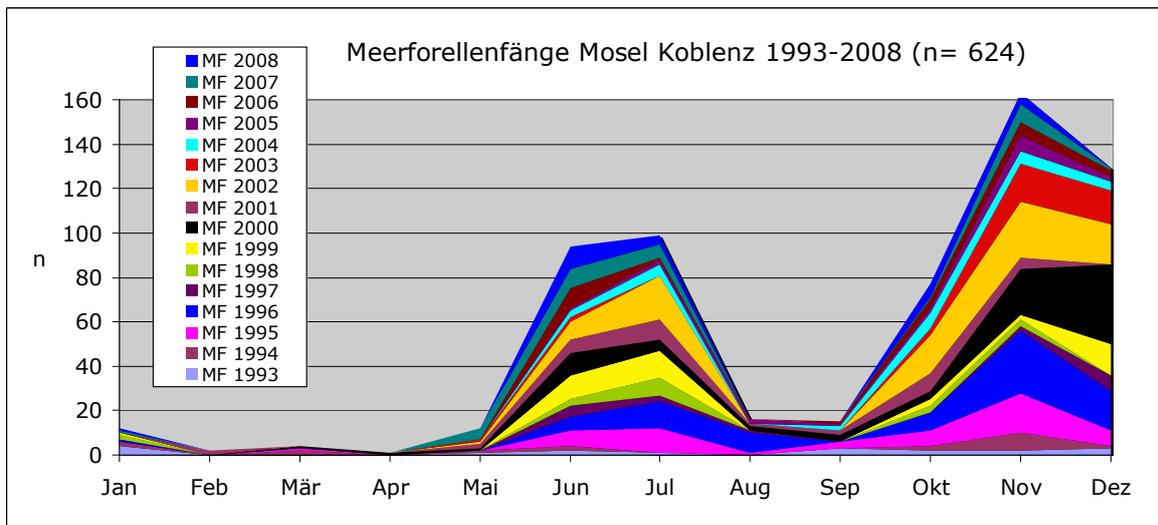
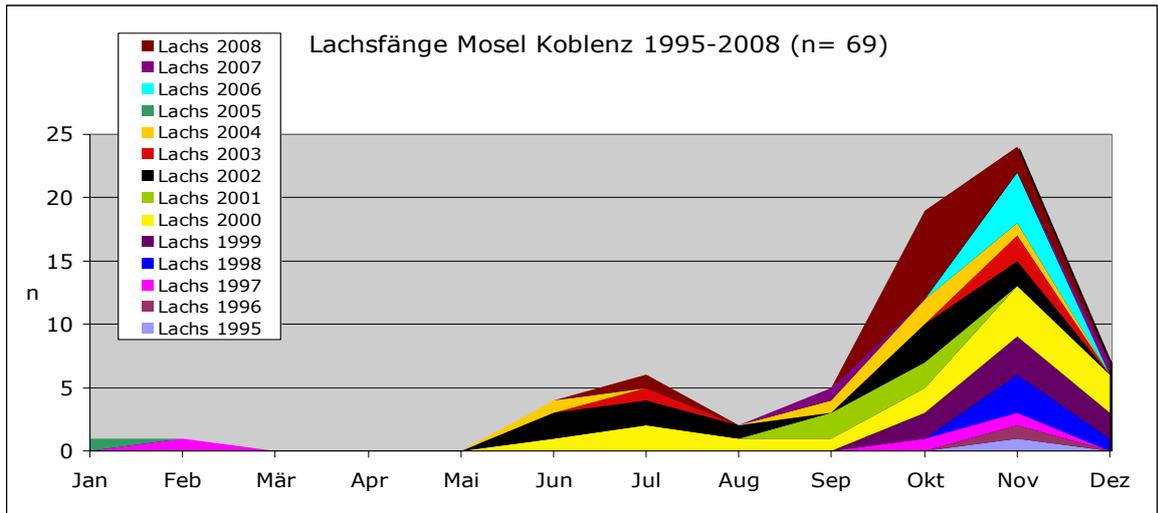


Abb. 37: Nachweiszahlen und zeitliches Migrationsmuster Lachs und Meerforelle Mosel/ Koblenz; der Aufstieg im Hitzerekordjahr 2003 ist jeweils als rote Fläche hervorgehoben.

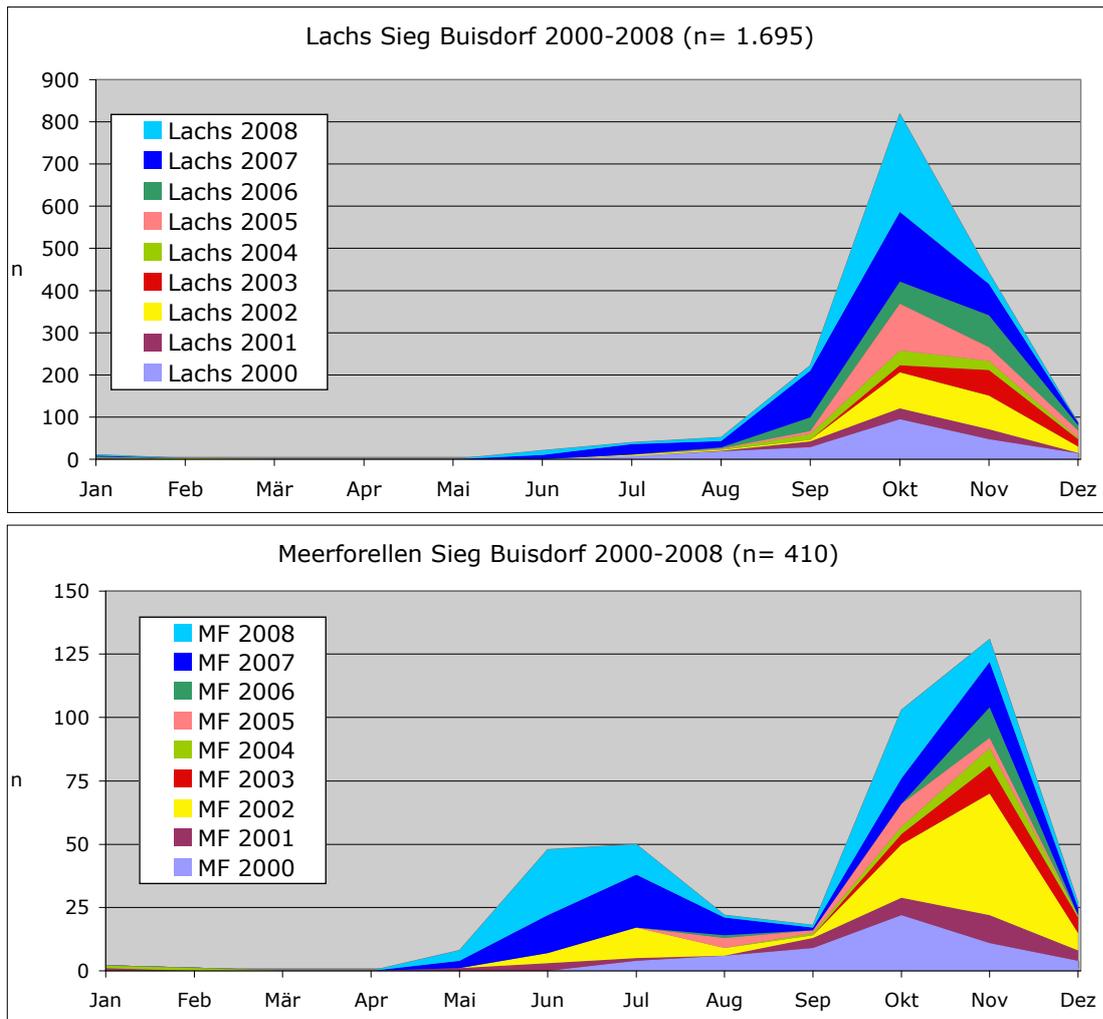


Abb. 38: Nachweiszahlen und zeitliches Migrationsmuster Lachs und Meerforelle Sieg/ Buisdorf; der Aufstieg im Hitzerekordjahr 2003 ist jeweils als rote Fläche hervorgehoben. (Die Kontrollstation war im Sommer 2003 nicht in Betrieb)

(Daten: mündl. Mittlg. A. Nemitz, Rheinischer Fischereiverband, im Auftrag der LANUV NRW)

Der Faktor Temperatur ist vorrangig hinsichtlich sommerlicher Höchsttemperaturen relevant. Hohe Temperaturen $\geq 25^{\circ}\text{C}$ im Rheinsystem führen im bisherigen Erfahrungsbereich zu einer temporären Unterbrechung der Migration der Laichfische (Salmoniden). Erhöhte Mortalität konnte nicht nachgewiesen werden. Allerdings stellen hohe Temperaturen für migrierende Salmoniden einen Stressfaktor und ein erhöhtes Infektionsrisiko dar und wirken negativ auf das Zeitbudget. Eine limitierende Wirkung scheint derzeit nicht zu bestehen (als Referenzjahr wurde der extrem trockene und heiße Sommer 2003 mit lange andauernder Niedrigwasserführung herangezogen). Zusätzliche thermische Belastungen, etwa durch neue Wärmekraftwerke am Rhein, sollten jedoch nach Möglichkeit vermieden werden, da diese – auch angesichts des aktuellen Klimawandels - ein unkalkulierbares zusätzliches Risiko darstellen können.

Während der Smoltmigration und zur Laichzeit sind die Temperaturverhältnisse im Rhein und in den Reproduktionsgebieten bisher unproblematisch.

Faktor Habitatqualität

Einschätzung: potenziell limitierender Faktor

Die qualitative strukturelle Habitateignung für den Lachs (und die Meerforelle) lässt sich grundsätzlich in die Kategorien Laichhabitat und Aufwuchshabitat unterteilen.

Hochwertige Laichhabitate zeichnen sich durch das Vorhandensein von kiesigen, nicht-kolmatierten Substraten (oft an Übergangsbereichen Gleite/Kolk zu Rauschenstrecken) aus. Hier werden rund 30 cm tiefe Laichgruben angelegt. Ein weiterer wesentlicher Faktor ist die Verfügbarkeit von Ruhepools (Kolken) in unmittelbarer Nähe (meist < 50 m) der Laichplätze. Entsprechende Strukturen finden sich meist in wenig veränderten, dynamischen Gewässern (bzw. –abschnitten) mit intaktem Geschiebehaushalt, die auch zur *Neubildung* von Kiesablagerungen neigen.

Nach dem Aufschwimmen der Lachsbrut aus dem Kieslückensystem (Emergenz) werden schnell fließende, gut durchströmte, oft flache Gewässerabschnitte mit hartem Grund (Rauschenstrecken) und hohen Anteilen von Grobkies, Schotter oder Steinen besiedelt. Die räumliche Habitatnutzung erfolgt auf (Makro-)Habitatniveau mit der Nutzung des Habitattyps Riffle-Pool und Kolk in der Forellen- und Äschenregion sowie in den Gefällestrecken der Barbenregion, im Mikrobereich mit der Besiedlung steinig-kiesiger, flacher, strömungsreicher und variabel turbulenter Abschnitte, meist in Nähe deckungsspendender Strukturen außerhalb des direkten Uferbereichs (*In-stream cover*). Diese Strukturelemente können auch in relativ stark veränderten Gewässern in ausreichender Ausprägung vorliegen und selbst relativ stark veränderte Gewässer werden daher häufig sehr erfolgreich für Besatzmaßnahmen genutzt (u. a. Unterläufe der Schwarzwaldzuflüsse, Siegsystem). Strukturparameter wie Uferverbau und Gewässerumfeld sind damit für die qualitative Bewertung von Laich- und Aufwuchshabitaten wenig relevant.

Einschränkungen der Habitatqualität sind je nach Ausbauzustand der Gewässer kein universelles Problem und es kann davon ausgegangen werden, dass die bestehende Problematik auf einzelne Einzugsgebiete beschränkt ist. Einen limitierenden Faktor für das gesamte Rheinsystem stellt dieses Problem nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht dar. Außerdem ist zu erwarten, dass das Problem mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie mittel- und langfristig weiter in den Hintergrund tritt. Eine ernst zu nehmende Gefährdung würde jedoch ein weiterer Ausbau der Kleinwasserkraft zur Stromproduktion in den Rheinzufüssen und deren Subsystemen nach sich ziehen, da hierbei durch den Aufstau und (bei Ausleitungskraftwerken) innerhalb von Ausleitungsstrecken wertvolle Habitate verloren gingen.

Von größerer Bedeutung dürfte derzeit die Interstitialqualität sein, die zumindest in einigen Projektgewässern (u. a. Bröl im Siegsystem; Dhünn, Nette, Wisper) aufgrund von Feinsedimenteinträgen und Nährstoffbelastungen den Reproduktionserfolg von Salmoniden gefährdet, wenn der Sauerstoffgehalt durch Zehrungsprozesse unter den für Salmonidenbrut kritischen Wert von 5 mg/l sinkt (vgl. INGENDAHL, 1999; NIEPAGENKEMPER & MEYER, 2003, DIRKSMEYER, 2008). Nach SCHNEIDER (2001, 2002) sind hiervon - aufgrund der starken genetischen Komponente und stammspezifischen Ausprägung der Laichzeit - insbesondere spät laichende Lachsstämme (= späte Emergenz der Brut) betroffen, die jedoch heute nicht mehr für Besatzmaßnahmen herangezogen werden.

Angesichts des zunehmenden Reproduktionserfolgs des Lachses (vgl. Tab. 2) – insbesondere in der Saison 2007/2008 - kann davon ausgegangen werden, dass die bestehende Interstitialproblematik auf einzelne Einzugsgebiete beschränkt ist. Einen limitierenden Faktor für das gesamte Rheinsystem stellt dieses Problem nach gegenwärtigem Kenntnisstand ebenfalls nicht dar.

Anmerkung: In Nordrhein-Westfalen ist zum Themenkomplex Habitatqualität eine Pilotstudie in Arbeit, die zur Erstellung eines "allgemeingültigen Leitfadens zur Sanierung von Lachs-Laichgewässern" führen soll.

Einschränkungen der Habitatqualität sind auf einzelne Einzugsgebiete beschränkt. Einen limitierenden Faktor für das gesamte Rheinsystem stellt dieses Problem nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht dar. Einen Verlust wertvoller Habitate würde jedoch ein weiterer Ausbau der Kleinwasserkraft zur Stromproduktion in den Projektgewässern nach sich ziehen. Von Bedeutung dürfte derzeit die Interstitialqualität sein, die zumindest in einigen Gewässern aufgrund von Feinsedimenteinträgen und Nährstoffbelastungen den Reproduktionserfolg von Salmoniden gefährdet. Aufgrund des zunehmenden Reproduktionserfolgs des Lachses, insbesondere in der Saison 2007/2008, kann davon ausgegangen werden, dass die bestehende Interstitialproblematik auf einzelne Einzugsgebiete beschränkt ist und einzugsgebietsbezogen gelöst werden muss.

Faktor Wasserqualität

Einschätzung: kein limitierender Faktor

Die biologische Wasserqualität scheint nach vorliegender Datenlage lediglich lokal (einzelne Laichgewässer; vgl. INGENDAHL, 1999; NIEPAGENKEMPER & MEYER, 2003, DIRKSMEYER, 2008) problematisch zu sein und scheidet als limitierender Faktor mit übergeordneter Bedeutung aus.

Zur Problematik von Mikroverunreinigungen in Laich- und Aufwuchsgewässern wurden keine Daten bereitgestellt. Nach dem derzeitigen Wissensstand sind Arzneistoffe aus der Humanmedizin wie Lipidsenker, Analgetika, β -Blocker und Antiepileptika in Oberflächengewässern weit verbreitete Kontaminanten. Eine umfassende Risikoabschätzung über mögliche Auswirkungen von Arzneimittelrückständen in der Umwelt sind derzeit nur beschränkt möglich, da in der Literatur kaum valide Daten über die ökotoxischen Wirkungen von Arzneimitteln und deren Metaboliten vorhanden sind. Die meisten publizierten Daten beziehen sich auf die akute Toxizität von aquatischen Organismen. Die chronischen Wirkungen von Arzneistoffen in den Umweltkompartimenten Wasser/Boden sowie mögliche neuro- und endokrintoxische Effekte – z.B. auf die Reproduktionsfähigkeit und das Geschlechterverhältnis bei Fischen - sind noch weitgehend unbekannt. Humanarzneimittelwirkstoffe und -metaboliten gelangen über verschiedene Eintragspfade in die Umwelt. Diese beginnen bei der Herstellung, der bestimmungsgemäßen Anwendung der Präparate oder bei deren Entsorgung als Abfall. Über die Strecken *Aufnahme durch den Mensch -> Ausscheidung mit den Fäkalien -> Abwasser -> Kläranlagenabfluss -> Fließgewässer -> Grundwasser oder Abwasser -> Klärschlamm -> Boden -> Grundwasser* können verschiedene aquatische (und terrestrische) Lebensgemeinschaften beeinträchtigt und das Trinkwasser kontaminiert werden. Dabei stellen kommunale Abwässer den bedeutendsten Eintragspfad dar. Insbesondere in Fließgewässern mit hohem kommunalem Abwasseranteil sind deshalb hohe Befunde zu erwarten. (vgl. www.trinkwasserspezi.de/Medikam.htm)

Im Rhein werden nur noch für wenige Stoffe die Zielvorgaben der IKSr überschritten (IKSR-Dokument 159; vgl. Tab. 14). Da der überwiegende Anteil der Lachse den Rhein lediglich über einen kurzen Zeitraum als Migrationskorridor nutzt, kann von einer geringen Akkumulation der Schadstoffe ausgegangen werden. Einen limitierenden Faktor stellt diese Belastung nach heutigen Erkenntnissen nicht dar.

Die sonstigen physikalischen und chemischen Parameter zeigen bis auf wenige Ausnahmen (pH-Wert > 9,5 in 1999 nahe Lobith; Sauerstoffgehalt < 7 mg/l im IJssel-See in 1994, und 2003-2005) keine für Salmoniden grenzwertigen Bereiche (Abb. 39) (vgl. JURJENS, 2006). Das IJssel-See ist jedoch kein Hauptwanderkorridor für den Lachs.

Tab. 14: Einteilung Schadstoffe in Ergebnisgruppen für das Berichtsjahr 2004 (IKSR)

1. Ergebnisgruppe	2. Ergebnisgruppe	3. Ergebnisgruppe
Zielvorgaben (ZV) nicht erreicht bzw. deutlich überschritten	Messwerte in der Nähe der Zielvorgaben (ZV)	Zielvorgaben (ZV) erreicht bzw. deutlich unterschritten
> 2 ZV	$\frac{1}{2}$ ZV < x < 2 ZV	< $\frac{1}{2}$ ZV
Stoffe: 5 Stoffgruppe: PCB	Stoffe: 21 Stoffgruppe: PAK Summenparameter: AOX;	Stoffe: 37 Stoffgruppe: DDT
Cadmium	Arsen	Aldrin
Kupfer	Chrom	Azinphos-ethyl
Zink	Blei	Bentazon
	Nickel	Dieldrin
Diuron	Quecksilber	Endrin
Benzo(a)pyren		Isodrin
		alpha-HCH
	gamma-HCH (Lindan)	beta-HCH
	Isoproturon	delta-HCH
		Malathion
	Gesamtposphor-P	Pentachlorphenol
	Ammonium-N	
		Atrazin
	Hexachlorbenzen	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure
	Simazin	Dibutylzinnkation
		Tributylzinnkation
		Triphenylzinnkation
		Tetrabutylzinn
		3-Chloranilin
		2-Chloranilin
		3,4-Dichloranilin
	Zielvorgaben und Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze	1-Chlor-2-Nitrobenzen
		1-Chlor-3-Nitrobenzen
		1-Chlor-4-Nitrobenzen
	Azinphos-methyl	1,2,3-Trichlorbenzen
	Dichlorvos	1,2,4-Trichlorbenzen
	Endosulfan	1,3,5-Trichlorbenzen
	Fenthion	2-Chlortoluen
	Parathion-ethyl	4-Chlortoluen
	Parathion-methyl	Hexachlorbutadien
	Trifluralin	1,1,1-Trichlorethan
	Fenitrothion	Trichlorethen
	4-Chloranilin	Tetrachlorethen
	1,4-Dichlorbenzen	Tetrachlormethan
		Trichlormethan
		1,2-Dichlorethan
		Benzen
		Mecoprop-P

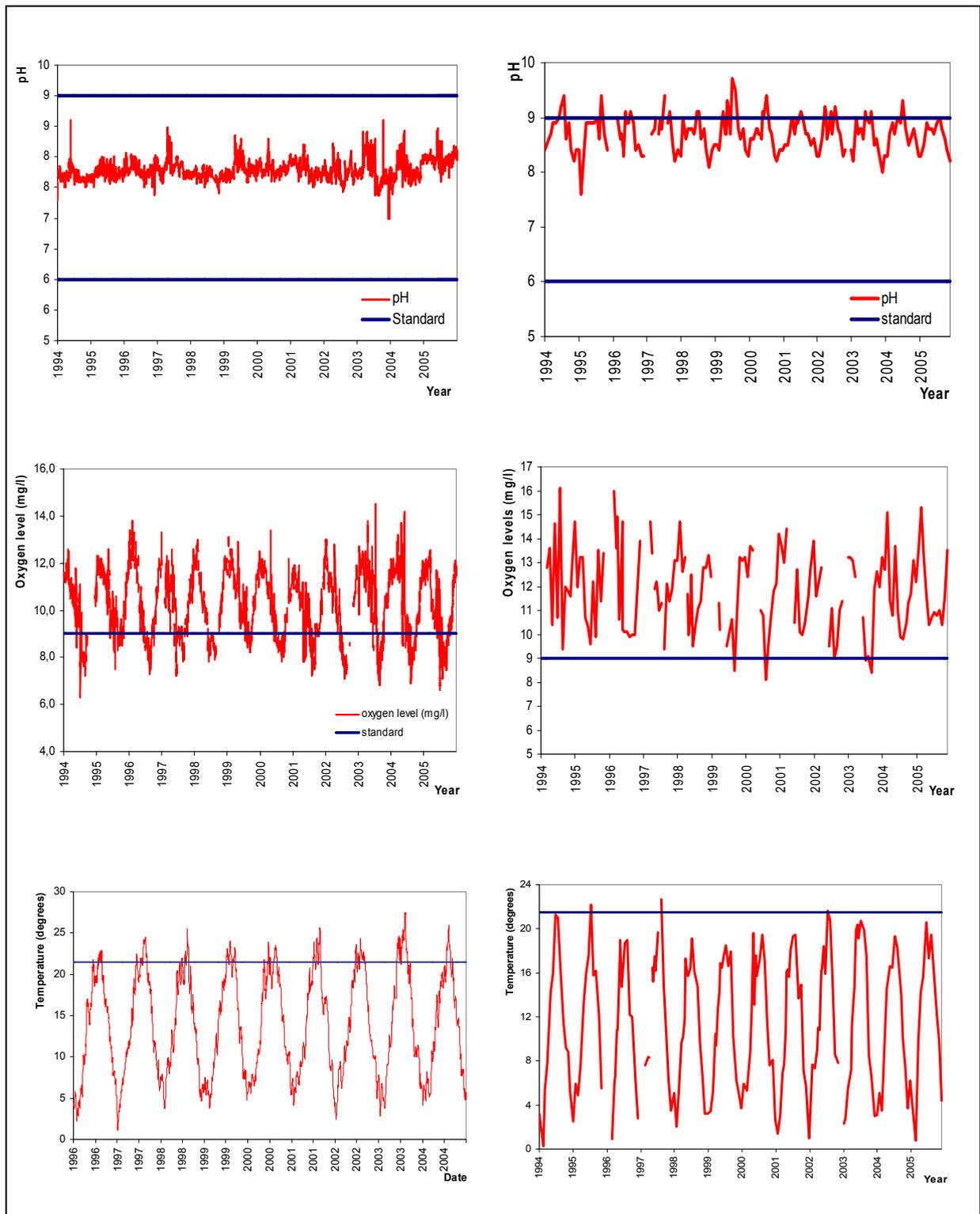


Abb. 39: Sauerstoff, Temperatur and pH-Werte im Zeitraum 1994-2005 (links: nahe Lake IJsselmeer, rechts: nahe Lobith, hier zweiwöchentliche Daten (aus JURJENS, 2006)

Der Faktor Wasserqualität hat derzeit insgesamt keine limitierende Wirkung auf das Wanderfischprogramm im Rheinsystem. In einigen Projektgewässern bestehen jedoch erhebliche Probleme hinsichtlich organischer Belastungen, die sich insbesondere in Verbindung mit Feinsedimentbelastungen limitierend auf den Reproduktionserfolg der Salmoniden (und mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Überlebensraten von Meerneunaugenquerdern) in einigen Einzugsgebieten auswirken.

4. Maßnahmenvorschläge

Die nachfolgenden Maßnahmenvorschläge sind in die Kategorien **Höchste Priorität**, **Hohe Priorität** und **Mittlere Priorität** untergliedert.

4.1 Fischerei

Einschätzung: **Höchste Priorität**

Die fischereilich bedingte Mortalität wird als limitierender Faktor für die Wiederansiedlung der Arten Lachs und Maifisch erachtet. Der Faktor beschränkt sich *nicht* auf niederländisches Hoheitsgebiet, allerdings ist die Fischerei im Delta und vor der Küste wesentlich intensiver als in allen weiteren Gebieten. **Der Faktor betrifft folglich derzeit sämtliche zugänglichen Wanderkorridore (mit Schwerpunkt Rheinhauptstrom) und indirekt alle Teilprojekte und Einzugsgebiete. Eine besondere Priorität liegt auf dem intensiv fischereilich genutzten Deltarhein und der Küste.**

Empfehlungen: (vgl. auch Entwurf der IKSR, Anhang I)

- Der Schutz von Wanderfischen ist zunächst durch umfassende Aufklärung aller fischereilich aktiven Gruppen, Organisationen und Verbände zu optimieren. Dies beinhaltet Aufklärung über den Schutzstatus und Anleitungen zum schonenden Handling von Beifängen.
- Parallel sind an neuralgischen Punkten (unterhalb von Fischaufstiegen und Wanderhindernissen, rund um Flussmündungen, an Süß- /Salzwasserübergängen) Fischschongebiete einzurichten, *regelmäßige und intensivierete* Kontrollen einzuführen und die bestehenden Rechtsvorschriften strikt umzusetzen (siehe unten). Dies beinhaltet auch eine institutionalisierte Kontrolle angelandeter Fänge der Berufsfischer und die regelmäßige Kontrolle von Fischauktionen. Die Kontrolle in eingerichteten Schongebieten an großen Flüssen sollte ggf. mit Hilfe der Wasserschutzpolizei erfolgen.
- Evaluierung: Die unternommenen Schritte sollten dokumentiert und einzugsgebietsbezogen auf ihre Wirksamkeit überprüft werden. Die Umsetzung der Maßnahmen sollte Teil der regelmäßigen Berichterstattung an die IKSR werden.

Seit 2008 hat die gezielte Fischerei auf Lachs und Meerforelle in den Mitgliedsländern der IKSR (außer Schweiz) durch eine neue EG-Richtlinie auch strafrechtliche Konsequenzen (zumindest in Deutschland wurden in der Vergangenheit Verstöße häufig als Bagatelldelikt behandelt und entsprechende juristische Verfahren wurden mehrheitlich entweder eingestellt oder die Verstöße wurden als Ordnungswidrigkeit geahndet).

Seit dem 19. November 2008 ist die EG-Richtlinie "Über den strafrechtlichen Schutz der Umwelt" (2008/99/EG) in Kraft. Erstmals werden die EU-Mitgliedstaaten verpflichtet, bestimmte vorsätzlich oder grob fahrlässig begangene Handlungen, die die Umwelt schädigen, als Straftaten zu betrachten und unter Strafe zu stellen. Die strafrechtlichen Sanktionen müssen „wirksam, angemessen und abschreckend“ sein. Ziel der Richtlinie ist ein wirksamerer Schutz der Umwelt. Um sicherzustellen, dass die Umweltschutzvorschriften ihre volle Wirkung entfalten, werden in der Richtlinie zahlreiche Handlungen aufgelistet, die als Straftaten zu werten sind, "wenn sie vorsätzlich oder zumindest grob fahrlässig begangen werden". Dazu zählen etwa die Tötung, Zerstörung, Besitz und Entnahme von Exemplaren geschützter wildlebender Tier- oder Pflanzenarten (www.europarl.europa.eu).

4.2 Durchgängigkeit

Allgemeine Einschätzung: **Höchste Priorität**

Ein Monitoring des Reproduktionserfolges von Lachsen wird nicht in allen Teil-Einzugsgebieten mit vergleichbarer Intensität betrieben. Dennoch zeigen die vorhandenen Daten für nahezu alle erreichbaren Systeme eine zunehmende Naturvermehrung von Lachsen an. In einigen länger andauernden Teilprojekten erreichen juvenile natürlich aufgekommene Lachse bereits seit einigen Untersuchungsjahren - zumindest lokal - Dichten, wie sie aus echten Wildbeständen bekannt sind. Entsprechend kommt der Erreichbarkeit der Zuflüsse eine besonders hohe Priorität zu. **Zur Priorität nach Einzugsgebieten: vgl. Tab. 15.**

Die aktualisierten Abschätzungen zu vorhandenen Laich- und Aufwuchsflächen für anadrome Salmoniden haben aufgezeigt, dass die bisher noch nicht erreichbaren Gewässer(bereiche) oberhalb Straßburg, im Illsystem und in der Mosel das mit Abstand größte Potenzial aufweisen (vgl. Abb. 16 & 17; Tab. 7 & 15). Im Sinne der Förderung der Wanderfischpopulationen im Rhein kommt diesen Gewässern eine erhöhte Priorität zu. Unterhalb Straßburgs verfügt das System der Kinzig über erhebliches Potenzial. Im Niederrhein- und Mittelrheingebiet liegt das größte Potenzial in der Sieg sowie im Wupper-Dhünn-System (die Durchgängigkeit der Ahr ist voraussichtlich ab 2010 vollständig wieder hergestellt, der Saynbach ist seit Oktober 2008 als erstes Lachsgewässer im Rheinsystem wieder uneingeschränkt passierbar).

Für das Meererneunauge (das sich aus einer Metapopulation rekrutiert und sich eigenständig ausbreitet) ist die Durchgängigkeit der einzige limitierende Faktor für eine weitere Bestandserholung.

Allgemeine Empfehlungen:

Da sich die Gewässersysteme auf unterschiedlichen Hoheitsgebieten mit unterschiedlichen Nutzungsinteressen befinden und jeweils ein unterschiedliches Gesamtpotenzial (Erschließung von Arealen für Wanderfische, Förderung weiterer bedrohter Fischarten) aufweisen, ist eine Priorisierung von Maßnahmen und eine Kosten/Effizienz-Abwägung nur innerhalb der Systeme und nicht zwischen den Systemen sinnvoll und zielführend.

4.2.1 Haringvliet-Schleusen

Die Entscheidung, die Haringvliet-Schleusen fast das ganze Jahr hindurch zu öffnen, wurde im Jahr 2000 getroffen. Die veranschlagten Kosten belaufen sich auf rund 40 Mio. Euro.

Da das Haringvliet einen bedeutenden Wanderkorridor darstellt, kommt der für spätestens 2015 geplanten nahezu permanenten Öffnung (Ausnahmen: Sturmfluten, Niedrigwasser) eine herausragende Bedeutung zu. Es wird ein signifikanter Anstieg der Rückkehrerraten erwartet, der sich auf sämtliche anhängigen Wiederansiedlungsprojekte und alle anadromen Arten auswirken wird. Ein besonders positiver Effekt ist für Lachse zu erwarten, da diese weniger streunen, das Haringvliet häufig als Migrationskorridor nutzen und den permanent offenen Migrationsweg über den Nieuwe Waterweg weniger gut auffinden, wenn sie über das Haringvliet aufzuwandern versuchen (JURJENS, 2006) (vgl. Migrationsrouten in Abb. 32). Probleme in der Auffindbarkeit könnten insbesondere für solche Individuen bestehen, die in Jahren hoher Frühjahrsabflüsse über das Haringvliet als Smolt auswandern und in Zeiten geringer Abflüsse (Haringvliet geschlossen) wieder über den selben Migrationsweg aufzusteigen versuchen.

Nach vorsichtiger Schätzung könnte sich die Rückkehrerrate im Mittel um 10-30% steigern lassen. Es ist nicht auszuschließen, dass der gegenwärtige Zustand für den Lachsbestand den Charakter eines „limitierenden Faktors“ hat.

Außerdem findet durch die Öffnung auch ein allmählicher Austausch zwischen Süß- und Salzwasser statt, was die Adaptionmöglichkeiten der Smolts (sowie Meerneunaugen und Maifische) an wechselnde Salinitäten erleichtern wird und zudem juvenilen Maifischen neue Nahrungshabitate erschließen kann.

Empfehlung:

Zur Öffnung des Haringvliets über einen langen Zeitraum im Jahr gibt es keinerlei Alternativen. Die annähernd permanente Öffnung des Haringvliets ist besonders vordringlich und sollte entsprechend baldmöglichst realisiert werden.

4.2.2 Südlicher Oberrhein

4.2.2.1 Empfehlungen zu den Vorschlägen der STUCKY-Studie Phase II (2006)

Fischaufstieg:

Die technischen Lösungen für die Fischaufstiegshilfen bei den fünf Kraftwerkstufen Straßburg, Gerstheim, Rheinau, Marckolsheim und Vogelgrün/Breisach, den beweglichen Wehren sowie an den festen Schwellen in den Rheinschlingen Gerstheim, Rheinau und Marckolsheim stellen den einzigen Weg für eine *nachhaltige* Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit dar und müssen im Sinne der WRRL und des Wanderfischprogramms der IKSR mittelfristig einer Umsetzung zugeführt werden. Da die Varianten Szenario 1 für schwimmschwächere und gegenüber hoher Turbulenz empfindlichen Arten (u. a. Maifisch) hydraulisch grenzwertig sind, sollte von Szenario 1 – wie auch in der STUCKY-Studie (STUCKY, 2006) empfohlen - grundsätzlich Abstand genommen werden. Die Entscheidung zwischen Szenario 2 und 3 sollte standortbezogen und nicht als Gesamtpaket getroffen werden.

Generell ist zu beachten, dass eine suboptimale Ausgestaltung nur einer Anlage entsprechend der kumulativen Wirkung der Kette von Kraftwerken die Wirksamkeit des gesamten Komplexes von Fischaufstiegsanlagen konterkarieren kann. Nur wenn alle Anlagen eine hohe Gesamtwirksamkeit erreichen, kann das Ziel einer Wiederansiedlung des Lachses auf Populationsniveau erreicht werden. Diese anzustrebende Wirksamkeit ist ggf. in zwei Schritten zu realisieren:

Schritt 1: Bau von Fischaufstiegsanlagen (STUCKY-Varianten 2 oder 3, außer Vogelgrün – siehe unten); umgesetzte Maßnahmen werden durch Erfolgskontrollen evaluiert (Monitoring Fischpässe *und* telemetrische Untersuchungen, ggf. auch Markierungs-/Wiederfangexperimente), die es ermöglichen, die ggf. erforderlichen weiteren Umsetzungsschritte zu optimieren

Schritt 2: Anlagen, für die eine unzureichende Wirksamkeit (inkl. Schiffschleusen) besteht, können entweder – soweit technisch durchführbar – hinsichtlich der Lockstromwirkung optimiert und/oder mit weiteren Fischaufstiegsanlagen ausgestattet werden.

Es wird im Hinblick auf Schritt 2 vorgeschlagen, die Szenarien der STUCKY-Studie für Straßburg und Gerstheim dahingehend zu bewerten, ob der Einsatz einer Lockstrompumpe nach HASSINGER (Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau, Universität Kassel, siehe ANHANG) oder andere geeignete bauliche Veränderungen die Lockwirkung und damit die Auffindbarkeit der Fischpässe signifikant verbessern können.

Die Machbarkeit der Varianten der STUCKY-Studie für den Standort Vogelgrün wird in einem Gutachten von LARINIER & TRAVADE (2008) negativ beurteilt. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass unter den gegebenen schwierigen räumlichen Bedingungen der Bau einer Fang-Transportanlage am rechten Ufer des Kraftwerkes und der regelmäßige Transport zu einer Aussatzstelle im Restrhein/Altrhein (Entfernung etwa 1 km) vorläufig die wirkungsvollste Variante darstellt. Die Baukosten werden auf rund 10 Mio. € geschätzt. Die

Überführung in den LKW soll dabei ohne *Handling* ausschließlich über Schwerkraft erfolgen, was eine schonende Behandlung der Fische ermöglichen würde. Von Expertenseite wird empfohlen, dass der Transport mindestens zweimal pro Tag (morgens und abends) erfolgt, bei einer größeren Anzahl von Aufsteigern auch deutlich häufiger.

Die von LARINIER & TRAVADE (2008) vorgeschlagene Variante stellt mit dem heutigen Stand der Technik wahrscheinlich die einzige praktikable Zwischenlösung zur Überführung der sich vor dem Kraftwerk Vogelgrün ansammelnden aufstiegswilligen Wanderfische in den Altrhein/Restrhein dar, d.h. in das Oberwasser des Kraftwerks Breisach.

Die Entwicklung einer nachhaltigen ortsgebundenen Lösung und funktionierender Fischleitsysteme (z.B. auf Schall basierend), die am Zusammenfluss des Rheinseitenkanals mit dem Alt-/Restrhein eingesetzt werden könnten, bleibt abzuwarten. Derartige Leitsysteme sind derzeit noch in der technischen Erprobung und eignen sich bisher nicht für einen Strom von der Größe des Rheins.

Fischabstieg:

Die in der STUCKY-Studie vorgestellten Varianten „Verhaltensbedingte Hindernisse“ und „physische Hindernisse“, die jeweils in Kombination mit einer Bypasslösung diskutiert werden, entsprechen im Wesentlichen dem Stand der Technik. Eine konkrete Machbarkeitsanalyse hinsichtlich der *technischen Realisierbarkeit* eines Einbaus von Feinrechen in den Kraftwerken am Rhein liegt jedoch noch nicht vor, weshalb die auf 200 Mio. Euro geschätzten Gesamtkosten lediglich als grobe Abschätzung zu verstehen sind.

Verhaltensbarrieren und *Leitsysteme* haben sich in der Vergangenheit als eher unwirksam erwiesen. Für kleinere Anlagen liegen Lösungsansätze vor, die ggf. auch an den Standorten am Oberrhein zum Einsatz kommen könnten, falls dort im Zusammenhang mit dem Bau von Fischpässen Kleinkraftwerke installiert werden (für große Kraftwerke liegen noch keine Erfahrungen vor):

- a) In Frankreich wurden zusätzliche Lichtquellen (Quecksilberdampflampen 50 – 80 Watt) im Nachteinsatz für Smolts erfolgreich getestet. Bei einem Versuch an einem Abstiegsbypass, der alle zwei Tage beleuchtet war, sind 99% der Fische (n= 13.076 Individuen) an Tagen mit Beleuchtung abgestiegen, nur 1% (n= 62 Individuen) nutzten dagegen den Bypass an Tagen ohne Beleuchtung. (TRAVADE & LARINIER, 2006). Die Wirksamkeit von Lichtquellen beschränkt sich naturgemäß auf den Einsatz in der Nacht; die Wirksamkeit ist zudem stark abhängig von der Wassertrübung. Da Lichtquellen für den Aal potenziell unattraktiv sind, sollte ein Betrieb nicht während der Aalabwanderung stattfinden. Da beide Arten unterschiedliche Migrationszeiten demonstrieren (Smolt: Frühjahr; Aal: Herbst), stünde ein Einsatz über 2-3 Monate im Frühjahr nicht im Widerspruch zu den Schutzbemühungen für den Aal.
- b) In Frankreich getestete akustische Leitsysteme operierten in einem Frequenzbereich von 60-600 Hz; es wurden keine signifikanten Verhaltensänderungen registriert. Eine potenzielle Lösung könnten jedoch Systeme mit extrem niederfrequenten Schallemissionen darstellen (LARINIER & TRAVADE, 2002). Infrasschall löst bei Lachssmolts eine starke und nicht durch Gewöhnungseffekte tangierte Flucht- und Vermeidungsreaktion aus (KNUDSEN *et al.*, 1992). Juvenile Lachse demonstrieren eine Vermeidungsreaktion gegenüber 10 Hz-Stimulationen (bei 10-15 dB), während sich 150 Hz-Stimulationen als wirkungslos erwiesen. Akustische Verhaltensbarrieren sind jedoch nach bisherigen Erkenntnissen nur bei geringen Anströmgeschwindigkeiten bis etwa 0,3 m/s wirksam. Die Methode befindet sich im Forschungsstadium und gilt als noch nicht ausgereift (TRAVADE, schriftl. Mittlg.).

Nach BRUIJS (2007) kann eine Kombination von akustischen und auf Lichtquellen gestützten Leitsystemen bei hoher Kosten-Nutzen-Effektivität eine Reduktion der Smoltmortalität von 4,8% auf 2,4-0,7% bewirken (Effektivität: 67,5% reduzierte Mortalität; *theoretische* Berechnung für die Maas, durchgeführt für horizontale Kaplan-Turbinen) (www.fiskeriverket.se/download/18.64db7e331133fb433ef8000262/SS_Bruijs2.pdf).

Ein Turbinenmanagement im Frühjahr kann ggf. einen deutlichen positiven Effekt auf Salmonidensmolts haben, insbesondere das Abschalten bei Abwanderungswellen. Das Abschalten von Turbinen wurde in der STUCKY-Studie als unwirtschaftlich bewertet. Nicht behandelt wurde der Effekt der Maximalbeaufschlagung einzelner Turbinen bei Abschaltung der restlichen Turbinen und andere Beaufschlagungen (z.B. 90%). Die Auswirkungen von unterschiedlichen Turbinenbeaufschlagungen lassen sich nicht pauschal abschätzen und sind nach heutigem Kenntnisstand von diversen Rahmenbedingungen (u.a. Fischart, Fischlänge, hydraulische Bedingungen) abhängig. Maximalbeaufschlagungen reduzieren (in Relation zur Fischlänge) das Risiko mechanischer Schädigung durch Kollision mit Anlagenteilen, wobei aber auch Turbulenzen, Scherkräfte und Druckdifferenzen zunehmen. Es wird daher empfohlen, für die einzelnen Rheinkraftwerke optimierte Betriebsmodi über Smoltuntersuchungen herauszuarbeiten (z.B. Markierungs-/Wiederfangexperimente, Transponderuntersuchungen, Dummy-Fische mit Drucksensoren; vgl. Kap. 4.7). Die Smoltabwanderung im Oberrhein liegt im Zeitraum Ende April bis Ende Juni (vgl. Tab. 5) und umfasst im Schwerpunkt selten einen längeren Zeitraum als 6-8 Wochen. Damit ist ein Turbinenmanagement ggf. effektiver als Bypässe. Anders als in der STUCKY-Studie vorausgesetzt migrieren Smolts im Rhein möglicherweise nicht ausschließlich nachts, sondern auch tagsüber und während der Dämmerung (vgl. Ergebnisse Transponderuntersuchung NRW/Niederlande; Abb. 31: *im Schwerpunkt* über ca. 16 Stunden).

Empfehlung:

Zunächst sollte die Mortalität abwandernder Smolts an den Großwasserkraftanlagen detailliert untersucht werden, um die Notwendigkeit von Fischschutzsystemen bzw. -maßnahmen zu evaluieren. Sollte sich die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Förderung des Fischabstiegs ergeben, könnte die Maximalbeaufschlagung einzelner Turbinen bei Abschaltung der restlichen Turbinen erprobt werden.

Der Informationsstand hinsichtlich der technischen Realisierbarkeit eines Einbaus von Feinrechen als physische Barriere und der Einsatz von Lichtquellen und Infraschall an Großkraftwerken ist derzeit zu gering, um abschließende Empfehlungen zu geben. Für die beweglichen Wehre, die zusätzliche Kleinwasserkraftanlagen erhalten sollen, wird eine Prüfung empfohlen.

4.2.2.2 Kembs

Bezüglich der noch zu erneuernden Konzession für das Kraftwerk Kembs sollte nach Angaben der IKSR bis zum Jahr 2020 im Rahmen einer Erfolgskontrolle überprüft werden, ob weitere Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraumes notwendig sind; dies betrifft insbesondere eine weitere Anpassung der Mindestwassermenge. Die Genehmigung der Neukonzession und damit auch die Festlegung der Mindestwassermenge steht noch aus (März 2009).

Empfehlung:

Es wird empfohlen, eine solche Evaluierung deutlich zeitnäher, nämlich bereits nach 5 Jahren ab Erhöhung der Durchflussmenge im Restrhein/Altrhein durchzuführen. Die Habitatqualität sollte durch eine Förderung der Seitenerosion entlang der Rheininsel und durch eine aktive Geschiebezugabe verbessert werden. Durch die Verbesserung im Geschiebehalt und die Erhöhung der Dynamik kann sich ein reichhaltiges Mosaik unterschiedlicher Habitate herausbilden (Tiefen- und Strömungsvariabilität) und die Verfügbarkeit geeigneter Laichsubstratzusammensetzungen erhöht werden. Der Sockelabfluss sollte aus fischökologischer Sicht nicht unter 100 m³/s betragen. Die relative Dotierung des Durchflusses am Restrhein/Altrhein sollte sich am natürlichen Abflussregime des Oberrheins orientieren.

4.2.2.3 Effizienzsteigerung der Fischaufstiegsanlagen Iffezheim und Gamsheim

Für die Kraftwerke oberhalb Gamsheim (Schlingenlösung) sieht die STUCKY-Studie (2006) stets Fischaufstiegshilfen für den Hauptstrom *und* die jeweilige Ausleitungsstrecke vor. Zusammen mit den Schiffsschleusen werden damit alle Wanderkorridore abgedeckt und potenzielle Sackgasseneffekte weitgehend ausgeschlossen. An den unterhalb der Schlingenlösung gelegenen Kraftwerken Iffezheim und Gamsheim bestehen jeweils nur ein Fischpass (mit drei Einstiegen) unterhalb des Kraftwerkes sowie die Schiffsschleusen als zusätzliche Aufstiegsmöglichkeit. Auf der Wehrseite, die durch eine mehrere Hundert Meter lange Trennmole vom Kraftwerkskanal isoliert ist, fehlen Fischpässe. Dies führt möglicherweise zu Sackgasseneffekten, die insbesondere bei Wehrüberfall zum Tragen kommen. In Iffezheim sind gegenwärtig 4 Turbinen mit einem Schluckvermögen von 1250 m³/s eingesetzt. Dieser Abfluss wird nach vorläufiger Schätzung an rund 145 Tagen überschritten. Bei einem Abfluss von 1800 m³/s werden knapp 600 m³/s über das Wehr abgeführt, was am unteren Ende der Trennmole (dem „Entscheidungspunkt“ für aufwandernde Individuen) rechnerisch zu einer „irreführenden“ Lockströmung von 0,7 m/s führt; dies scheint an > 35 Tagen/Jahr der Fall. Sollte ab dem Jahr 2010/2011 die Ausbaumenge durch Einbau einer fünften Turbine auf ca. 1500 m³/s gesteigert werden, wird wahrscheinlich nur noch an über 20 Tagen eine „irreführende“ Lockströmung von 0,7 m/s ausgelöst. Möglichweise liegt jedoch bereits bei Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,5 m/s ein Sackgasseneffekt vor. Die aus diesen theoretischen Überlegungen abzuleitende potenzielle Notwendigkeit zusätzlicher Fischpässe ist jedoch bisher weder bestätigt noch untersucht.

Empfehlungen:

Es wird empfohlen, die Standorte Iffezheim und Gamsheim zeitnah mittels telemetrischer Untersuchungen und/oder Markierungs-/Wiederfangexperimenten auf ihre Auffindbarkeit zu prüfen. Liegt ein Sackgasseneffekt vor, sollten die Standorte mit einem zusätzlichen Fischpass auf der Wehrseite nachgerüstet werden. Diese zusätzlichen Fischpässe könnten wesentlich kleiner dimensioniert werden und kostengünstiger realisiert werden als die FAA auf der Kraftwerksseite. (Zu den Möglichkeiten einer Optimierung der Lockstromwirkung bei sehr geringem zusätzlichem Wasserverbrauch mittels einer neu entwickelten Lockstrompumpe siehe Anhang VI). Der Betrieb zusätzlicher Fischpässe kann sich auf die Zeiträume mit Wehrüberfall (und einige Tage danach) beschränken, wenn die benötigte Wassermenge ohnehin zur Verfügung steht.

Weiterhin wird angeregt, zu prüfen, ob der nachträgliche Einsatz von Borstenelementen (nach HASSINGER, Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau, Universität Kassel; siehe Anhang VI) geeignet ist, die Energieumwandlung im Fischpass Iffezheim zu steigern und die Gesamtaufstiegszahlen signifikant zu erhöhen.

Außerdem wird empfohlen, für beide Standorte die Smoltmortalität zu ermitteln und im Bedarfsfall den Abstieg zu optimieren (ggf. mittels Turbinenmanagement; maximale Beaufschlagung einzelner Turbinen, siehe oben).

4.2.3 Staustufen Mosel

Im Moselsystem liegen 100 ha Laich- und Aufwuchshabitatfläche vor, im Subsystem der Sauer sind es weitere 70 ha.

Jüngst sind Verhandlungen mit der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Süd-West über Ausgleichsmaßnahmen für den Bau der jeweils 2. Schleuse an den 10 Staustufen zwischen Koblenz und Trier abgeschlossen worden (Vereinbarung vom 16.02.2009). Die gebündelten Ausgleichsgelder für den Schleusenbau werden dazu verwendet, systematisch die Durchgängigkeit der Mosel (von der Mündung ausgehend) zu verbessern und in Zusammenarbeit mit Luxemburg langfristig die Habitate in der Sauer wieder zu erschließen. Mit dem Umbau der Anlagen Koblenz und Lehmen könnte bereits mittelfristig der Elzbach wieder erreichbar sein. Die Kosten für die Umgestaltung der Mosel belaufen sich auf rund 23,8 – 27,6 Mio. € (ohne Wehre Grevenmacher und Palzem). Für die Sauer liegt eine Konzeption für das wichtigste Wanderhindernis Rosport vor (rund 1,6 Mio. €; LAUFF, mündl. Mittlg.)

4.2.4 Integration von Schiffs- und Bootschleusen in Aufstiegskonzepte

Schleusen werden von Wanderfischen entweder zufällig aufgefunden, wenn die Migration am Gewässerrand erfolgt, oder gezielt aufgesucht, wenn durch den Schleusungsvorgang unterhalb des Wanderhindernisses eine entsprechend wirksame Leitströmung in den Nahbereich und schließlich in die Schleusenkammer vorliegt. Zumindest in Iffezheim scheint dies in besonderem Maße der Fall zu sein – möglicherweise, weil durch die Einmündung des Sandbaches ggf. eine zusätzliche Lockwirkung auf die rechte Gewässerseite vorliegt. Der Beitrag von Schleusen am Fischaufstieg variiert nach vorliegenden Daten in Abhängigkeit von der Lage der Einstiegsbereiche im Unterwasser (in Abhängigkeit zur Entfernung vom Wanderhindernis), der Häufigkeit von Schleusungsvorgängen und dem jahreszeitlichen Betriebsmodus von Schleusen (z.B. unterschiedlich intensive Nutzung von Sportbootschleusen). Schiffs- und Sportbootschleusen können Fischaufstiegshilfen nicht ersetzen, d.h. allein durch Schifffschleusenbetrieb können sich keine Bestände auf Populationsniveau im Oberwasser etablieren. Grundsätzlich bilden Schleusen in Wasserstraßen jedoch eine *zusätzliche* Aufstiegsmöglichkeit, insbesondere, wenn sie mit einen für Fische attraktiven Betriebsmodus operieren.

Empfehlung:

Es wird empfohlen zu prüfen, ob an Schiffs- und Sportbootschleusen ein zusätzlicher Schleusungsvorgang durchgeführt werden kann, dessen Operationsregime nach TRAVADE & LARINIER (2002) durch eine gleichzeitige (partielle) Öffnung des oberwasser- und unterwasserseitigen Schützes auf das Migrationsverhalten von Fischen abgestimmt werden kann. Die hierdurch entstehende Lockströmung führt zu deutlich höheren Aufstiegsraten als der für den Schiffsverkehr übliche Betriebsmodus. Die „Fischschleusungen“ könnten sich auf wenige Durchgänge, z.B. zweimal täglich (in den Morgen und Abendstunden) beschränken. Sportbootschleusen, die teilweise günstig nahe am Querbauwerk positioniert sind (beispielsweise an Mosel und Main), könnten im Zeitraum März bis Dezember in vergleichbarer Weise betrieben werden.

Positive Auswirkung: gegenwärtig noch nicht quantifizierbar (Erhöhung der Passierbarkeit je nach Standort 5-20%?); ggf. ist ein Monitoring an repräsentativen Standorten aufzunehmen.

4.2.5 Zuflüsse

Die Situation in den Zuflüssen ist sehr unterschiedlich und geprägt von verschiedenen Nutzungen, die die Durchgängigkeit unterbrechen. Aufgrund der Vielzahl der

Projektgewässer kann der momentane Stand in dieser Studie lediglich grob umrissen werden.

Das wahrscheinlich am stärksten beeinträchtigte Gewässer ist die Lahn, die als Bundeswasserstraße ausgebaut ist und durch eine intensive Wasserkraftnutzung geprägt wird. Geeignete Reproduktions- und Aufwuchsflächen befinden sich im Oberlauf (NRW) und in den Subsystemen. Im hessischen Mittellauf ist die Durchgängigkeit an den Wasserkraftanlagen weitgehend wieder hergestellt. Der Unterlauf in Rheinland-Pfalz ist ab kurz oberhalb der Mündung unpassierbar. In den Moselzuflüssen ist der Grad der Beeinträchtigung insgesamt mäßig; in der Kyll gibt es die meisten Wasserkraftanlagen (8), am relativ naturnahen Elzbach und der unteren Sauer besteht jeweils nur ein Hindernis (Sauer: WKA Rosport). Im Ill-Bruche-System liegt eine intensive Wasserkraftnutzung vor; zur Priorisierung von Maßnahmen wurde eine umfangreiche Kosten/Nutzenanalyse erarbeitet (SCHULTZ, 2006). Im Wupper-Dhünn-System erschweren Stauseen die Erreichbarkeit der Durchgängigkeit. Die Durchgängigkeit der Schwarzwaldzuflüsse (BW) soll bis 2012 realisiert werden. Im besonders geeigneten Siegsystem ist bisher rund ein Drittel der Habitatfläche (60 von 190 ha) erreichbar – hier liegt folglich das größte Potenzial im Niederrheingebiet vor. Dagegen gehört das Problem der Durchgängigkeit in den Zuflüssen Saynbach (völlig) sowie Wisper und Ahr (weitgehend) der Vergangenheit an. In der Wiese (CH) besteht nur ein unüberwindbares Hindernis, an der Birs ist die Durchgängigkeit weitgehend wieder hergestellt (BUWAL, 2005).

Ein weiteres erhebliches Problem ist in den meisten Gewässern mit intensiver Wasserkraftnutzung der Schutz der Smolts beim Abstieg. Kleinkraftwerke liegen in vielen Rheinzufüssen (Ill, Kinzig, Rench, Murg, Sieg, Kyll, Prüm und andere) vor (vgl. Tab. 15). Die Merkmale der Turbinen dieser Kleinkraftwerke führen im Allgemeinen zu einer erheblichen Sterblichkeit bei der Abwanderung.

Tab. 15 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen der Wasserkraftnutzung (Anzahl WKA im Einzugsgebiet insgesamt und im Projektgewässer; Einschätzung der Mortalität) und den aktuellen Projektzwischenständen (Erreichbarkeit der Habitate, Reproduktionsnachweise und Einschätzung des Reproduktionserfolges mit Stand 2008; vgl. Tab. 2).

Empfehlung:

Eine pauschale Empfehlung für eine Rangfolge der umzugestaltenden Querbauwerke erscheint nicht angebracht, da vielfache Faktoren wie die Dauer bzw. der Ablauf von Konzessionen und Genehmigungen, lokale Finanzierungsmöglichkeiten (z.B. Ausgleichsmittel, Förderprogramme), unterschiedliche Gesetzgebungen, Einsicht und Verhandlungsbereitschaft der Betreiber und unterschiedliche Habitate (Fläche, Qualität) einen komplexen Handlungsspielraum bedingen. Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass Kosten und Nutzen (hier: Erweiterung der Zugänglichkeit qualitativ hochwertiger Habitatflächen) in einem Gesamtkonzept zusammengeführt werden und die stromabwärts gelegenen Querbauwerke prioritär abgearbeitet werden. Für spezifische Varianten von *Fischaufstiegshilfen* können keine Empfehlungen ausgesprochen werden, da diese ausschließlich standortbezogen geplant werden können.

Bei Maßnahmen an Ausleitungskraftwerken kommt einer ökologisch vertretbaren Mindestwasserregelung höchste Bedeutung zu.

In den Projektgewässern sollte auf einen weiteren Ausbau der Kleinwasserkraft verzichtet werden. Nicht mehr genutzte Querbauwerke sollten, wo immer möglich, konsequent zurückgebaut werden.

Synthese:

Die Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit müssen sich auf den Fischaufstieg *und* den Fischabstieg erstrecken. Grundsätzlich sollten *auf der Ebene der Einzugsgebiete* (z.B. Illsystem, Kinzigsystem, Siegsystem, Moselsystem, Oberrhein) die jeweiligen Wanderkorridore sukzessive von der Mündung stromaufwärts durchgängig gestaltet werden, wobei die Prioritätensetzung sowohl von den Umsetzungsmöglichkeiten abhängig ist und die Habitatverfügbarkeit innerhalb der Systeme berücksichtigen sollte. Sich selbst tragende Lachsbestände sind bei räumlicher (= genetischer) Isolation von anderen Beständen ab einer Habitatverfügbarkeit von rund 3,3 ha möglich (3,3 ha = mögliche Produktion 3.300 Smolts/Jahr = 100 Rückkehrer/Jahr bei einer Rückkehrerrate um 3%; vgl. Kap. 2). Bei Habitatflächen < 3,3 (z.B. Wisper, Ergolz, kleinere Sieg- und Moselzuflüsse) muss wahrscheinlich längerfristig ein genetischer Austausch mit räumlich nahe gelegenen Subpopulationen möglich sein. Grundsätzlich ist eine Vernetzung der Wanderkorridore der Populationen (z.B. Illsystem <=> Elz-Dreisam-System) anzustreben, weil hierdurch der Gesamtbestand stabilisiert wird bzw. die Fragilität einzelner Bestände abgepuffert werden kann.

Tab. 15 veranschaulicht anhand der Nutzungsintensität (WKA) und der Erreichbarkeit der Laichgewässer den Handlungsbedarf bzw. die notwendige Prioritätensetzung auf der Ebene der Einzugsgebiete, wobei rote Balken einen hohen Handlungsbedarf, gelbe Balken einen weniger hohen Handlungsbedarf und grüne Balken einen geringen Handlungsbedarf andeuten. Dennoch kann in einzelnen Systemen, die aufgrund ihrer besonderen Eignung als Vorranggewässer klassifiziert oder eingestuft werden (z.B. Sieg in NRW und Rheinland-Pfalz, Ahr in Rheinland-Pfalz, Bruche in Frankreich, Kinzig in Baden-Württemberg) eine von der Tabelle abweichende Prioritätensetzung sinnvoll sein.

Tab. 15: Wasserkraftnutzung (Anzahl WKA im Einzugsgebiet insgesamt und im Projektgewässer; Einschätzung der Mortalität) und aktuelle Projektzwischenstände (Erreichbarkeit der Habitate, Reproduktionsnachweise und Einschätzung des Reproduktionserfolges mit Stand 2008; vgl. Tab. 2) und daraus ableitbare Prioritätensetzung für Maßnahmen zum Fischaufstieg und -abstieg in Phase I (Umsetzungsphasen: vgl. 4.6)

Land	System	Projektgewässer - Auswahl wichtigster Zuflüsse (* kein Besatz)	Erstbesatz Lachs	Habitatfläche [ha]	Intensität Wasserkraftnutzung gesamter Wanderkorridor (ohne NL) (Zahlen: max. Anzahl WKA)	Wasserkraftnutzung Projektgewässer (Zahlen: max. Anzahl WKA)	Status quo Erreichbarkeit Laichgründe (Stand 2008)	Anzahl Jahre Erreichbarkeit gegeben (eingeschränkt / uneingeschränkt)	Erreichbarkeit Laichgründe	Fischabstieg gewährleistet (im Laichgewässer)	Anzahl Unter-suchungsjahre	Anzahl Jahre mit Reproduktions-nachweis	Anteil Unter-suchungsjahre mit Reproduktions-nachweis [%]
D	Wupper-Dhünn	Wupper Dhünn Eifgenbach	Lachsbesatz Wupper/Dhünn-System seit 1993	25	7	7	schlecht	0			1	0	0,0
					1	1	mittel	15			3	2	66,7
					1	0	schlecht	0			1	0	0,0
D	Sieg	Rheinische Sieg NRW Agger (untere 30 km) Naabach Pleisbach Hanfbach Bröl Homburger Bröl Waldröl Derenbach Steinchesbach Krabach Gierzhagener Bach Irsenbach Sülz Schlingenbach	Lachsbesatz im Rheinischen Siegsystem seit 1988, seit 1988 zusätzlich zu den klassischen Aschen- und oberen Barbenregionen auch in ausgesuchten kleineren und mittelgroßen Bächen	190	2	2	gut	15			4	3	75,0
					0	0	sehr gut	15			9	7	77,8
					0	0	mittel	15			7	6	85,7
					0	0	gut	15			3	1	33,3
					1	0	gut	15			3	1	33,3
					1	1	gut	15			9	6	66,7
					1	0	mittel	15			6	4	66,7
					1	0	mittel	15			6	2	33,3
					0	0	gut	15			1	0	0,0
					1	0	gut	15			1	0	0,0
					0	0	gut	15			1	1	100,0
					2	0	gut	15			2	1	50,0
					2	0	gut	15			1	0	0,0
					3	3	mittel	15			3	1	33,3
					0	0	sehr gut	15			3	2	66,7
		mittlere Sieg RLP	1994		6	4	gut	15			8	5	62,5
		Nistersystem	1991		6	4	gut	7 / 8			10	9	90,0
		Wisserbach	1991		2	0	gut	15			9	8	88,9
		Elbbach	1995		2	0	gut	8 / 7			5	3	60,0
		Heller-Daade	1998		3	0	schlecht	0			4	2	50,0
		Asdorf	1997		4	0	schlecht	0			2	0	0,0
D	Ahr	Ahr	1995	80	3	3	sehr gut	7 / 8			9	3	33,3
D	Nette	Nette *	-	10	2	2	mittel	15			8	6	75,0
D	Saynbach	Saynbach	1994	10	2	2	sehr gut	4 / 9			9	9	100,0
		Brexbach	1994		0	0	gut	1 / 9			9	5	55,6
D	Mosel	Elzbach	2005	170	0 (+ 2 Mosel)	0	schlecht	0			4	0	0,0
		Kyll	1996		8 (+ 9 Mosel)	8	schlecht	0	Phase II		0	0	
		Prümsystem	1996		6 (+ 10 Mosel)	6	schlecht	0	Phase II		0	0	
Lux/D		Sauer	1992		1 (+10 Mosel)	1	schlecht	0	Phase II		1	0	0,0
		Our	1992		1 (+10 Mosel)	1	schlecht	0	Phase II		0	0	
D	Lahn	Mühlbach	1994	19	7	1	schlecht	0			1	0	0,0
		Weil	1995		> 10	≤ 3	schlecht	0			0	0	
		Dill	1995		> 10	≤ 3	schlecht	0			0	0	
D	Nahe	Nahe	1 x 2004	?	> 10	> 10	schlecht	0			0	0	
D	Wisper	Wisper	1999	2	0	0	gut	8 / 7			7	4	57,1
D	Main	Schwarzbach * Kinzigsystem (He)	- 2001	12	2 (+ 2 Main) ≥ 3 (+ 5 Main)	2 ≥ 3	schlecht schlecht	0 0	Phase II		2 1	0 0	0,0 0,0
D	Alb	Alb	2001	10	6	6	mittel	9			0	0	
D/F	(Wies)Laute	(Wies)Lauter	1991	?	5	5	gut	2 / 5			0	0	
D	Murg	Murg	2001	36	17	17	schlecht	0			3	3	100,0
F/D	Rhein	Rhein unt. Iffezheim *	-	50 (?)	0	0	gut	15			?	1	
D	Rench	Rench	2001	11	16 (+ 1 Rhein)	16	schlecht	0			0	0	
F	Ill	Bruche	1991	72**	1 (+ 1 Rhein)	1	gut (Unterlauf)	5 / 9			14	14	100,0
		oberes Illsystem	1991		5 (+ 1 Rhein)	5	schlecht	0			0	0	
D	Kinzig	Kinzig (BW)	2001	68	13 (+ 2 Rhein)	13	schlecht	0			1	1	100,0
D	Elz-Dreisam	Elz	2005	59	9 (+ 4 Rhein)	9 (ab km 75)	schlecht	0			0	0	
		Dreisam	2008		2 (+ 4 Rhein)	2	schlecht	0			0	0	
F/D	Rhein	Restrhein (Altrhein)	1991	88	0 (+ 6 Rhein)	0	schlecht	0	Phase II		0	0	
D/CH	Wiese	Wiese	1984	24	4 (+ 7 Rhein)	4	schlecht	0	Phase II		0	0	
CH	Birs	Birs	1995	17	2 (+ 7 Rhein)	2	schlecht	0	Phase II		0	0	
CH	Ergolz	Ergolz	1995	3	0 (+ 9 Rhein)	0	schlecht	0	Phase II		0	0	

LEGENDE

** Habitatfläche Illsystem ohne Thur & Lauch

Einschätzung Mortalität durch Wasserkraftnutzung	Erreichbarkeit	Reproduktionsnachweise
gering / keine oder wenige Wasserkraftanlagen	Laichgründe (größtenteils) erreichbar	Reproduktion Lachs hoch / regelmäßig
moderat / mehrere Wasserkraftanlagen	Laichgründe partiell / eingeschränkt erreichbar	Reproduktion Lachs moderat / selten
hoch / viele Wasserkraftanlagen, ggf. Talsperren, Staustufen	Laichgründe nicht / ausnahmsweise erreichbar	Keine Reproduktionsnachweise
	Entwicklung nicht einschätzbar / unbekannt	keine spezifischen Untersuchungen

4.3 Prädation

Einschätzung: **Mittlere Priorität (in einigen Einzugsgebieten Hohe Priorität)**

Die durch Prädation bedingte Mortalität wird als relevanter Faktor für die Wiederansiedlung der Arten Lachs und Maifisch erachtet. **Der Faktor ist im gesamten Rhein und diversen Nebengewässern wirksam.**

Ein hoher Prädationsdruck auf Smolts besteht potenziell durch die im Freiwasser (!) jagenden Fischarten Rapfen und Zander sowie durch den Wels und den Kormoran. Unterhalb von Wasserkraftanlagen besteht örtlich ein hoher Prädationsdruck auf desorientierte Smolts (hier auch durch Hecht).

Für Rückkehrer (alle Arten) kommt lediglich der Wels (Länge bis 200 cm) als effektiver Prädator in Betracht. Es liegen jedoch keine quantitativen Daten vor.

Der Prädationsdruck ist in Staubereichen und unterhalb von Wasserkraftanlagen (Abwanderer) sowie unterhalb von Querbauwerken (Aufwanderer) besonders hoch.

Empfehlungen:

Kormoran: In den Laich- und Aufwuchsgewässern (inkl. Restrhein/Altrhein) sowie in den Wanderkorridoren der Zuflüsse (Forellenregion bis Barbenregion) sollte zugunsten der Wanderfischbestände eine Regulierung der Kormoranbestände erfolgen. In dieses Management sollten auch die Brutkolonien eingehen (am Oberrhein sind in den letzten Jahren mehrere neue Brutkolonien entstanden). Dass sich seit einigen Jahren die Kormorane vielerorts länger (bis Ende April) in den Überwinterungsgebieten aufhalten und so einen besonderen Prädationsdruck auf Smolts ausüben können, sollte insbesondere mit Blick auf die Nebenflüsse angemessen berücksichtigt werden.

Im Rhein und seinen großen, zu Bundeswasserstraßen ausgebauten Zuflüssen Mosel, Main und Neckar sowie im Delta sollte ebenfalls ein Kormoranmanagement angestrebt werden.

Piscivore Fische: In den Zuflüssen sollte der Besatz mit Zander in der Barben- und Äschenregion unbedingt unterbleiben; die gezielte Beangelung von Wels und Rapfen könnte örtlich den Prädationsdruck verringern. Besatzmaßnahmen mit Hecht in den Wanderkorridoren kleinerer und mittelgroßer Flüsse sollten kritisch geprüft werden.

Der Prädationsdruck auf Smolts an Kraftwerken sollte durch die Bereitstellung geeigneter Abwanderkorridore über Fischschutzsysteme und Fischabstiegsanlagen oder ein Turbinenmanagement minimiert werden. Neue Querbauwerke bzw. Wasserkraftanlagen erhöhen – unabhängig von der Gewährleistung eines Fischabstiegs – aufgrund des mit Rückstaubereichen verknüpften Prädationsdrucks grundsätzlich das Gefährdungspotenzial für Wanderfische.

Anmerkungen: (1) In den Niederlanden gilt der Wels als allochthon (Bern\T-PVS 2001\tpvs06e_2001)
(2) Da hinsichtlich des Einflusses piscivorer Fischarten und des Kormorans auf Wanderfische (insbesondere Salmonidensmolts) im Rhein kaum Daten zu Verfügung stehen, liegt ein erheblicher Untersuchungsbedarf vor.

4.4 Temperatur

Einschätzung: **Mittlere Priorität (Potenziell: Hohe Priorität)**

Wandersalmoniden müssen die großen Cyprinidengewässer (insbesondere Rhein, Mosel, Main) durchwandern, bis sie ihre kühleren Reproduktionsgewässer (Metarhithral bis Epipotamal) erreichen. Zu hohe Temperaturen in den Cyprinidengewässern erschweren den Langdistanzwanderfischen auf dem Weg vom Meer in ihre Laichgewässer den Aufstieg. Die durch hohe Wassertemperaturen in heißen Sommern verursachten Unterbrechungen der Migration adulter Salmoniden erstreckten sich bisher auf kurze Zeiträume und stellten bisher keinen limitierenden Faktor dar. Da die Mortalität mit steigender Temperatur zunimmt (insbesondere für die als unbeabsichtigter Beifang zurückgesetzten Individuen), hohe Temperaturen einen Stressfaktor darstellen und negative Einflüsse auf das Zeitbudget der Rückkehrer reduziert werden sollten, kommt der thermischen Belastung des Rheins insgesamt zumindest für Salmoniden eine nicht unerhebliche Bedeutung zu. Die noch nicht abzuschätzenden Folgen des Klimawandels könnten zukünftig zu einer deutlichen Verschärfung des Problems führen. **Betroffene Einzugsgebiete: insbesondere Rhein mit Schwerpunkt im Unter- und Mittellauf; Mosel, Main.**

Empfehlungen:

Die Wärmesituation im Rhein sollte aufmerksam weiter verfolgt und Möglichkeiten geprüft werden, die anthropogenen Wärmeeinleitungen in den Rhein und seine Nebenflüsse weiter zu verringern (vgl. Communiqué der Rhein-Ministerkonferenz 2007, IKS 2007). Gegebenenfalls sollten die Grenzwerte für thermisch belastetes Wasser aus einleitenden Betrieben verschärft werden. Der Grenzwert, ab dem die Wärmebelastung aus anthropogenen Quellen reduziert werden muss, sollte bei einer Wassertemperatur des Rheins von 25°C liegen.

Eine Reduktion der thermischen Belastung des Rheins beginnt in den Einzugsgebieten der Zuflüsse. Als effektivste Maßnahme ist die Wiederherstellung einer durchgehenden Beschattung durch Ufergehölze außerhalb von Siedlungsbereichen zu nennen. Hierfür sind Uferstreifenprogramme ein geeignetes Instrument. Da Betriebe, die thermisch belastetes Wasser einleiten (Industrie, Kraftwerke), insbesondere im Fall verschärfter Grenzwerte ein elementares Interesse an einer sinkenden thermischen Grundbelastung der Zuflüsse haben dürften, könnten sich hinsichtlich der Finanzierung von Uferstreifenprogrammen Kooperationsmöglichkeiten (im Sinne ökologischer Ausgleichsmaßnahmen) zwischen Industrie bzw. Kraftwerksbetreibern und Kommunen ergeben. Hierfür sollten die politischen Rahmenbedingungen geschaffen werden.

4.5 Habitatqualität, Wasserqualität und Sedimente

Einschätzung: **Mittlere Priorität (in einigen Einzugsgebieten Hohe Priorität)**

Probleme der Habitatqualität, Wasserqualität und Sedimentbelastung bestehen in einigen Einzugsgebieten (Bezug: Projektgewässer) und stellen auf dieser Bezugsebene einen limitierenden Faktor dar. **Besonders betroffen sind die Einzugsgebiete Sieg (Zufluss Bröl) Lahn, Nette, Alb, Murg, Rench, Kinzig (alle D), der Restrhein/Altrhein (D/F) sowie die Wiese (CH).**

Diese Einschätzung beschränkt sich auf die noch relativ intakten Projektgewässer der Wanderfischprogramme, die - anders als stärker degradierte Gewässer(systeme) – ausdrücklich wegen ihrer eher günstigen Voraussetzungen in die Programme aufgenommen wurden. In vielen Zuflüssen des Rheinsystems liegen gravierende Probleme, insbesondere hinsichtlich der Habitatqualität vor, die eine Ausweitung der Bemühungen zur Wiederansiedlung von Wanderfischen derzeit nicht zulassen.

Übergeordnet ist ein weiterer Ausbau der Kleinwasserkraftwerke in Reproduktionsgewässern *grundsätzlich* kontraproduktiv, da durch den Aufstau und durch Ausleitungen Laichareale verloren gehen, thermische Belastungen erhöht werden, ökologisch vorteilhafte dynamische Prozesse eingeschränkt werden und die Migration behindert wird. Solche Eingriffe lassen sich *grundsätzlich* nur *teilweise* durch „ökologische Verbesserungen“ (Bau von Fischaufstiegs- und Fischabstiegsanlagen, Mindestwasserregelungen usw.) kompensieren.

Empfehlungen:

Die Probleme sind vielfältig und nur auf Einzugsgebietsebene zu lösen. Die entsprechenden Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie bieten bereits den entsprechenden Handlungsrahmen. Handlungsempfehlungen zur Sanierung von Salmonidengewässern liegen vor (zuletzt: Leitfaden zur Sanierung von Salmonidengewässern im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW: MUNLV, 2006) und sollten zügig umgesetzt werden.

Hinsichtlich der Habitatqualität kommt der Redynamisierung der Laich- und Aufwuchsgewässer und der Begrenzung der Wasserkraftnutzung auf ein ökologisch verträgliches Maß eine hohe Bedeutung zu. Dem Status von Lachsbeständen kommt dabei eine wesentliche Indikatorfunktion zu, da ein Bestandserhalt bzw. die Möglichkeiten einer Wiederansiedlung hohe Ansprüche an die Habitatqualität stellen und sich so „Übernutzungen“ in Form von negativen Bestandsentwicklungen konsequent aufzeigen lassen.

Wie beim Faktor Temperatur sind auch Uferrandstreifenprogramme an Zuflüssen ein geeignetes Instrument zur Revitalisierung von Laichgewässern.

4.6 Prioritätenliste und Kosten für die vorgeschlagenen Maßnahmen für Teilsysteme und das Gesamtsystem

Tab. 16 stellt die Kosten und die zusätzlich erschließbaren Habitate der Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit in den wichtigsten Subsystemen zusammen. Die vorgeschlagenen prioritären Maßnahmen und ihre Auswirkungen (Arten, Einzugsgebiet) sowie die voraussichtlichen Kosten (soweit bekannt) sind in Tab. 17a zusammengestellt. Für die Erschließung des Elz-Dreisam-Systems (Durchgängigkeit) sind Investitionskosten von knapp 39 Mio. € notwendig (vgl. auch Tab. 19); zur Anbindung des Restrheins/Altrheins werden weitere 62 Mio. € veranschlagt.

Anmerkung: Die zuvor zitierten Kosten enthalten keine Maßnahmen für die Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit an den Staustufen im Rheinseitenkanal (Grand Canal d'Alsace). Seinerzeit war der Alt(Rest)rhein als mögliche Aufstiegsroute für die Wanderfische in die Schweiz bevorzugt worden (STUCKY-Studie). Für die 4 im Rheinseitenkanal gelegenen Staustufen würden die mittleren Kosten pro Fischpass bei etwa 13 Mio. Euro liegen. Dafür ist aber an der Staustufe Vogelgrün/Breisach eine Überleitung der Fische mittels einer Abfang-/Transporteinrichtung in den Alt(Rest-)Rhein vorzusehen.

Tab. 16: Kosten und zusätzlich erschließbare Habitate in den wichtigsten Subsystemen

System	Kosten in Mio. €		zusätzliche Flächen
	Fischaufstieg	Fischabstieg	[ha]
Alb	2,08	0,5	8,9
Murg	2,65	2,7	30,6
Oos	0,5	0,0	4,5
Rench	1,49	0,72	10,7
Kinzig	1,97	1,2	67,9
Elz-Dreisam	3,71	0,945	58,7
Wiese (D)	1,85	0,6	21,5
Ill	6,31	1,18	60,67**
Mosel	23,8-27,6	?	90
Sauer	1,60	<i>enthalten</i>	70
Sieg	5,44	1,0-3,9 (<i>variantenabhängig*</i>)	130

(* vgl. INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2005b; **ohne Thur und Lauch)

Tab. 17b zeigt die Prioritätensetzung für die vorgeschlagenen Maßnahmen auf. Die Matrix verdeutlicht einerseits, dass alle aufgeführten Faktoren im Zusammenspiel wirken und wichtig sind. Ein „Drehen an einzelnen Stellschrauben“ (z.B. Fischaufstieg) unter Vernachlässigung anderer Faktoren mit limitierendem Charakter (z.B. Fischereidruck, Fischabstieg, Habitatqualität) ist demnach auf lange Sicht nicht Ziel führend. Andererseits zeigt die Matrix eine differenzierte Bedeutung für die Umsetzung der Maßnahmen in einzelnen Rheinabschnitten und Teileinzugsgebieten auf. Abb. 40 gibt zusätzlich eine räumliche Übersicht über den Maßnahmenbedarf. Abb. 41 veranschaulicht die komplexe Situation der Kraftwerkstandorte, Schlingen und Zuflüsse im südlichen Oberrhein und Hochrhein.

Tab. 18 (a-g) präsentiert für sieben ausgewählte Subsysteme bzw. Teilbereiche (Zuflüsse Schweiz, Restrhein/Altrhein, Elz-Dreisam, Kinzig, Ill, Sauer und Sieg) eine exemplarische, teils auf *theoretischen* Annahmen basierende Kalkulation, wie hoch die Wirksamkeit der Fischaufstiegsanlagen (FAA) sein muss und wie weit die Mortalitätsraten der Smolts jeweils

reduziert werden müssen, um in den Subsystemen bzw. Teilbereichen eine sich selbst erhaltende Lachspopulation aufzubauen. Vorgestellt werden drei Szenarien (1: Ausgangszustand; 2: Zwischenziel; 3: technisch machbarer Zustand).

Die Kalkulation berücksichtigt auch eine erhöhte natürliche Smoltproduktion durch Anpassungsprozesse und Habitatverbesserungen, die Reduktion der fischereilichen Mortalität beim Aufstieg sowie ein Prädatorenmanagement im Hauptstrom und in den Zuflüssen. Der Reproduktionserfolg wurde in Anlehnung an die noch zu verbessernde Habitatqualität mit 2.500 bis 3.000 Eiern im Augenpunktstadium pro Rogner bewusst konservativ angesetzt. Die dabei für die Herkünfte Allier und Ätran unterschiedlich angesetzten Eizahlen der Rogner begründen sich in den unterschiedlichen MSW-Anteilen der Herkünfte Allier (Oberrhein) und Ätran (Mosel und Sieg) (vgl. Tab. 10 unten). Die Mortalität bei der Abwanderung konnte aufgrund fehlender Daten lediglich grob in Abhängigkeit von der Migrationsstrecke (im Wesentlichen Prädationsdruck) und der Anzahl Wasserkraftanlagen (Mortalität durch Prädation und Schädigung) im Migrationskorridor abgeschätzt werden. Für die Rückkehrerrate ab und bis zur Küste wurde der Durchschnittswert der niederländischen Untersuchungsergebnisse (10,3 – 23,5% der ausgewanderten Postsmolts; vgl. IMARES-Studie in Kap. 3.5; JANSEN *et al*, 2008) angesetzt. Die Rückkehrerraten beim Aufstieg wurden ebenfalls in Abhängigkeit von der Migrationsstrecke (im Wesentlichen Fischereidruck) und der Anzahl Wasserkraftanlagen (Auffindbarkeit und Passierbarkeit der Fischaufstiegsanlagen) angesetzt (Annahme Schifffahrtswege: 10% Aufsteiger über Schleusen); auch hier kann aufgrund der Datenlage nicht zwischen den einzelnen Faktoren differenziert werden. Die Zielwerte „Rückkehrerzahl“ und „Smoltproduktionsziel“ basieren jeweils auf der verfügbaren Habitatfläche (ha) der Subsysteme bzw. Teilbereiche (vgl. Tab. 6); dabei wurde eine Rückkehrerrate von 3% als bestandserhaltend gewertet. In Fällen, in denen die Rückkehrerraten > 3% liegen und die theoretische Smoltproduktion nach Fläche übertroffen wird, wurde jeweils die flächenbezogene maximale natürliche Smoltproduktion angegeben.

Berechnungsgrundlage sind 1.000 Smolts pro Hektar, die aus Besatzmaßnahmen stammen. Nach dem aktuellen Stand (Szenario 1: ohne Maßnahmen) erreicht rechnerisch hiervon kein Lachs den Restrhein/Altrhein bzw. den Rheinabschnitt oberhalb Kembs, die Eizahl aus natürlicher Reproduktion und die natürliche Smoltproduktion beträgt entsprechend null. Gleiches gilt für die Mosel. Für das Elz-Dreisam-System sind lediglich vereinzelte Rückkehrer wahrscheinlich. In den bereits erreichbaren Subsystemen Kinzig, Ill und Sieg sind zwar je nach Situation im Wanderkorridor bereits 140 bis < 2.000 Rückkehrer pro Jahr anzunehmen, das Ziel „Bestandserhalt“ wird jedoch in allen Fällen verfehlt (Rückkehrerraten 0,2%, 0,6% und 1,0%).

In Szenario 2 wird angenommen, dass durch die häufigere Öffnung des Haringvliets, durch einen reduzierten fischereilichen Druck und durch Verbesserungen der Passierbarkeit in den Migrationskorridoren knapp 500 bis 1.000 Rückkehrer die Schweiz, das Elz-Dreisam-System, den Restrhein/Altrhein bzw. die Sauer erreichen (Rückkehrerraten 0,9% – 1,7%; Zielwerte noch nicht erreicht). In der Ill und in der Kinzig werden jedoch bereits deutlich höhere Rückkehrerraten von 2,6% bzw. 2,3% erreicht; in diesen Systemen ist eine Zielwerterreichung folglich bereits bei Szenario 2 nahe und ggf. durch fortgeschrittene Anpassungsprozesse und Habitataufwertungen bereits in Szenario 2 realisierbar. In der Sieg (kurzer Wanderkorridor, wenige WKA, diverse Zuflüsse aktuell bereits gut erreichbar) liegt die Rückkehrerrate bereits bei Szenario 2 über 3% (4,3%). Damit ist – bei konsequenter Umsetzung aller vorgeschlagenen Maßnahmen - eine relativ zeitnahe Zielerreichung möglich (u. a. auch für das Wupper-Dhünn-System, die Ahr, den Saynbach und die Wisper sowie den Elzbach im unteren Moselsystem).

Szenario 3 geht von einem geringen Fischereidruck und einer – falls notwendig – durch Umsetzung von Untersuchungserkenntnissen weiter optimierten Aufstiegsmöglichkeit aus (Barrierewirkung pro Kraftwerk max. 3%). Rechnerisch sind dann bestandserhaltende Rückkehrer- und Smoltproduktionszahlen in allen Subsystemen realistisch, lediglich in den Zuflüssen der Schweiz sowie in der Sauer liegen die Rückkehrerraten mit rechnerisch 2,9% noch geringfügig unter dem Zielwert von 3% (was entweder durch weitere Habitataufwertungen = Erhöhung des Reproduktionserfolgs, weitere Anpassungsprozesse

und/oder durch zusätzliche kleinere Besatzmaßnahmen kompensiert werden kann). Entsprechend lässt sich ein Bestand oberhalb Kembs bzw. oberhalb der Moselstaustufe Trier nur dann etablieren, wenn die Passierbarkeit des Rheins (inkl. Haringvliet) bzw. der Mosel optimiert wird und die limitierenden Faktoren weitgehend entschärft werden (entspricht Szenario 3).

Die Kalkulation verdeutlicht auch, dass allein „Kompromisse“ an einzelnen FAA in ihrer kumulativen Wirkung bereits einen limitierenden Faktor darstellen können und dies in der Kosten-Nutzen-Abwägung der in Tab. 17a & 17b vorgeschlagenen Maßnahmen eine entsprechende Berücksichtigung finden sollte.

Tab. 17a: Prioritätenliste für die vorgeschlagenen Maßnahmen

Priorität	Lokalitäten	Maßnahmen	Geförderte Arten	Einzugsgebiet	Erschließbare Habitatfläche	Kosten (in Mio. €)
Sehr hoch	Küste, Delta, Rhein	Reduktion Fischereidruck (Aufklärung, Kontrollen, Schongebiete; FAA)	Lachs, Meerforelle pot. Maisch	Rhein	-	unbekannt
Sehr hoch	Haringvliet	Permanente Öffnung der Schleusen	alle besonders Lachs	Rhein	Verbesserung Gesamtsystem	40
Sehr hoch	Kraftwerke Oberrhein: Straßburg Gerstheim Rheinau Marckolsheim Vogelgrün ∑ 2 bewegliche Wehre 5 Schwellen 2 bewegliche Wehre 2 Schwellen ∑ alle Standorte	STUCKY-Szenario 2 ? STUCKY-Szenario 2 ? STUCKY-Szenario 2 STUCKY-Szenario 2 Planung überarbeiten STUCKY-Szenario 2 STUCKY-Szenario 2 (zwei Schlitzpässe) STUCKY-Szenario 2 STUCKY-Szenario 2 (zwei Schlitzpässe) Durchgängigkeit bis Restrhein/Altrhein Turbinenmanagement prüfen	alle alle besonders Lachs alle besonders Lachs alle	Südlicher Oberrhein, Hochrhein	bis Rheinau 59 ha bis Restrhein/Altrhein + 192 ha bis Rheinau 59 ha bis Restrhein/ Altrhein + 192 ha 251 ha	12,1 13,7 13,1 13,7 (24,7 ?) 77,3 9,2 3,7 (7,6) 9,0 1,5 (3,0) 100,7 (105,9) (?)
Sehr hoch	Iffezheim Gamsheim ∑ beide Standorte	Prüfung Notwendigkeit Verbesserung Aufstieg und Abstieg Turbinenmanagement prüfen	alle alle besonders Lachs	Südlicher Oberrhein, Hochrhein	ggf. Verbesserung Zugänglichkeit von bis zu 251 ha	< 0,5 (?)
Sehr hoch	Kraftwerke Mosel Rosport/Sauer alle Standorte	Umgebungsgewässer oder Fischpässe Beckenpass Fischabstiegsanlagen oder Turbinenmanagement	alle alle besonders Lachs	Moselsystem Sauer	100 ha 70 ha	Abhängig von Varianten 1,6 Abhängig von Varianten

Fortsetzung auf folgender Seite

Fortsetzung Tab. 17a: Prioritätenliste für die vorgeschlagenen Maßnahmen

Priorität	Lokalitäten	Maßnahmen	Geförderte Arten	Einzugsgebiet	Erschließbare Habitatfläche	Kosten (in Mio. €)
Sehr hoch	Zuflüsse darunter: Wupper-Dhünn Siegsystem Alb Murg Rench Kinzigssystem Elz-Dreisam Illsystem	Fischauf- und Abstiegsanlagen, Rückbau von Querbauwerken	alle	Rheinsystem	> 500 ha	> 50
					ca. 20 ha	?
					130 ha	6,44-9,34
					8,9 ha	2,58
					30,6 ha	5,35
					10,7 ha	2,21
					67,9 ha	3,17
58,7 ha	4,66					
80,8 ha	8,22					
Mittel (örtlich hoch)	Rheinsystem gesamt	Regulierung der Prädatoren Rapfen, Wels und Kormoran	alle besonders Lachs	Rhein	-	unbekannt
Mittel	diverse	Verringerung thermische Belastung	Lachs, Meerforelle	Rhein	-	unbekannt
Mittel (örtlich hoch)	diverse	Verringerung Sedimentbelastung Verbesserung Wasserqualität Verbesserung Habitatqualität	Alle	Rhein	-	unbekannt

Tab. 17b: Prioritäten der vorgeschlagenen Maßnahmen nach bedeutenden Einzugsgebieten (vgl. Tab. 17a und Abb. 40)

Legende:	Höchste Priorität	Mittlere Priorität	Geringe Priorität	Keine Priorität
----------	-------------------	--------------------	-------------------	-----------------

Gewässer/ Gewässersystem		Wiederherstellung Durchgängigkeit	Reduktion Fischereidruck	Verbesserung Habitatqualität	Regulierung Prädatoren	Verbesserung Wasserqualität	Red.uktion Feinsediment-einträge	Red. thermische Belastung
Deltarhein	Rhein	<i>Haringvliet</i>	<i>inkl. Küste</i>					
	Rhein							
Niederrhein	Sieg							
	Wupper-Dhünn							
Mittelrhein	Rhein							
	Ahr							
	Nette							
	Saynbach							
	Lahn		<i>Mündung</i>					
Wisper								
Moselsystem	Mosel		<i>Unterlauf</i>					
	Moselzuflüsse							
Oberrhein unterhalb Straßburg	Rhein							
	Alb							
	Murg							
	Rench							
	Ill (inkl. Bruche)							
Kinzig								
Rhein oberhalb Straßburg	Rhein							
	Elz-Dreisam							
	Restrhein/Altrhein			<i>Dynamisierung</i>			<i>Dynamisierung</i>	
	Wiese							
	Birs							
Ergolz								

Tab. 18a: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl oberhalb Kembs unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Wiese, Birs, Ergolz	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 44 ha							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	44.000	1,0	44.000	1,0	44.000	44.000
Mortalität Abwanderung	(seh hoch, Kraftwerke und Prädation 90%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 60%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 50%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,1	4.400	0,4	17.600	0,5	22.000	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit Hochrhein gut, Zuflüsse mittel, Oberrhein +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate ø 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	748	0,17	2.992	0,17	3.740	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	224	0,60	1.795	0,70	2.618	
durch Iffezheim	0,50	112	0,60	1.077	0,70	1.833	
durch Gamsheim	0,90	101	0,90	969	0,95	1.741	
durch Strassburg	0,10	10	0,90	872	0,95	1.654	
durch Gerstheim	0,10	1,01	0,90	785	0,95	1.571	
durch Rheinau	0,10	0,101	0,90	707	0,95	1.493	
durch Markolsheim	0,10	0,010	0,90	636	0,95	1.418	
durch Vogelgrün	0,10	0,001	0,90	572	0,95	1.347	
durch Kraftwerke Schweiz	0,80	0,001	0,90	515	0,97	1.307	
bis Laichgründe Wiese, Birs, Ergolz	0,80	0,001	0,95	489	0,99	1.294	
Rückkehrerzahl		0,001		489		1.294	1.320
Rückkehrerrate in Prozent	0,000001		1,1		2,9		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 1.320 erreicht?		nein		nein		annähernd ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	1	2800 Eier pro Rückkehrer / 2	685.194	3000 Eier pro Rückkehrer / 2	1.940.473	1.980.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	0	50 Eier = 1 Smolt	13.704	45 Eier = 1 Smolt	43.122	44.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		44.000		44.000		44.000	44.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	0	Auswahl: a) oder b)*	13.704	Auswahl: a) oder b)*	43.122	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 44.000 erreicht?		nein		nein		annähernd ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 44 ha		Potenzial Rückkehrer: 1.320		Potenzial Smoltproduktion: 44.000			
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Allier ø 4.000 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: 60-75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 50-90%							

Bewertung: Zielerreichung bei Szenario 3 nur bei sehr guter Habitatqualität

Tab. 18b: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Restrhein/Altrhein unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Restrhein/Altrhein	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 88 ha							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	88.000	1,0	88.000	1,0	88.000	88.000
Mortalität Abwanderung	(sehr hoch, Kraftwerke und Prädation 85%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 60%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 50%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,15	13.200	0,4	35.200	0,5	44.000	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit unvollständig, Oberrhein +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate $\bar{\sigma}$ 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	2.244	0,17	5.984	0,17	7.480	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	673	0,60	3.590	0,70	5.236	
durch Iffezheim	0,50	337	0,60	2.154	0,70	3.665	
durch Gamsbheim	0,90	303	0,90	1.939	0,95	3.482	
durch Strassburg	0,10	30	0,90	1.745	0,95	3.308	
durch Gerstheim	0,10	3,03	0,90	1.570	0,95	3.142	
durch Rheinau	0,10	0,3	0,90	1.413	0,95	2.985	
durch Markolsheim	0,10	0,03	0,90	1.272	0,95	2.836	
durch Vogelgrün	0,10	0,003	0,90	1.145	0,95	2.694	
bis Laichgründe Restrhein/Altrhein	0,80	0,002	0,90	1.030	0,98	2.640	
Rückkehrerzahl		0,002		1,030		2,640	2.640
Rückkehrerrate in Prozent	0,000003		1,2		3,0		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 2.640 erreicht?		nein		nein		ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	3	2800 Eier pro Rückkehrer / 2	1.442.513	3000 Eier pro Rückkehrer / 2	3.960.560	3.960.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	0	50 Eier = 1 Smolt	28.850	45 Eier = 1 Smolt	88.012	88.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		88.000		88.000		88.000	88.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	0	Auswahl: a) oder b)*	28.850	Auswahl: a) oder b)*	88.000	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 88.000 erreicht?		nein		nein		ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 88 ha	Potenzial Rückkehrer: 2.640		Potenzial Smoltproduktion: 88.000				
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Allier $\bar{\sigma}$ 4.000 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: 60-75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 50-85%							

↑
Bewertung: Zielerreichung bei Szenario 3

Tab. 18c: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Elz-Dreisam-System unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Elz-Dreisam	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 59 ha							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	59.000	1,0	59.000	1,0	59.000	59.000
Mortalität Abwanderung	(sehr hoch, Kraftwerke und Prädation 80%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 50%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 40%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,2	11.800	0,5	29.500	0,6	35.400	
AUFSTIEG	geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit Elz-Dreisam gering, Oberrhein +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate \varnothing 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	2.006	0,17	5.015	0,17	6.018	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	602	0,60	3.009	0,70	4.213	
durch Iffezheim	0,50	301	0,60	1.805	0,70	2.949	
durch Gamsheim	0,90	271	0,90	1.625	0,95	2.801	
durch Strassburg	0,10	27	0,90	1.462	0,95	2.661	
durch Gerstheim	0,10	2,71	0,90	1,316	0,95	2,528	
bis Laichgründe Elz-Dreisam (3-8 WKA)	0,50	1,4	0,75	987	0,75	1.896	
Rückkehrerzahl		1,4		987		1.896	1.770
Rückkehrerrate in Prozent	0,002295		1,7		3,2		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 1.770 erreicht?		nein		über 50%		ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	1.625	2800 Eier pro Rückkehrer / 2	1.381.943	3000 Eier pro Rückkehrer / 2	2.844.275	2.655.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	27	50 Eier = 1 Smolt	27.639	45 Eier = 1 Smolt	63.206	59.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		59.000		59.000		59.000	59.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	27	Auswahl: a) oder b)*	27.639	Auswahl: a) oder b)*	59.000	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 59.000 erreicht?		nein		nahe 50%		ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 59 ha		Potenzial Rückkehrer: 1.770		Potenzial Smoltproduktion: 59.000			
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Allier \varnothing 4.000 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: 60-75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 40-80%							

Bewertung: Zielerreichung nahe Szenario 3 bei gutem Verlauf Anpassung & Habitataufwertung auch früher

Tab. 18d: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Kinzigssystem unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Kinzig (BW)	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 68 ha							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	68.000	1,0	68.000	1,0	68.000	68.000
Mortalität Abwanderung	(hoch, Kraftwerke und Prädation 70%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 40%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 30%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,3	20.400	0,6	40.800	0,7	47.600	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit Kinzig gering, Oberrhein +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate ϕ 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	3.468	0,17	6.936	0,17	8.092	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	1.040	0,60	4.162	0,70	5.664	
durch Iffezheim	0,50	520	0,60	2.497	0,70	3.965	
durch Gamsbheim in Kinzig	0,90	468	0,90	2.247	0,95	3.767	
bis Laichgründe Kinzig 1-13 WKA	0,30	140	0,70	1.573	0,75	2.825	
Rückkehrerzahl		140		1.573		2.825	2.040
Rückkehrerrate in Prozent	0,2		2,3		4,2		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 2.040 erreicht?		nein		annähernd		ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	168.545	2800 Eier pro Rückkehrer / 2	2.202.319	3000 Eier pro Rückkehrer / 2	4.237.679	3.060.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	2.809	50 Eier = 1 Smolt	44.046	45 Eier = 1 Smolt	94.171	68.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		68.000		68.000		68.000	68.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	2.809	Auswahl: a) oder b)*	44.046	Auswahl: a) oder b)*	68.000	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 68.000 erreicht?		nein		annähernd		ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 68 ha		Potenzial Rückkehrer: 2.040		Potenzial Smoltproduktion: 68.000			
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Allier ϕ 4.000 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: 60-75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 30-70%							

Bewertung: Zielerreichung zwischen Szenario 2 und 3 bei gutem Verlauf Anpassung & Habitataufwertung auch früher

Tab. 18e: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Illsystem unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

III	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 72 ha**							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	72.000	1,0	72.000	1,0	72.000	72.000
Mortalität Abwanderung	(hoch, Kraftwerke und Prädation 60%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 40%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 30%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,4	28.800	0,6	43.200	0,7	50.400	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit III gering, Oberrhein +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate ø 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	4.896	0,17	7.344	0,17	8.568	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	1.469	0,60	4.406	0,70	5.998	
durch Iffezheim	0,50	734	0,60	2.644	0,70	4.198	
bis Laichgründe III 1-5 WKA	0,60	441	0,70	1.851	0,75	3.149	
Rückkehrerzahl		441		1.851		3.149	2.160
Rückkehrerrate in Prozent	0,6		2,6		4,4		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 2.160 erreicht?		nein		annähernd		ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	528.768	2800 Eier pro Rückkehrer / 2	2.590.963	3000 Eier pro Rückkehrer / 2	4.723.110	3.240.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	8.813	50 Eier = 1 Smolt	51.819	45 Eier = 1 Smolt	104.958	72.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		72.000		72.000		72.000	72.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	8.813	Auswahl: a) oder b)*	51.819	Auswahl: a) oder b)*	72.000	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 72.000 erreicht?		nein		annähernd		ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 72 ha**	Potenzial Rückkehrer: 2.160		Potenzial Smoltproduktion: 72.000				
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Allier ø 4.000 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: 60-75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 30-60%							

Bewertung: Zielerreichung zwischen Szenario 2 und 3 bei gutem Verlauf Anpassung & Habitataufwertung auch früher

** nach DIREN Alsace sollen lediglich 72 ha von 95 ha geeignetem Gesamthabitat zugänglich gemacht werden

Tab. 18f: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Sauer-System (Mosel) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Sauer	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		SZENARIO 3 (Technisch machbar)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 70 ha							
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	70.000	1,0	70.000	1,0	70.000	70.000
Mortalität Abwanderung	(hoch, Kraftwerke und Prädation 90%)	Anzahl Postsmolts	(Mittel, Kraftwerke und Prädation 60%)	Anzahl Postsmolts	(gering, Kraftwerke und Prädation 50%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,1	7.000	0,4	28.000	0,5	35.000	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit Mosel und Sauer sehr gering, Mosel +10% pro Schleuse)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit überwiegend gut)	Anzahl Rückkehrer	(Haringvliet meist offen, Fischereidruck gering, Passierbarkeit sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate σ 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	1.190	0,17	4.760	0,17	5.950	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	357	0,60	2.856	0,70	4.165	
durch Koblenz / Mosel	0,30	107	0,65	1.856	0,80	3.332	
durch Lehmen / Mosel	0,10	11	0,90	1.671	0,95	3.165	
durch Müden / Mosel	0,10	1	0,90	1.504	0,95	3.007	
durch Fankel / Mosel	0,10	0	0,90	1.353	0,95	2.857	
durch Aldegund / Mosel	0,10	0	0,90	1.218	0,95	2.714	
durch Enkirch / Mosel	0,10	0	0,90	1.096	0,95	2.578	
durch Zeltingen / Mosel	0,10	0	0,90	987	0,95	2.449	
durch Wintrich / Mosel	0,10	0	0,90	888	0,95	2.327	
durch Detzem / Mosel	0,10	0	0,90	799	0,95	2.211	
durch Trier / Mosel	0,10	0	0,90	719	0,95	2.100	
durch Rosport / Sauer	0,05	0	0,90	647	0,97	2.037	
Rückkehrerzahl		0		647		2.037	2.100
Rückkehrerrate in Prozent	0,0		0,9		2,9		3,0
RÜCKKEHRERZIEL 2.100 erreicht?		nein		nein		annähernd ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	Habitatqualität gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	0	2600 Eier pro Rückkehrer / 2	841.473	2.900 Eier pro Rückkehrer / 2	2.953.637	3.150.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Beginn Anpassungsprozess	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess angelaufen	Anzahl Smolts	Habitatqualität gut Anpassungsprozess abgeschlossen	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	60 Eier = 1 Smolt	0	50 Eier = 1 Smolt	16.829	45 Eier = 1 Smolt	65.636	70.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		70.000		70.000		70.000	70.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	0	Auswahl: a) oder b)*	16.829	Auswahl: a) oder b)*	65.636	
SMOLTPRODUKTIONSZIEL 70.000 erreicht?		nein		nein		annähernd ja	
Annahmen							
Ausgangszahlen: Fläche 70 ha		Potenzial Rückkehrer: 2.100		Potenzial Smoltproduktion: 70.000			
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg Ätran σ 3.800 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: > 60 - 75%							
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 45-60 Eier = 1 Smolt							
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze							
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 50-90%							

Bewertung: Zielerreichung bei Szenario 3 nur bei sehr guter Habitatqualität

Tab. 18g: Theoretische Kalkulation der für einen Bestandserhalt notwendigen natürlichen Eiproduktion, Smoltproduktion und der daraus hervorgehenden Rückkehrerzahl im Siegssystem unter Berücksichtigung unterschiedlicher Wirksamkeit von Fischaufstiegen und Fischabstiegsanlagen (kumulativ), Fischereidruck, Habitatqualität und weiterer Faktoren (vgl. Text).

Sieg	SZENARIO 1 (Keine Maßnahmen)		SZENARIO 2 (Zwischenziele erreicht)		Zielwerte nach Fläche [ha]
	Rate	Anzahl Smolts	Rate	Anzahl Smolts	
Fläche 190 ha					
SMOLTABWANDERUNG nach Fläche	1,0	190.000	1,0	190.000	190.000
Mortalität Abwanderung	(moderat bis hoch, Kraftwerke und Prädation 50%)	Anzahl Postsmolts	(moderat, Kraftwerke und Prädation 30%)	Anzahl Postsmolts	
Überlebensrate	0,5	95.000	0,7	133.000	
AUFSTIEG	(Haringvliet teilweise geschlossen, Fischereidruck sehr hoch, Passierbarkeit Sieg schlecht bis sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	(Schleusenregime Haringvliet verbessert, Fischereidruck moderat, Passierbarkeit gut bis sehr gut)	Anzahl Rückkehrer	
Rückkehrerrate ø 17% bis Küste (vgl. IMARES-Studie)	0,17	16.150	0,17	22.610	
durch Haringvliet nach Rhein D	0,30	4.845	0,60	13.566	
bis Laichgründe Sieg 0 - 6 WKA	0,40	1.938	0,60	8.140	
Rückkehrerzahl		1.938		8.140	5.700
Rückkehrerrate in Prozent	1,0		4,3		3,0
RÜCKKEHRERZAHL 5.700 erreicht?		nein		ja	
EIER_AP aus natürlicher Reproduktion	Habitatqualität mittel	Anzahl Eier	Habitatqualität meist gut	Anzahl Eier	
Es erreichen Augenpunktstadium:	2400 Eier pro Rückkehrer / 2	2.325.600	2600 Eier pro Rückkehrer / 2	10.581.480	8.550.000
NATÜRLICHE SMOLTPRODUKTION	Habitatqualität mittel Anpassungsprozess bereits angelaufen (!)	Anzahl Smolts	Habitatqualität verbessert Anpassungsprozess fortgeschritten (!)	Anzahl Smolts	
a) Natürliche Smoltproduktion nach Eizahl	55 Eier = 1 Smolt	42.284	50 Eier = 1 Smolt	211.630	190.000
b) Max. mögliche Smoltproduktion nach [ha]		190.000		190.000	190.000
max. nat. Smoltproduktion nach Szenario	Auswahl: a) oder b)*	42.284	Auswahl: a) oder b)*	190.000	
SMOLTPRODUKTION 190.000 erreicht?		nein		ja	
Annahmen					Bewertung: Zielerreichung zwischen Szenario 1 und 2
Ausgangszahlen: Fläche 190 ha Potenzial Rückkehrer: 5.700 Potenzial Smoltproduktion: 190.000					
Eiproduktion: Geschlechterverhältnis 1 : 1; Reproduktionserfolg <i>Ätran</i> ø 3.800 Eier; Erreichen Augenpunktstadium nach Habitatqualität: > 60 bis ca. 70%					
Smoltproduktion: nach Habitatqualität und Anpassungsprozess 55-60 Eier = 1 Smolt					
* Auswahl: a) oder b): max. nat. Smoltproduktion nach Szenario: die Habitatfläche (Produktionspotential) des Gewässers bildet Obergrenze					
Mortalität Smolts bei der Abwanderung: 30-50%					

Fazit Maßnahmenvorschläge:

Die erforderlichen Maßnahmen können nach ihrer Priorität in zwei Phasen umgesetzt werden (siehe unten). Ziel der Maßnahmen ist eine Wiederherstellung der Wanderfischbestände im Rheinsystem. Die behandelten Zielarten Lachs, Meerforelle, Maifisch und Meerneunauge haben dabei sowohl Pilot- als auch Indikatorfunktion. Von einer *nachhaltigen* (nicht auf Transport angewiesenen) Bestandsetablierung dieser Arten im Rhein würden im Sinne eines Mitnahmeeffekts jedoch diverse weitere Arten profitieren:

- Potamodrome Arten mit hohem Raumbedarf (z.B. Nase, Barbe) sind derzeit im Oberrhein, in der Mosel und in diversen Zuflüssen aufgrund der vielfältigen Wanderhindernisproblematik gefährdet und das anadrome Flussneunauge (analog zum Meerneunauge) an seiner weiteren Ausbreitung gehindert.
- Anspruchsvolle rheophile Arten (z.B. Äsche) sind in den Zuflüssen von einem weiteren Ausbau der Wasserkraftwerke, thermischer Belastung, suboptimaler Wasser- und Habitatqualität, Sedimentation sowie hohem Prädationsdruck des Kormorans betroffen.
- Der katadrome und akut bestandsgefährdete Aal ist durch die ungelöste Abstiegsproblematik und wahrscheinlich auch durch thermische Belastung und toxische Stoffe sowie durch hohen Prädationsdruck und Fischerei bedroht.

Der besondere Fokus dieser Studie liegt auf der Wiederansiedlung des Lachses. Hinsichtlich der Priorisierung von Maßnahmen und späteren Erfolgskontrollen erscheint diese Art besonders geeignet, weil sich der Bestand – aufgrund der sehr geringen Streunerrate – fast ausschließlich aus Reproduktion und/oder Besatzmaßnahmen im Rheinsystem (bzw. in den Projektgewässern) rekrutiert und Einflüsse einer Metapopulation im Atlantik vernachlässigbar sind. Beispielsweise wurde für das Meerneunauge als einziger limitierender Faktor für eine Wiederbesiedlung des südlichen Oberrheins und der Mosel die stromaufwärtige Durchgängigkeit herausgearbeitet. Selbst bei Reproduktionsdefiziten und hoher Mortalität bei der Abwanderung wäre diese Wiederbesiedlung unbeeinträchtigt, weil aus der Metapopulation im Atlantik alljährlich „Rückkehrer“ in den Rhein aufsteigen werden. Beim Lachs führt hingegen eine Unterbrechung des Lebenszyklus unweigerlich zu einem Bestandszusammenbruch (inkl. Verlust des spezifischen, aus Anpassungsprozessen hervorgegangenen genetischen Inventars). Damit wird deutlich, dass die vorgeschlagenen Maßnahmen zusammenwirken müssen, um einen nachhaltigen Populationsaufbau des Lachses zu ermöglichen. Ein „Drehen an einzelnen Stellschrauben“ (z.B. Fischaufstieg) unter Vernachlässigung anderer Faktoren mit limitierendem Charakter (z.B. Fischabstieg, Fischereidruck, Habitatqualität) ist nicht zielführend. Diese Schlussfolgerung gilt nicht nur für das exemplarisch berechnete Gebiet oberhalb Kembs und die obere Mosel (siehe unten), sondern mindestens auch für das Elz-Dreisam-System, den Restrhein/Altrhein, das Kinzigssystem und das Illsystem (also die meisten Gewässer mit „Allier-Besatz“) sowie für die Sieg, das Wupper-Dhünn-System, die Lahn und die Mosel („Ätran-Besatz“) – und damit letztlich für alle Systeme, die neben den übergreifenden limitierenden Faktoren Fischerei und Prädation zusätzlich (teils massive) lokale Defizite hinsichtlich longitudinaler Passierbarkeit aufweisen. Tab. 18 a-g veranschaulicht in einer theoretischen Kalkulation, wie sich die Umsetzung auf die Bestandsentwicklung in verschiedenen Einzugsgebieten auswirken kann und wann mit einer sich selbst erhaltenden Lachspopulation gerechnet werden kann. Die Ergebnisse dieser Kalkulation werden im Folgenden argumentativ belegt:

Maßnahmenvorschläge aus fischökologischer Sicht:

Phase I (vorgeschlagene Realisierung bis 2015):

Oberrhein: Prioritäres Ziel in Phase I ist die Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Oberrheins bis zum Elz-Dreisam-System. Hierfür ist die Ausstattung der Staustufen Straßburg und Gerstheim (inkl. bewegliche Wehre und Schlingen; erschließbares Habitat 59 ha) mit Fischaufstiegsanlagen zwingend erforderlich. Als Folge der Umbaumaßnahmen ist mit einem umgehenden Auftreten von Rückkehrern der Arten Lachs, Meerforelle und Meerneunauge im Elz-Dreisam-System zu rechnen; die Erhöhung des erreichbaren Habitatanteils leistet damit einen unmittelbaren Beitrag zur Stabilisierung und Ausbreitung der Bestände der Lachsherkunft Allier. Die Umsetzung ist jedoch auch als bedeutender Zwischenschritt für die Wiederherstellung der Erreichbarkeit des Restrheins/Altrheins und der Zuflüsse in der Schweiz anzusehen (Abschluss in Phase II). Da die Passierbarkeit von Wanderhindernissen neben dem Aufstieg auch den Abstieg abwandernder Stadien (insbesondere Smolts) beinhaltet und hierzu erhebliche Kenntnisdefizite vorliegen, ist parallel eine Prüfung der Mortalität für Abwanderer (Kraftwerke, Fraßdruck) vorzusehen, deren Ergebnisse zur Entwicklung von Lösungen zur Abstiegsproblematik herangezogen werden können. Um den Erfolg dieser und bereits durchgeführter Maßnahmen quantifizieren zu können und ggf. neue Erkenntnisse in die Planungen zu neuen Fischpässen (Anzahl, Lage; Bedeutung von Schiffsschleusen) einzubeziehen, sollten - ebenfalls parallel - Telemetriestudien zum Aufstiegsverhalten der Rückkehrer und zur Auffindbarkeit der Fischpässe durchgeführt werden. Hinsichtlich Abwanderermortalität und Auffindbarkeit der bestehenden Fischpässe Iffezheim und Gamsheim ist zurzeit noch zu wenig bekannt, um den Erfolg der bisherigen Maßnahmen zu bewerten. Die Telemetriestudien zur Auffindbarkeit der beiden existierenden Fischpässe in Iffezheim und Gamsheim sollten erst nach Einbau der 5. Turbine (d.h. etwa 2011) anlaufen. In Phase I sollten zudem Habitatverbesserungen und die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der meisten Oberrhein-Zuflüsse (Alb, Murg, Rench, Ill einschließlich Bruche, Kinzig sowie Elz einschließlich Dreisam) realisiert werden (zu den Kosten vgl. Kap. 5).

Mittelrhein und Niederrhein: Auch in diesen Rheinabschnitten sollte die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Fischaufstieg, Fischabstieg) zumindest für die Rheinzufüsse mit dem höchsten Potenzial zügig vorangetrieben werden (u. a. Mosel, Sieg, Wupper-Dhünn-System). Parallel ist wahrscheinlich eine deutliche Reduktion des Fischereidrucks notwendig. Die Maßnahmen wirken sich bestandsfördernd auf die Population der Herkunft Ätran aus. Für das Siegsystem ist bei konsequenter Umsetzung aller vorgeschlagenen Maßnahmen sogar relativ zeitnah der Aufbau einer sich selbst erhaltenden Population möglich (vgl. Tab. 18g).

Deltarhein: Im Delta sind die schrittweise Öffnung des Haringvliets (Kosten ca. 36 Mio. €) und die deutliche Reduktion des Fischereidrucks vordringlich. Diese Maßnahmen haben eine Schlüsselfunktion für alle Wanderfischarten (inklusive Maifisch), für beide Gründerpopulationen des Lachses (Allier und Ätran) und für alle Teilsysteme im Rheineinzugsgebiet.

Gesamtsystem: Die Wärmesituation im Rhein sollte in Phase I aufmerksam weiter verfolgt und Möglichkeiten geprüft werden, die anthropogenen Wärmeeinleitungen in den Rhein und seine Nebenflüsse weiter zu verringern (vgl. Communiqué der Rhein-Ministerkonferenz 2007, IKS 2007). Ferner kann mit dem Aufbau von separaten Elternfischhaltungen für die Stämme Ätran und Allier die langfristige Verfügbarkeit geeigneter Besatzfische gewährleistet werden.

Phase II (vorgeschlagene Realisierung bis 2020/2027):

Oberrhein: Prioritäres Ziel in Phase II ist die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bis in den Restrhein/Altrhein (inkl. bewegliche Wehre, Schlingen; erschließbares Habitat weitere 192 ha) sowie der restlichen Zuflüsse bis Basel (Birs, Wiese und Ergolz). Dazu sind Fischpässe an den Staustufen Rheinau und Marckolsheim sowie die Lösung des problematischen Bereichs Vogelgrün/Breisach notwendig. Seinerzeit war der Alt(Rest)rhein als mögliche Aufstiegsroute für die Wanderfische in die Schweiz bevorzugt worden (Stucky-Studie), dafür müssen die Fische am Kraftwerk Vogelgrün in den Alt-/Restrhein übergeleitet werden. In Phase II sollten auch die Lösung der Abstiegsproblematik und gegebenenfalls notwendige Optimierungen der Aufstiegssituation (nach Erkenntnissen der Telemetriestudien, ggf. zusätzlicher Markierungs/Wiederfangexperimente) fallen.

Für den Umbau der Kraftwerke und beweglichen Wehre rheinaufwärts zwischen Rheinau und Vogelgrün (einschließlich) werden weitere 62 Mio. € veranschlagt. Die aufgeführten Kosten enthalten keine Maßnahmen für die Fischpassierbarkeit der Staustufen im Rheinseitenkanal (Grand Canal d'Alsace). Für die 4 im Rheinseitenkanal gelegenen Staustufen würden die mittleren Kosten pro Fischpass bei etwa 13 Mio. Euro liegen.

Mittelrhein und Niederrhein: In diesen Rheinabschnitten kann die Wiederansiedlung des Lachses in den Nebengewässern Sieg, Wupper-Dhünn, Ahr, Saynbach, Elzbach/Mosel und Wisper nahezu abgeschlossen sein, sofern die limitierenden Faktoren Fischereidruck und Durchgängigkeit Delta (Haringvliet) in Phase I maßgeblich reduziert bzw. beseitigt wurden. Damit dürfte der Wiederherstellung der Passierbarkeit der Mosel bis zum Gewässersystem der Sauer die höchste Priorität zufallen.

Deltarhein: Im Delta sollten die Öffnung des Haringvliets abgeschlossen und der sukzessive Salz-Süßwasserübergang in Form einer Brackwasserzone hergestellt werden. Der Fischereidruck darf nur noch gering sein. Wie dargestellt haben die Maßnahmen im Deltarhein eine Schlüsselfunktion für alle Wanderfischprogramme im Rheinsystem. Nach Abschluss von Phase II (Umsetzung aller notwendigen Maßnahmen) und erfolgreicher Anpassung der eingeführten Lachsherkünfte (Rückkehrerquote um 3%) lassen sich in Anlehnung an die geeigneten Habitatflächen folgende Rückkehrerzahlen erreichen:

<i>Lachs</i>	Niederrhein	Mittelrhein	Moselsystem	Mainsystem	Oberrhein unterh. Straßburg	oberh. Straßburg
Wupper-Dhünn	750					
Siegssystem	5700					
Ahr		2400				
Nette		300				
Saynbachsystem		300				
Lahnsystem		570				
Wisper		60				
Moselzuflüsse			3000			
Sauer			2100			
Mainsystem				360		
Alb					300	
Murg					1080	
Oos					150	
Rench					330	
Ill					2160	
Kinzig					2040	
Rheinhauptstrom					1500	
Elz-Dreisam						1770
Restrhein						2640
Wiese						720
Birs						510
Ergolz						90
Rheinhauptstrom						1800
Σ	6450	3630	5100	360	7560	7530
	Σ rund 30.000 Rückkehrer Rheinsystem					

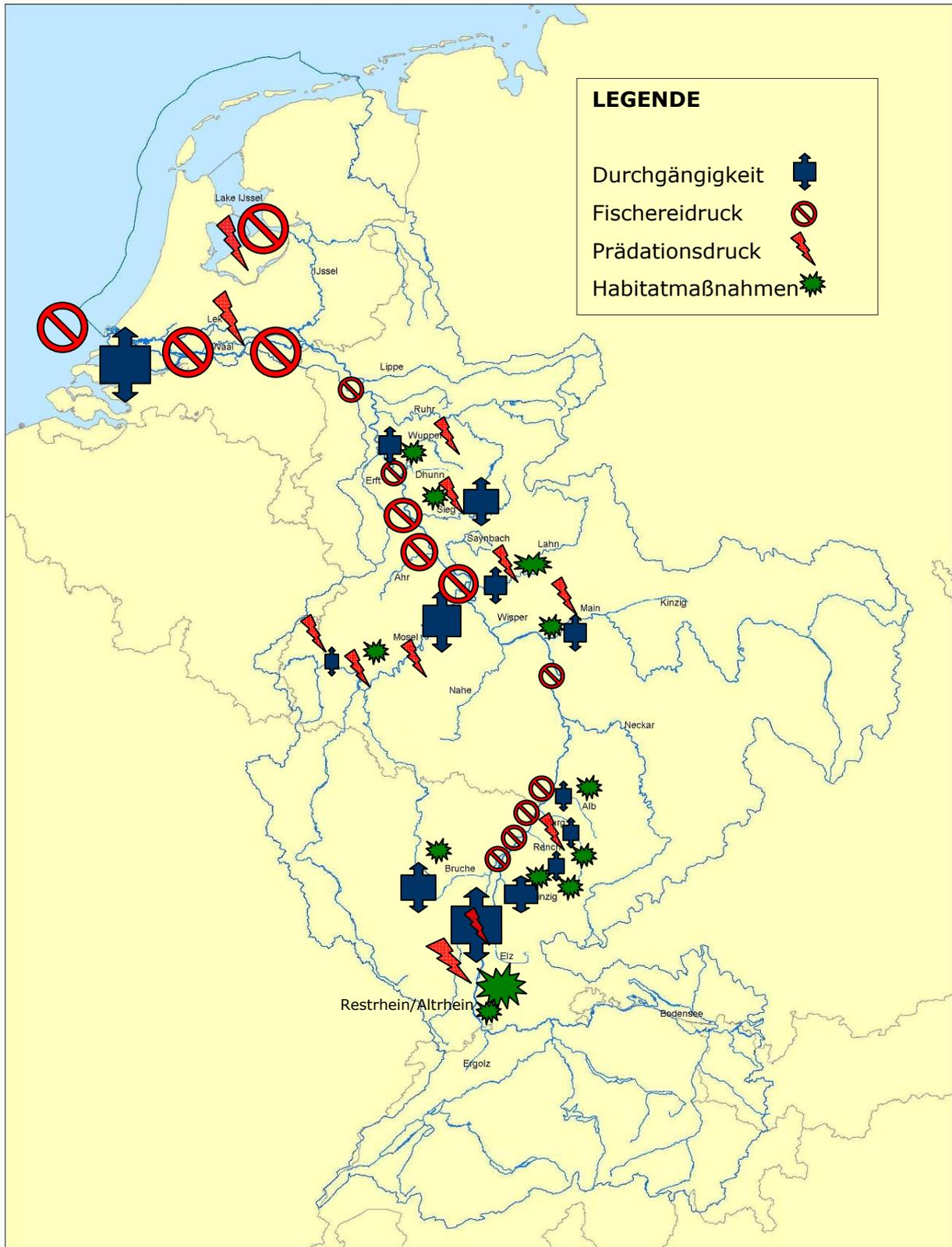


Abb. 40: Übersicht der Maßnahmevorschläge im Rheineinzugsgebiet. Die Größe der Symbole repräsentiert die Priorität der Einzelmaßnahmen zur Förderung der Wanderfischbestände im Rheinsystem (vgl. auch Tab. 15 zur Durchgängigkeit bzw. Wasserkraftnutzung in den Einzugsgebieten).

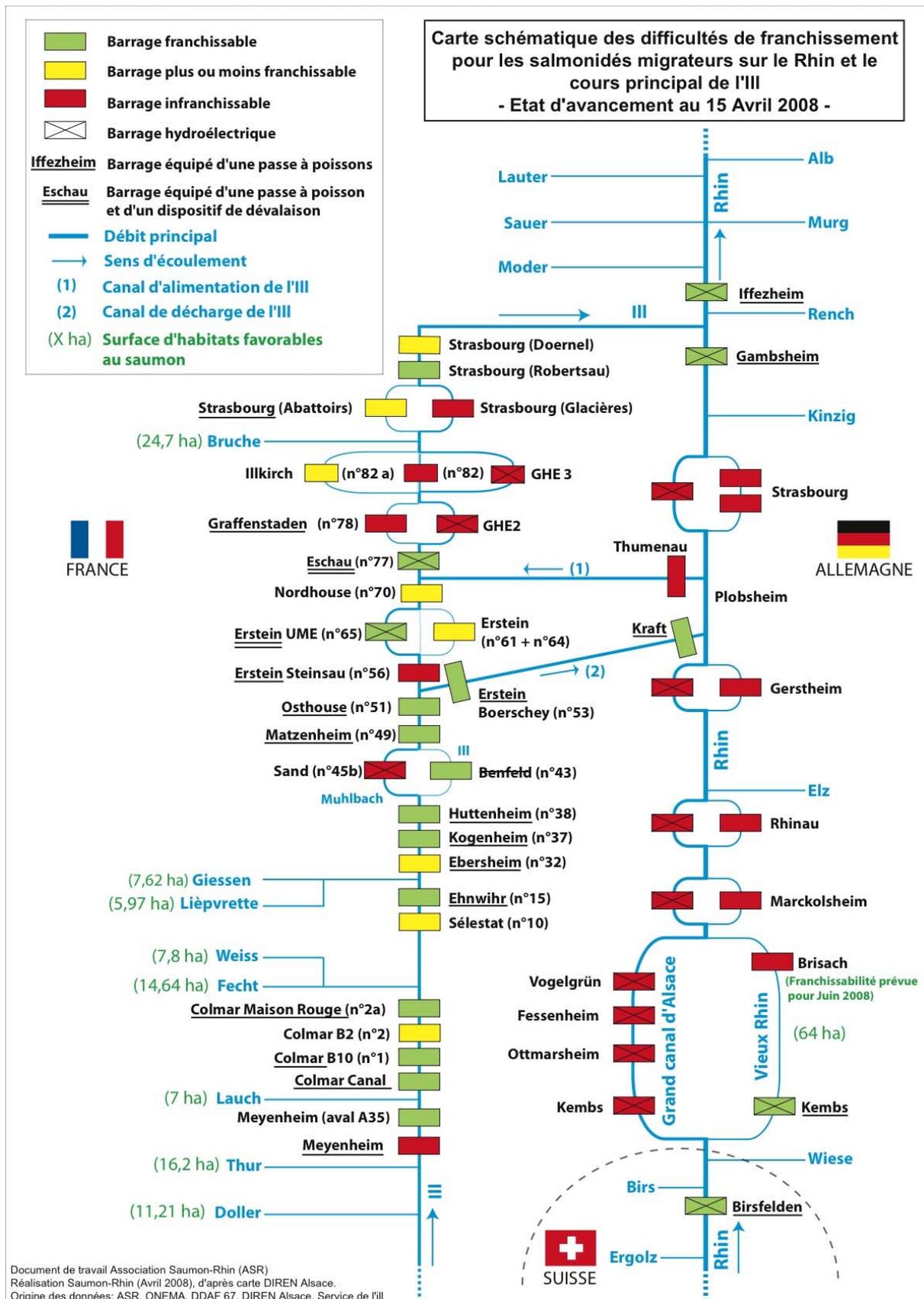


Abb. 41: Schematische Übersicht der Situation der Kraftwerkstandorte, Schlingen und Zuflüsse (inkl. Flächen Junglachshabitate) im südlichen Oberrhein und Hochrhein (aus SAUMON-RHIN, 2008b)

4.7 Vorschläge für ergänzende Untersuchungen

Die in der vorliegenden Studie skizzierten Kenntnisdefizite sollten kurz- und mittelfristig mittels begleitender Untersuchungen abgebaut werden. Die vorgeschlagenen Studien sind dabei nicht als Voraussetzung für die Umsetzung der Maßnahmenvorschläge anzusehen.

Folgende Untersuchungsschwerpunkte sollten gesetzt werden (Reihenfolge nach Priorität):

- a) *Arbeitstitel:* Bewertung der Smoltmortalität an Großwasserkraftwerken. *Methoden:* Markierungs-/Wiederfangexperimente, Transponderuntersuchungen, Dummy-Fische mit Drucksensoren. *Lokalitäten:* Iffezheim, Gamsheim, Straßburg, Mosel/Koblenz.
- b) *Arbeitstitel:* Analyse des Beifangs und des Fangerfolges durch gezielte illegale fischereilichen Aktivitäten auf Großsalmoniden. *Methoden:* Umfragen, Auswertungen von Kontrollen, kartographische Darstellung historischer Fanglokalitäten (stationäre „Salmenfänge“), Telemetrie. *Lokalitäten:* u. a. Flussmündungen, Unterwasser der Stautufen Iffezheim und Gamsheim, Rhein.
- c) *Arbeitstitel:* Erfassung des Prädationsdrucks auf abwandernde Wanderfische. *Methoden:* Magenuntersuchungen bei Kormoranen, Rapfen, Zandern und Welsen; Telemetrie. *Lokalitäten:* u. a. Flussmündungen, Ober- und Unterwasser der Stautufen Iffezheim und Gamsheim, Rhein.
- d) *Arbeitstitel:* Abgleich der Rückkehreraten besetzter markierter Smolts und Abwanderungserfolg transpondierter Smolts mit den Abflussverhältnissen (inkl. Zeiträume Wehrüberfall an Großkraftwerken) in den Frühjahrsmonaten. *Methoden:* Markierungsexperimente, Rückkehrerkontrollen, Transpondererfassungssysteme, Auswertung spezifischer Abflussdaten in Zuflüssen/Besatzgewässern. *Lokalitäten:* Niederrhein, Mittelrhein, nördlicher Oberrhein.
- e) *Arbeitstitel:* Vergleichende Untersuchung zum Reproduktionserfolg des Lachses in ausgewählten Zuflüssen des Rheins. *Methoden:* Laichgrubenzählung, Elektrofischerei. *Lokalitäten:* erreichbare Zuflüsse, Rhein unterhalb Iffezheim.
- f) *Arbeitstitel:* Analyse der Nutzung von Schiffs- und Sportbootschleusen durch aufsteigende Wanderfische. *Methoden:* Telemetrie, Hebenetze. *Lokalitäten:* Iffezheim, Gamsheim, Mosel/Koblenz.
- g) *Arbeitstitel:* Bewertung der Anwendbarkeit von akustischen und auf Lichtquellen basierenden Smolt-Leitsystemen an Großwasserkraftwerken. *Methoden:* Verhaltensbeobachtungen, Zählungen. *Lokalitäten:* Staubereiche Iffezheim, Gamsheim, Mosel/Koblenz.

5. Umrüstung/Wiederherstellung der stromaufwärtigen Durchgängigkeit an den Staustufen Straßburg und Gerstheim (inkl. bewegliche Wehre) sowie Umrüstung an den Schwellen in den Schlingen Gerstheim und Rheinau zur Öffnung des Elz-Dreisam-Gebietes

Die im Folgenden dargestellte Phase I (vgl. Kap. 4.6) betrifft den Teil der *Machbarkeitsstudie* zur Erschließung des Elz-Dreisam-Systems („STUCKY-Studie“; vgl. STUCKY, 2005; 2006). Der Hauptwanderweg in das Elz-Dreisam-System führt über den Leopoldkanal, der oberhalb der Schwelle Nr. 2 in die Schlinge Rheinau einmündet (die Nummerierung der Schwellen erfolgt von laut STUCKY – Studie vom Unterwasser Nr. 1 zum Oberwasser Nr. 3). Detaillierte Angaben zur Anbindung des Elz-Dreisam-Systems an den Oberrhein finden sich in Anhang VII. Tab. 19 zeigt die Varianten der STUCKY-Studie mit der angegebenen Kostenabschätzung.

Für die **Kraftwerke Straßburg** und **Gerstheim** (sowie Rheinau; jedoch nicht relevant für Elz-Dreisam) wurden in der STUCKY-Studie jeweils drei Lösungsansätze geprüft:

- Szenario 1: Beckenpass Δh 30 cm, Lockstrom 10-12 m³/s
- Szenario 2: Beckenpass Δh 20 cm, Lockstrom 10-12 m³/s
- Szenario 3: Umlaufgewässer mit mittlerem Gefälle 1,5%, Lockstrom max. 4,5 m³/s.

Anmerkungen: In der Berichtsfassung der Studie wird für alle Kraftwerke jeweils Szenario 2 empfohlen – in den Plänen jedoch für Straßburg und Gerstheim Szenario 3 (Umlaufgewässer). Zu den Szenarien 1 & 2 für die Kraftwerke Straßburg und Gerstheim wird im Textteil jeweils identisch folgendes ausgeführt: „Daher kann für diese 2 Szenarien von einer *durchschnittlichen* Lockwirkung und Wirksamkeit ausgegangen werden“. Zu Szenario 3 wird ausgesagt: „In Szenario 3 mit Umgehung des Verteilerwerks verfügt der Eingang im Unterwasser in der Nähe des Auslasses der Turbinen über eine *bessere* Lockwirkung. Jedoch ist der in den Pass eingespeiste Abfluss von 4 m³/s weniger günstig. Trotzdem kann man von *guter* Lockwirkung und Wirksamkeit ausgehen.“ TRAVADE (schriftl. Mittlg.) führt an, dass der Abfluss bei Szenario 3 mit 4,5 m³/s, d.h. 0,4% des Ausbauzuflusses, weit vom Mindestkriterium von 1% entfernt ist und die Empfehlung der STUCKY-Studie zu Szenario 2 beizubehalten ist. Unklar bleibt, warum die STUCKY-Studie in der Bewertung für Szenario 3 eine *bessere* Lockwirkung prognostiziert als für Szenario 1 und 2.

An den **beweglichen Wehren Straßburg** und **Gerstheim** wird jeweils ein Beckenpass Δh 20 cm empfohlen; der Lockstrom soll jeweils über ein Kleinkraftwerk (15 m³/s) erzeugt werden. Am beweglichen Wehr Rheinau schlägt die STUCKY-Studie einen Beckenpass Δh 20 cm ohne zusätzliches Kleinkraftwerk vor. Alle Empfehlungen entsprechen Szenario 2.

Anmerkung: Unklar ist, ob an den zusätzlichen Kleinkraftwerken eine Fischschutzanlage für den Abstieg vorgesehen ist und welche Schutzsysteme technisch zu realisieren wären.

In der Schlinge Gerstheim bestehen zwei, in der Schlinge Rheinau drei Schwellen, wobei jedoch die Schwelle im Oberwasser (Nr. 3) für die Erschließung des Elz-Dreisam-Systems keine Bedeutung hat und hier nicht berücksichtigt wird.

Schlinge Gerstheim: Schwelle Nr. 1 im Unterwasser (Fallhöhe 150 cm) soll gemäß Szenario 2 einen Beckenpass (7 Becken; Δh 20 cm) erhalten. Der Fischpass kann mit dreieckigen Zwischenwänden oder tiefen Schlitzten mit überströmten Zwischenwänden konzipiert werden (keine Kostendifferenz).

Anmerkung: Eine mit verhältnismäßig geringen Mehrkosten (0,81 bzw. 0,98 Mio. € statt 0,63 Mio. €) verknüpfte Variante (Szenario 3) wurde wegen der Mehrkosten verworfen. Die Studie bringt jedoch zum Ausdruck, dass das System wirksamer ist, wenn beide Ufer über einen Fischpass verfügen. Angesichts der relativ geringen Kosten und der Notwendigkeit, kumulative Effekte so weit wie möglich zu reduzieren, sollte erwogen werden, ob Szenario 2

mit zwei Fischpässen (linkes und rechtes Ufer) umgesetzt werden sollte (Gesamtkosten dann: 1,26 Mio. €).

Für die Schwelle Nr. 2 im Oberwasser (Fallhöhe 140 cm; 6 Becken, Δh 20 cm) gilt sinngemäß das Gleiche (Gesamtkosten 2 Schlitz-Beckenpässe: 1,06 Mio. €). Die Mehrkosten durch den zusätzlichen Fischpass würden sich damit für beide Querbauwerke der Schlinge Gerstheim auf insgesamt 1,17 Mio. € belaufen.

Schlinge Rheinau: Auch für die beiden Schwellen Rheinau (Fallhöhen: 200 und 230 cm) sollte jeweils das in der STUCKY-Studie entworfene Szenario 2 umgesetzt werden.

Anmerkung: Wie in der Schlinge Gerstheim könnten zwei Schlitzpässe pro Querbauwerk vorgesehen werden. Die Gesamtkosten belaufen sich dann auf 3,68 Mio. € (Mehrkosten: 2,64 Mio. €).

Tab. 19 fasst die STUCKY-Szenarien und die veranschlagten Kosten zusammen.

Tab. 19: Lösungsvorschläge nach STUCKY (2006) und Kostenkalkulation zur Wiederherstellung der Erreichbarkeit des Elz-Dreisam-Systems.

Standort	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Anmerkung
Kraftwerk Straßburg	Beckenpass Δh 30 cm 39 Becken Kosten: 10,9 Mio. €	Beckenpass Δh 20 cm 58 Becken Kosten: 12,1 Mio. €	Umlaufgewässer 80 Schwellen Kosten 16,2 Mio. €	
Straßburg bewegliches Wehr	-	Beckenpass Δh 20 cm 40 Becken + Klein-WKA Kosten: 4,5 Mio. €	Umlaufgewässer 50 Schwellen Kosten 6,7 Mio. €	Fischabstieg berücksichtigt?
Kraftwerk Gerstheim	Beckenpass Δh 30 cm 35 Becken Kosten: 12,6 Mio. €	Beckenpass Δh 20 cm 52 Becken Kosten: 13,7 Mio. €	Umlaufgewässer 72 Schwellen Kosten 16,5 Mio. €	
Gerstheim bewegliches Wehr	-	Beckenpass Δh 20 cm 45 Becken + Klein-WKA Kosten: 4,7 Mio. €	Umlaufgewässer 65 Schwellen Kosten 8,7 Mio. €	Fischabstieg berücksichtigt?
Gerstheim Schwelle 1 (Unterwasser)	-	1 Beckenpass Δh 20 cm 7 Becken Kosten: 0,63 Mio. €	1 Beckenpass Δh 15 cm 9 Becken Kosten: 0,98 Mio. € bzw. 0,81 Mio. €	mit 2 Schlitzpässen = 1,26 Mio. €
Gerstheim Schwelle 2 (Oberwasser)	-	1 Beckenpass 6 Becken Δh 20 cm Kosten: 0,54 Mio. € bzw. 0,53 Mio. €	1 Beckenpass 8 Becken Δh 15 cm Kosten: 0,88 Mio. € bzw. 0,73 Mio. €	mit 2 Schlitzpässen = 1,06 Mio. €
Rheinau Schwelle 1 (Unterwasser)	-	1 Beckenpass Δh 20 cm 9 Becken Kosten: 0,82 Mio. € bzw. 0,81 Mio. €	1 Beckenpass Δh 15 cm 12 Becken Kosten: 1,33 Mio. € bzw. 1,11 Mio. €	mit 2 Schlitzpässen = 1,64 Mio. €
Rheinau Schwelle 2 (Mitte)	-	1 Beckenpass Δh 20 cm 11 Becken Kosten: 1,02 Mio. €	1 Beckenpass Δh 15 cm 14 Becken Kosten: 1,56 Mio. € bzw. 1,31 Mio. €	mit 2 Schlitzpässen = 2,04 Mio. €
Gesamtkosten:		37,99 - 38,01 Mio €	52,06 – 52,85 Mio €	

Der Bau von Fischaufstiegseinrichtungen an den Staustufen Straßburg und Gerstheim (inkl. bewegliche Wehre) sowie an den Kulturschwellen in den Rheinschlingen Gerstheim und Rheinau bis 2015 würden es ermöglichen, das Elz-Dreisam-Gebiet mit 59 ha Laich- und Jungfischhabitaten wieder zu erschließen; dies entspricht nahezu 6 % der Gesamtflächen im Rheinsystem. Die Erreichbarkeit der Habitate oberhalb Elz-Dreisam mit einer Gesamtfläche von 192 ha = 19% der Gesamthabitatfläche im Rheinsystem wäre mit den Umgestaltungen der Staustufen Rheinau (inkl. oberste Schwelle Nr. 3 Schlinge Rheinau), und Marckolsheim sowie einer Überleitungslösung für Vogelgrün abzuschließen..

Insgesamt belaufen sich die Kosten auf rund 38 Mio. € (inkl. 16,6 Mio. € für die Lösungen Straßburg) (Szenarien 2, Bericht STUCKY-Studie).

Für die insgesamt 4 Schwellen in den beiden Schlingen Gerstheim und Rheinau (bis Mündung Leopoldkanal) sollten zur Optimierung der Auffindbarkeit grundsätzlich zwei Fischpässe (linkes und rechtes Ufer) vorgesehen werden; dies führt lediglich zu geringen Mehrkosten von insgesamt 3,01 Mio. € (im Mittel 0,75 Mio. € pro Querbauwerk).

Um den Fischauf- und -abstieg im Teilsystem Elz-Dreisam selbst zu gewährleisten, sind bis 2015 Maßnahmen in Höhe von 4,7 Mio. Euro vorgesehen.

Die Umgestaltungen sollten grundsätzlich an den Kraftwerken Straßburg bzw. Gerstheim *und* an den jeweiligen Staustufen parallel durchgeführt werden, da (auch in Abhängigkeit von der Abflusssituation) sowohl der Kraftwerksbereich als auch die Schlingen als Wanderkorridore für diadrome Arten in Frage kommen. Da die Schlinge Straßburg durchgängig ist und die Schwellen innerhalb der Schlinge Gerstheim für Lachse bedingt passierbar sind, muss bei höheren Abflüssen zudem davon ausgegangen werden, dass über die Schlingen aufsteigende Lachse bis zu den beweglichen Wehren am oberen Ende der Schlingen gelangen und dort intensiv (über einen längeren Zeitraum) nach einer Aufstiegsmöglichkeit suchen. Aufgrund der Länge der Schlingen (6-7 km) bedeutet dies, dass die Fische in eine besonders lange Sackgasse geleitet würden. Mit zunehmender Entfernung vom Kraftwerk nimmt jedoch die Auffindbarkeit einer FAA am Kraftwerk ab. Entsprechend sind negative Effekte (Belastung des Zeitbudgets, erhöhte Mortalität, Abbruch der Wanderung) für einen Teil der Aufwanderer mit Sicherheit anzunehmen. Wie in Tab. 18 (a-c) dargestellt, ist eine erfolgreiche Wiederansiedlung des Lachses im südlichen Oberrhein nur durchführbar, wenn die Passierbarkeit an jedem Standort sehr gut ist (max. 5% Verlust pro Standort). Eine zeitliche Staffelung (z.B. prioritäre Umrüstung Kraftwerke, Umrüstung in den Schlingen zu einem späteren Zeitpunkt, sofern Bedarf nachgewiesen ist) erscheint im Hinblick auf die örtlichen Gegebenheiten nicht zweckmäßig.

In die Kostenkalkulation sind ggf. Mehrkosten für Fischabstiegsanlagen an den zusätzlichen Kleinkraftwerken an den beweglichen Wehren Straßburg und Gerstheim aufzunehmen.

Literatur:

- 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, pp. 143-170.
- ATV-DVWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle -. ATV-DVWK Themen, Hennef, 256 p.
- BAFU (2008): Fischaufstieg am Hochrhein. Koordinierte Zählung 2005/06. - Umwelt-Wissen Nr. 8010. Bundesamt für Umwelt (BAFU); Bearbeitung: GUTHRUF J., Bern. 161 p.
- BARTL, G., PAREY, K. & TROSCHER, H.J. (1993): Die historische Entwicklung der Fischerei am Hoch- und Oberrhein in Baden-Württemberg – Materialsammlung, Band I. – Im Auftrag des Landes Baden-Württemberg und des Landesfischereiverbandes Baden-Württemberg e.V.
- BARTL, G. & TROSCHER, H.-J. (1995): Maifische im Rheinsystem – Historische und aktuelle Situation von *Alosa alosa* und *A. fallax* im Rheingebiet. – Studie des Büros f. Gewässerbiologie & Umweltplanung *Limnofisch*, Umkirch und Wittenborn, 56 p. + Annex.
- BLASEL, K. (2004): Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. – Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Sölden, 41 p.
- BLASEL, K. (2008): Wiederbesiedlungspotenzial für das Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) im Südlichen Oberrheingebiet (Regierungsbezirk Freiburg). – Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Sölden, 17 p.
- 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.
- BRAUCH, H.-J. (2007): Arzneimittelrückstände und andere Mikroverunreinigungen - Quellen, Eintragspfade und Vorkommen im Rhein: Prof. Dr. Heinz-Jürgen Brauch, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe (D); Vortrag Workshop IKSr 2007: www.iksr.org.
- BROBBEL, M.A., WILKIE, M.P., DAVIDSON, K., KIEFFER, J.D., BIELAK, A.T. & TUFTS, B.L. (1996): Physiological effects of catch and release angling in Atlantic salmon (*Salmo salar*) at different stages of freshwater migration. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 (1996), pp. 2036-2043.
- BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz. - Zeitschrift für Fischerei 24: pp. 217-398.
- BUWAL (2005): Rückkehr der Lachse in Wiese, Birs und Ergolz – Statusbericht 2004. - Mitteilungen zur Fischerei Nr. 79; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 47 p.
- BRUIJS, M.C.M (2007): Cost-effectiveness of fish protection systems at the hydropower stations Alphen and Linne in the river Meuse. - www.fiskeriverket.se/download/18.64db7e331133fb433ef8000262/SS_Bruijs2.pdf.
- CALDERWOOD, W. L. (1945): Passage of smolts through turbines: effect of high pressures. – Salmon Trout Mag. 115,2 1422 1.
- CLAIR, B., SCHAEFFER, F. & EDEL, G. (2005): Suivi de la reproduction des migrateurs amphihalins en Alsace – Lamproie marine (*Petromyzon marinus*) & Saumon atlantique (*Salmo salar*), Campagne 2004. - Association Saumon-Rhin, 22 pp.
- CONSUEGRA, S. & NIELSEN, E.E. (2007): Population size reductions. – in: VERSPOOR, E., STRADMEYER, L. & NIELSEN, J.L. (2007): The Atlantic salmon – Genetics, conservation and management. Blackwell Publishing, 2007; p 239-269.
- CROSS, T.F., MCGINNITY, P., COUGHLAN, J., DILLANE, E., FERGUSON, A., KOLJONEN, M.-L., MILNER, N., O'REILLY, P. & VASEMÄGI, A. (2007): Stocking and ranching. - In: Verspoor, E., Stradmeyer, L. &

- Nielsen, J.L.: The Atlantic salmon – Genetics, conservation and management, p. 325–356. Blackwell Publishing, 2007.
- DAVIES, J.K. (1988): A review of information relating to fish passage through turbines: implications to tidal power schemes. - J. Fish Biol. (1988) 33 (Supplement A), 11 1-126.
- DEMPSON, J.B., SCHWARZ, C.J., REDDIN, D.G., O'CONNELL, M.F., MULLINS, C.C. & BOURGEOIS, C.E. (2001): Estimation of marine exploitation rates on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks in Newfoundland, Canada. - ICES Journal of Marine Science 58: 331-341.
- DIRKSMEYER, J. (2008): Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. – Bibliothek Natur & Wissenschaft Bd. 18, Solingen, 227 pp.
- GROOT, S.J. de (1989): Literature survey into the possibility of restocking the river Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (*Salmo salar*). - RIVO report: MO 88-205/89.2, IJmuiden, The Netherlands, 56 pp.
- HASSINGER, R. (2007): Steigerung der Energieumwandlung in Schlitzpässen mit Borstenelementen. – Bericht über Laborversuche im Maßstab 1 : 1; im Auftrag der SW-Umwelttechnik, Klagensfurt; Universität Kassel, 11 pp. + Annex
- HÖFER, R. & RIEDMÜLLER, U. (1996): Fischschäden bei Salmoniden durch Turbinen von Wasserkraftanlagen. - Gutachten, Kirchzarten; 86 P.
- HOLZNER, M. (1999): Untersuchung zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main / Unterfranken. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 1, 224 pp.
- HUTCHINGS, J.A. & JONES, M.E.B. (1998): Life history variation and growth rate thresholds for maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(S1), p. 22–47
- IBBOTSON, A. T., BEAUMONT, W. R. C., PINDER, A., WELTON, S., LADLE, M. (2006): Diel migration patterns of Atlantic salmon smolts with particular reference to the absence of crepuscular migration. *Ecology of Freshwater Fish*, 15; p. 544-551
- IKSR (2004): Rhein & Lachs 2020 - Programm für Wanderfische im Rheinsystem. – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (ed.), Koblenz, 31 p.
- IKSR (2007): Lachs 2020 – Aktualisierung des Programmes zum Schutz und zur Wiederansiedlung von Wanderfischen. – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (ed.), Karte Stand 2007.
- INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. - Dissertation, Hundt Druck, Köln, 157 pp.
- INGENDAHL, D. (2007): Downstream migration of Atlantic salmon smolts in the Rhine delta: results of a transponder study 2006/2007. – Vortrag
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2005a): Handbuch Querbauwerke. - Ministerium f. Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW [Hrsg.]; Düsseldorf, 212 pp.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2005b): Studie zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Sieg. – Abschlussbericht; im Auftrag der Landesanstalt f. Ökologie, Bodenordnung u. Forsten (LÖBF) NRW; Aachen 2005, 231 pp.
- JANSEN, H.M., WINTER, H.V., TULP, I.Y.M., BULT, T.P., HAL, R. VAN, BOSVELD, J. & VONK, R. (2008): Bijvangst van salmoniden en overige trekvissen vanuit een populatieperspectief. - IJmuiden : IMARES, 2008 (Rapport / IMARES C039/08), 120 p.
- 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.

- 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
- KIECKBUSCH, J. & KNIEF, W. (2007): Brutbestandsentwicklung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Deutschland und Europa. BfN Skripte (Kormoranfachtagung Stralsund) (104), pp. 28-47.
- KNUDSEN, F.R., ENGER, P.S. & SAND, O. (1993): Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*.- J. Fish Biol. 45, pp. 227-233.
- LARINIER, M. & DARTIGUELONGUE, J. (1989): La Circulation des Poissons Migrateurs: Le Transit a Travers les Turbines des Installations Hydroelectriques. - Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture; 312 – 313; p. 1-90
- LARINIER, M. & TRAVADE, F. (2002a): Design of fishways for shad. – In: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring" Bull. Fr. Pêche Piscic. (2002) 364 suppl., p. 135-146.
- LARINIER, M. & TRAVADE, F. (2002b): Downstream Migration: Problems and facilities. – In: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring" Bull. Fr. Pêche Piscic. (2002) 364 suppl., p. 181-207.
- LARINIER, M. & TRAVADE, F. (2008): Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit in Höhe des Kraftwerks Vogelgrün im Rhein. – Gutachten, Bericht GHAPPE EX08.02 & EDF R&D CR-P76/08/020, 7 pp.
- LAUTERBORN, R. (2009): 50 Jahre Rheinforschung. – RegioWasser e.V. [Hrsg.], Lavori Verlag Freiburg, 815 pp.
- LUWG (2008): Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz. – LUWG-Bericht 2/2008; Landesamt f. Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Mainz; 132 p. + Annex.
- MUNLV (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlichökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW; Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW [Hrsg.], Düsseldorf, 168 pp.
- NEMITZ, A. & MOLLS, F. (1999): Anleitung zur Kartierung von Fießstrecken im Hinblick auf ihre Eignung als Besatzorte für 0+-Lachse (*Salmo salar* L.). – LÖBF, Beiträge aus den Fischereidezernaten, Heft 4, S. 50.
- NIEPAGENKEMPER, O. & MEYER, E. (2003): Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. - Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.); Münster, 87 pp.
- Peñailillo, R., Icke, J. & Jeucken, A. (2008): Effects of the meteorological conditions and cooling water discharges on the water temperature of Rhine River. – 12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008); 8 pp.
- ROCHE, P. (1991): Le saumon du Rhin: Habitats et stocks potentiels en partie française. – Metz, CSP, 36 pp.
- SAUMON-RHIN (2005): Suivi par radiopistage de truites de mer sur le Haut Rhin dans la région de Bâle (CH) - Campagne 2005/2005. – Rapport final, Avril 2005.
- SAUMON-RHIN (2008a): Repeuplement et suivi annuel des juvéniles de saumon atlantique en Alsace – Resultats 2006. – Association Saumon-Rhin & Office National de l'Eau et des Mieux Aquatiques; 22 pp. + Annexes
- SAUMON-RHIN (2008b): Carte schématique des difficultés de franchissement pour les salmonidés migrateurs sur le Rhin et le cours principal de l'ill - Etat d'avancement au 15 Avril 2008. - Document de travail Association Saumon-Rhin (ASR)

- 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. (2001): Restocking the Rhine - which non-native salmon stocks could be the better source? Biological considerations and first experiences. - in: El Salmón, Joya de Nuestros Rios. - GARCIA DE LEANIZ, C; SERDIO, A. & CONSUEGRA, S. (eds.); Gobierno de Cantabria, Santander, p. 125-134.
- SCHNEIDER, J. (2002): Zur ursprünglichen Laichzeit des Sieglachses und Stammauswahl bei der Wiedereinbürgerung. - Fischer & Teichwirt 8/2002, p. 304-307.
- SCHNEIDER, J. (2005): Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz; BFS, Frankfurt a. M., 52 pp.
- SCHNEIDER, J. (2007a): Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen Kyll, Prüm und Elzbach sowie Monitoring der spontanen Wiederbesiedlung der Nette - Lachs 2020 in Rheinland-Pfalz. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Obere Fischereibehörde; BFS, Frankfurt a. M., 34 pp.
- SCHNEIDER, J. (2007b): Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). - Projektphase IV, 2. Zwischenbericht. Im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz; BFS, Frankfurt a. M., 66 pp.
- SCHNEIDER, J. (2008): Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen Kyll, Prüm und Elzbach sowie Monitoring der spontanen Wiederbesiedlung der Nette - Lachs 2020 in Rheinland-Pfalz – Endbericht 2007. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Obere Fischereibehörde; BFS, Frankfurt a. M., 67 pp.
- SCHNEIDER, J. JÖRGENSEN, L. MOLLS, F. NEMITZ, A. KÖHLER, C. & BLASEL, K. (2004): Notwendigkeit und konzeptionelle Ausrichtung eines effektiven Monitorings bei der Lachswiederansiedlung im Rhein - das Monitoring-Einheiten-Konzept. - Fischer & Teichwirt, 2/2004.
- SCHNEIDER, M. & JORDE, K. (2004): Mindestwasseruntersuchungen im Restrhein auf der Basis von ökohydraulischen Simulationen. – Teilbericht einer Umweltverträglichkeitsstudie für die Neukonzessionierung des Kraftwerkes Kembs der Electricité de France; Studie im Auftrag der EdF; Stuttgart, 75 p.
- SCHULTZ, S. (2006): Le retour du saumon dans les cours d'eau alsaciens. Approche coût / efficacité des travaux nécessaires. – Mémoire de fin d'études, Enesad, 44 pp. + Annex Le retour du saumon dans les cours d'eau alsaciens.
- SEILER, H. (1999): Zur Geschichte der Lachsfischerei im Bezirk Trier insbesondere zu deren Niedergang und Ende. – Bezirksregierung Trier (Hrsg.), 30 pp.
- SKALSKI, J.R., MATHUR, D. & HEISEY, P.G. (2002): Effects of Turbine Operating Efficiency on Smolt Passage Survival. - North Am. J. Fisheries Manage. 22 (4) (2002), pp. 1193–1200.
- STUCKY (2005): Machbarkeitsstudie für die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit des Oberrheins für die Fischfauna – Phase 2, Lösungsvorschläge. – Pläne; im Auftrag der IKSR
- STUCKY (2006): Machbarkeitsstudie für die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit des Oberrheins für die Fischfauna – Phase 2, Lösungsvorschläge. – Bericht im Auftrag der IKSR, 109 pp
- TAYLOR, R.E. & KYNARD, B. (1985): Mortality of juvenile american shad and blueback herring passed through a low-head Kaplan hydroelectric turbine. - Transactions of the American Fisheries Society; 114; 3; p. 430 – 435
- TRAVADE, F. & LARINIER, M. (2002): Fish locks and fish lifts. – In: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring" Bull. Fr. Pêche Piscic. (2002) 364 suppl., pp. 102-118.

TRAVADE, F. & LARINIER, M. (2006): French experience in downstream migration devices. – In: Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. – Int. DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, pp. 91-99.

TREFETHEN, P.S. (1968): Fish - Passage Research, Review of Progress, 1961 – 1966. - Washington D.C.; United States Department of the Interior, no. 254.; 25 pp.

ANHANG

ANHANG I.

Empfehlungen der IKSR an die Rheinanliegerstaaten zur Reduzierung der Beifänge und unzulässigen Fänge von Lachsen, Meer- und Seeforellen (im Folgenden Salmoniden genannt) (Stand: Juli 2009)

1. Ergänzende und verbesserte Untersuchungen

Durch zusätzliche Untersuchungen mit anderen Methoden und -geräten im Bereich der Berufsfischerei kann ein besserer Einblick in die tatsächlichen Ursachen für den Salmonidenschwund gewonnen und die Mortalität reduziert werden.

2. Adäquate Vorschriften

- a. Für Salmoniden sind die Fang- und Verkaufsvorschriften und die Zurücksetzungsverpflichtungen solide im Gesetz verankert.
- b. Die Sanktionen beim Überschreiten der Verbote (z. B. in Form von Geldbußen) sollen dem (wirtschaftlichen) Vorteil entsprechen, der mit dem Fang und Verkauf von Salmoniden verbunden ist und hinreichend "abschreckend" sein. Bei Berufsfischern können Verletzungen der Vorschriften mit einer Nichtverlängerung oder sogar mit dem Einzug der Genehmigung gekoppelt werden.
- c. Die Verbote sollen praktisch umsetzbar sein (vgl. Beispiel unter Punkt 4 c).

3. Information

- a. Aktive Information bestimmter Zielgruppen
 - Sportfischer (Angler und Freizeitfischer)
 - Berufsfischer
 - Polizei und Fischereiaufseher
 - Mitarbeiter von Fischversteigerungen und Fischhändler

In der Information wird erläutert,

- warum es so wichtig ist, dass keine Salmoniden entnommen werden;
 - wie der unbeabsichtigte Schaden an Salmoniden, der sich aus der Fischerei auf andere Arten ergibt, gemindert werden kann;
 - welche Verbote für die Entnahme und den Verkauf von Salmoniden gelten. Dabei sind auch Geldstrafen und eventuelle andere Strafen zu nennen.
- b. Information der Öffentlichkeit (auch über die Presse) über die Rückkehr der Lachse und Meerforellen in Rhein und Maas, über die damit erzielten Erfolge und warum es für den Aufbau der Population so wichtig ist, dass so wenige Salmoniden wie möglich entnommen werden. Ausnahmen kann es nur zur Stützung der Programme zur Wiederansiedlung des Lachses und der Seeforellen geben (z.B. Entnahme von Elterntieren für die Zucht).

4. Gute Durchgängigkeit der Bauwerke und anderer Hindernisse

- a. Eine gute Durchgängigkeit der Bauwerke nach dem neusten Stand der Technik führt nicht nur dazu, dass mehr Salmoniden (und andere Fische) stromaufwärts ziehen und sich reproduzieren können. Sie reduziert außerdem die Aufenthaltszeit von Salmoniden vor Stauwerken und ihr konzentriertes Vorkommen überall dort, wo der

Weg stromaufwärts schwer zu finden ist – eine Situation, in der die Salmoniden besonders verwundbar sind (Raubfische, Fischerei).

- b. Es ist zu empfehlen, bei der Verbesserung der Durchgängigkeit optimale Synergie mit Maßnahmen anzustreben, die sich aus der Aalverordnung ergeben.
- c. Die Einrichtung einer fischereifreien Zone, d.h. ein vollständiges Fischereiverbot, im Umkreis von 300 m von kleineren und 500 m von größeren Wehren, Schleusen, Fischpassagen und natürlichen Schwellen (stromaufwärts und stromabwärts) wird empfohlen, da sich viele Salmoniden auf der Wanderung dort ansammeln können. Ein vollständiges Fischereiverbot ist in diesen Bereichen um Bauwerke wesentlich einfacher umzusetzen, als das spezifische Verbot, bestimmte Salmonidenarten zu fangen und nicht zurückzusetzen.

5. Umsetzung

- a. Nach Angaben der Rheinanliegerstaaten wurden bisher nur einzelne illegale Lachs-, Meer- oder Seeforellenfänge registriert. Verschiedentlich liegen jedoch – in Studien sowie über persönliche Mitteilungen von Anglern und Fischereiexperten – Hinweise auf wiederholte illegale Entnahmen in verschiedenen Rheinabschnitten vor. Das Entnahme- und Verkaufsverbot von Lachsen, Meer- und Seeforellen und die Rücksetzverpflichtung sollen demnach konsequent umgesetzt werden, damit die Verbote in der Praxis wirksam sind. Bei sehr geringer Wahrscheinlichkeit, gefasst zu werden, sind die Verbote – insbesondere, wenn Menschen ein (wirtschaftliches) Interesse am Salmonidenfang haben – wenig effektiv.
- b. Die Ordnungs- und Kontrollbehörden sollten ortskundige „Lachsranger“ (Lachswarte, Fischereiaufseher) beauftragen, in einzelnen Schongebieten oder an bekannten „Hotspots“ des illegalen Fangs mit Hilfe der Angler vor Ort Informationen über Ort, Tageszeit und genaue Umstände der illegalen Beifänge zu sammeln. Eine enge Zusammenarbeit mit der Wasserschutzpolizei ist dabei anzustreben.
- c. Es wird auch empfohlen, die Zusammenarbeit mit den Verwaltern der Stauwerke zu suchen, um ein Fangverbot in fangfreien Bereichen um die Bauwerke umzusetzen. An vielen Bauwerken gibt es für Bedienung und Verwaltung ein geschlossenes Videosystem mit Kameraüberwachung. Dieses System kann in begrenztem Umfang unter Beachtung der datenschutzrechtlichen Bestimmungen auch für die Umsetzung des Fangverbots eingesetzt werden.
- d. Die Lebensmittelkontrollbehörden werden gebeten, in Handel und Gastronomie angebotene Lachse auf ihre Herkunft zu prüfen.

6. Internationale Berichterstattung

Auf Expertenebene der IKSR soll künftig einmal jährlich über die Umsetzung dieser Empfehlungen in den Staaten des Rheineinzugsgebietes und deren Wirksamkeit in der Praxis ein Informationsaustausch erfolgen. Der PLEN-CC 2012 ist ein entsprechender Bericht vorzulegen.

ANHANG II.

Gesprächsprotokoll „Beifänge und Illegale Fischerei“ vom 14.11.2007

Dr. JÖRG SCHNEIDER, BFS:

Gesprächspartner: GUIDO HAUBRICH aus Bendorf/Rhein

Herr Haubrich gibt an, ein ausgewiesener Kenner der Rheinstrecke Linz bis Lahnmündung zu sein. Er angelt seit seiner Kindheit im Rhein und diversen Zuflüssen (u. a. Saynbach, Nette)

Herr Haubrich hat in 2008 einen Lachs (18.11.2008; Rogner 85 cm, abgelaicht) gefangen und den Fang einer Meerforelle (24.9.2008; Rogner, ca. 75 cm) bezeugt (Fotobeleg). Beide Fänge gelangen im Rhein bei St. Sebastian. In den letzten 10 Jahren hat er selbst ca. 10 Lachse und 20 Meerforellen gefangen und zurückgesetzt (Beifang bei Raubfischangeln mit typischen Raubfischködern).

Herr Haubrich hat Kenntnis von 8 weiteren Großsalmoniden, die im Jahr 2008 zwischen Linz und der Lahnmündung gefangen wurden; er schätzt, dass jeder zweite Großsalmonide entnommen wurde. Er schätzt, dass am Rhein „pro erfahrenem Raubfischangler und Jahr“ rund 2 bis 3 Großsalmoniden als Beifang angelandet werden. Er glaubt, dass ein hoher Anteil der Fische nicht zurückgesetzt wird. Ihm sind Fälle bekannt, wo nachts von unbeleuchteten (Schnell)Booten an von Großsalmoniden frequentierten Lokalisationen zwischen Koblenz und Andernach intensiv geangelt wird. Anrufe bei der Wasserschutzpolizei hätten keinen Erfolg erbracht. In den ausgewiesenen Fischschongebieten (in Rheinland-Pfalz u. a. die Mündungsbereiche von Saynbach, Nette, Ahr) wird seit in Kraft treten der Verbote vorwiegend nach Einbruch der Dunkelheit, insbesondere um Mitternacht, offenbar gezielt auf Salmoniden geangelt.

In einigen Rheinabschnitten (u. a. Vallendarer Stromarm) könne man bei günstigen Bedingungen Großsalmoniden „buckeln“ sehen (Erläuterung: Buckeln und Springen ist ein insbesondere beim Lachs bekanntes Verhalten, wobei beim Buckeln der Rücken deutlich über die Wasseroberfläche hinausragt).

Hohe Wahrscheinlichkeiten für Großsalmonidenfänge bestünden an Strömungskanten, Rinnen, an Bühnenköpfen und in Bühnenfeldern sowie in den Hafengebieten.

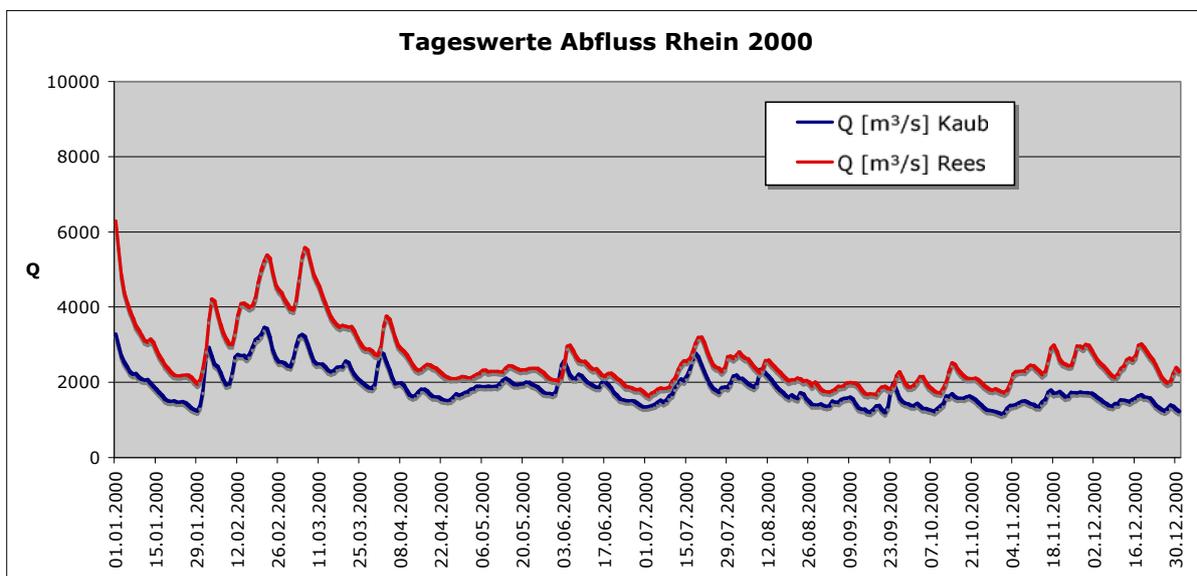
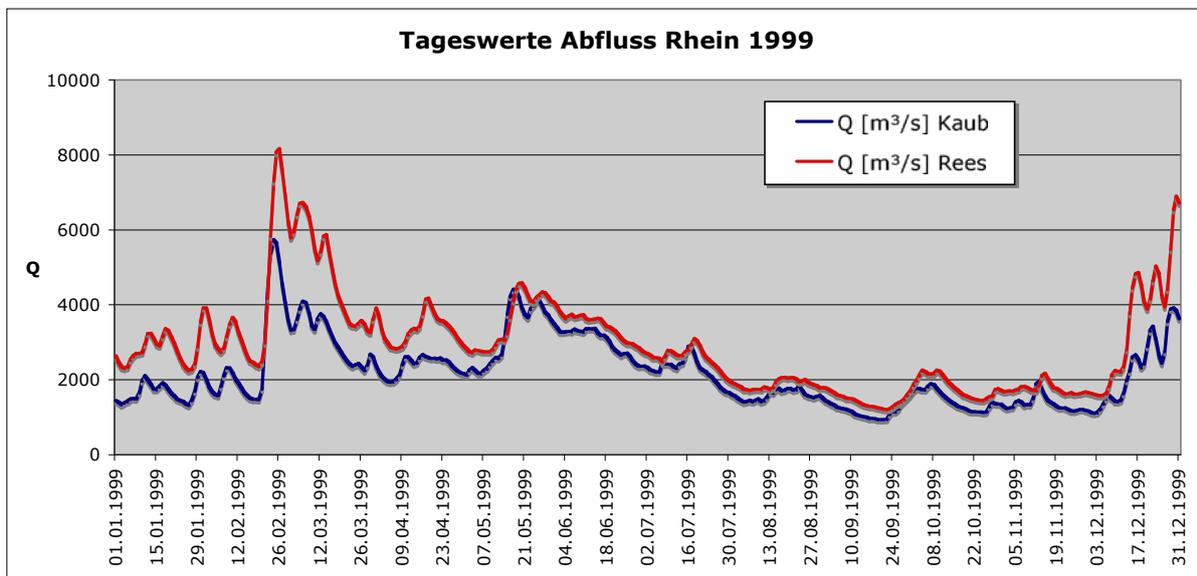
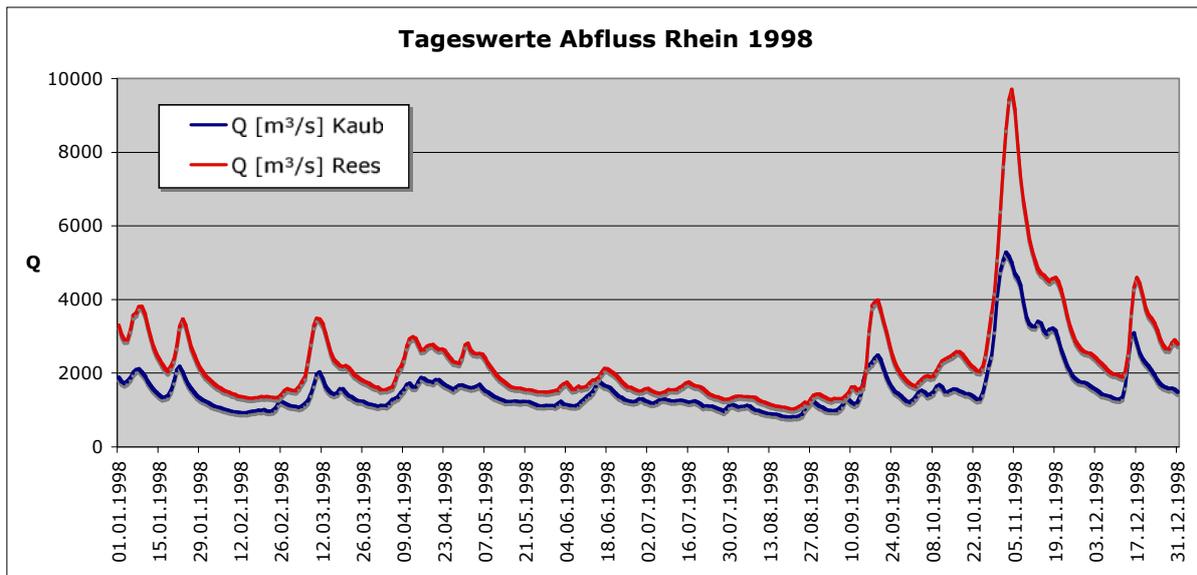
Als „bekannte“ Fangplätze mit besonders hohem Großsalmonidenaufkommen nennt Herr Haubrich folgende Bereiche:

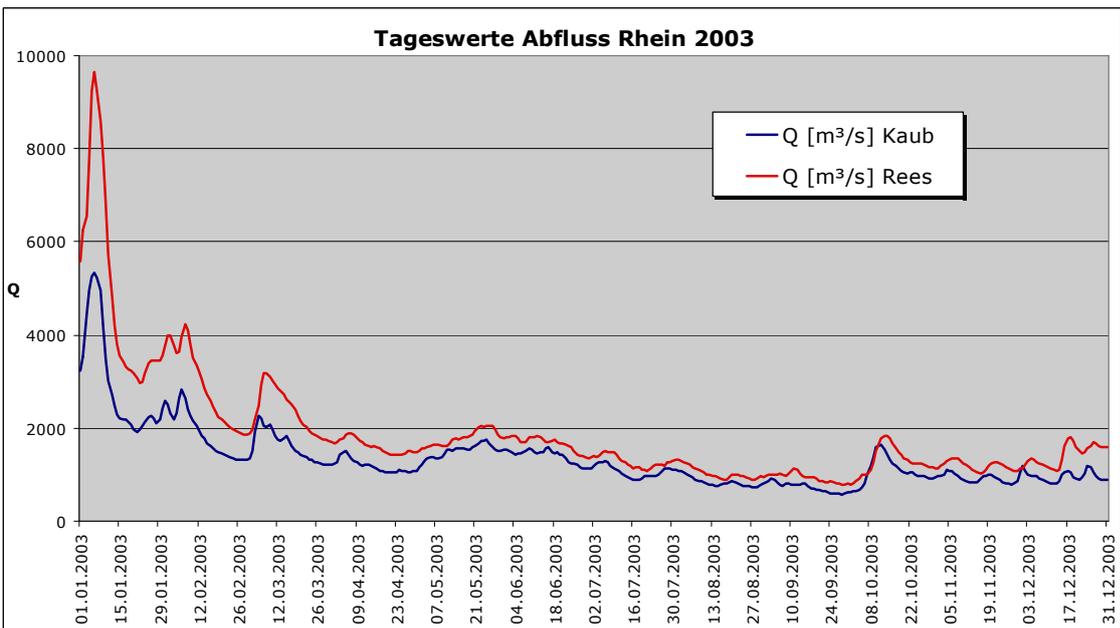
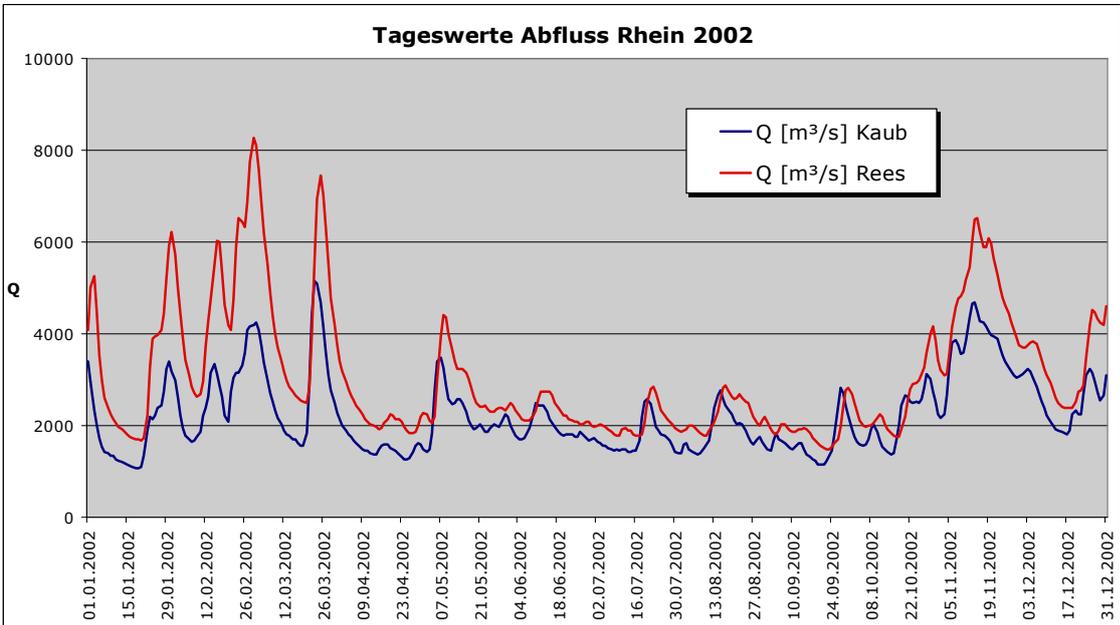
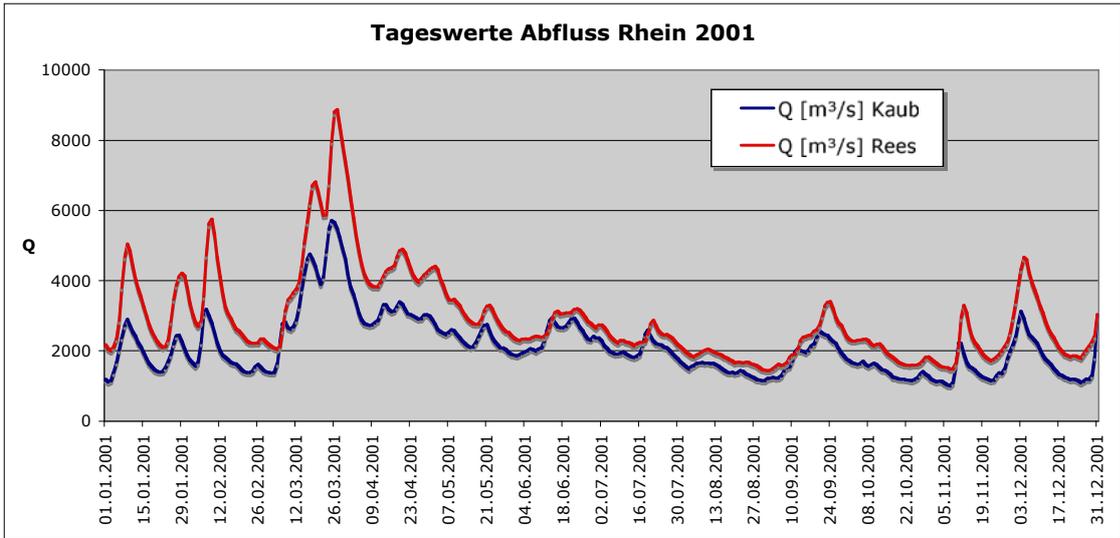
- Lahnmündung
- Vallendarer Stromarm
- Vallendarer Anlieger
- Bereich Hafen Bendorf (nahe Saynbachmündung)
- Insel Urmitzer Werth (NSG)
- Namedy
- Insel Hammersteiner Werth
- Hafen Andernach
- Hafen Brohl, unterhalb

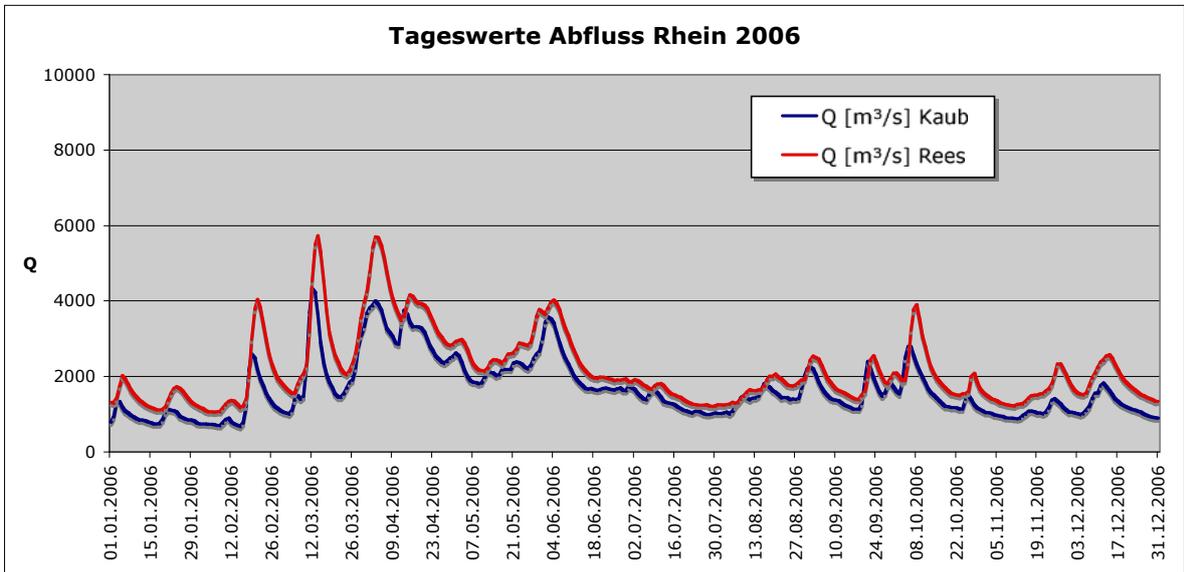
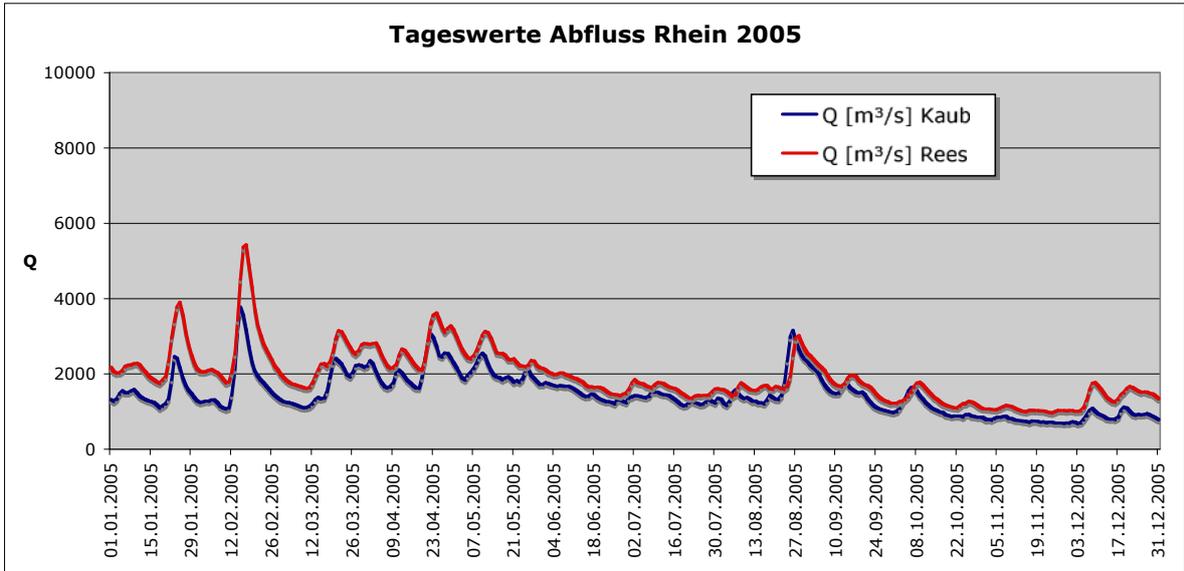
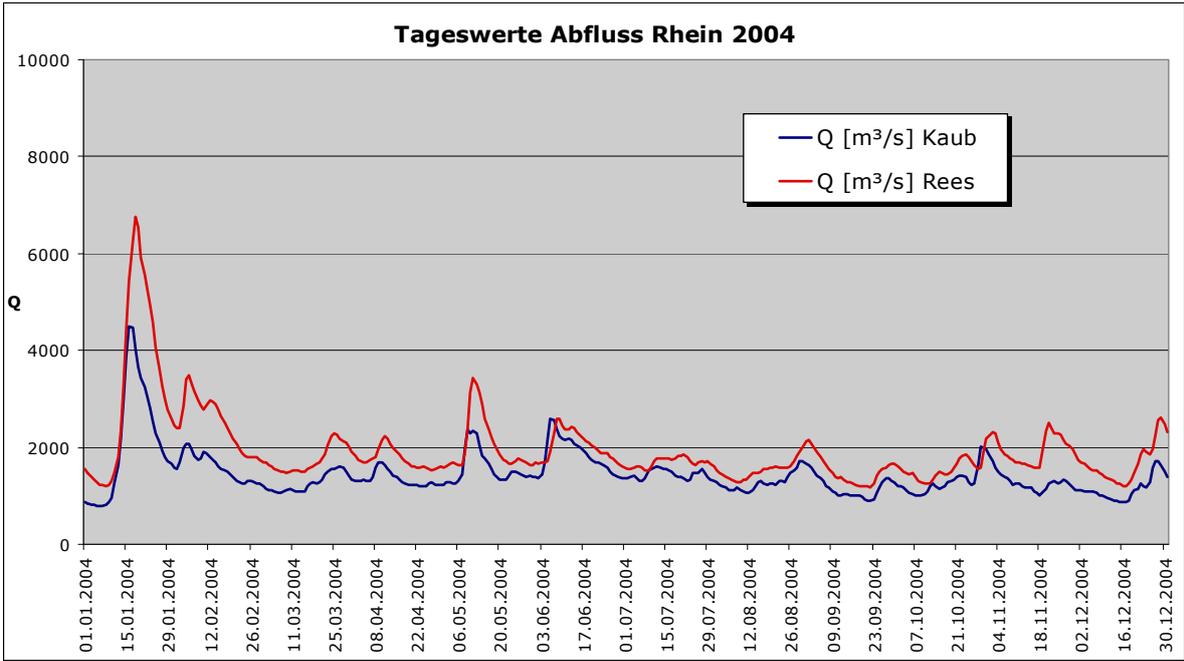
Laichgruben:

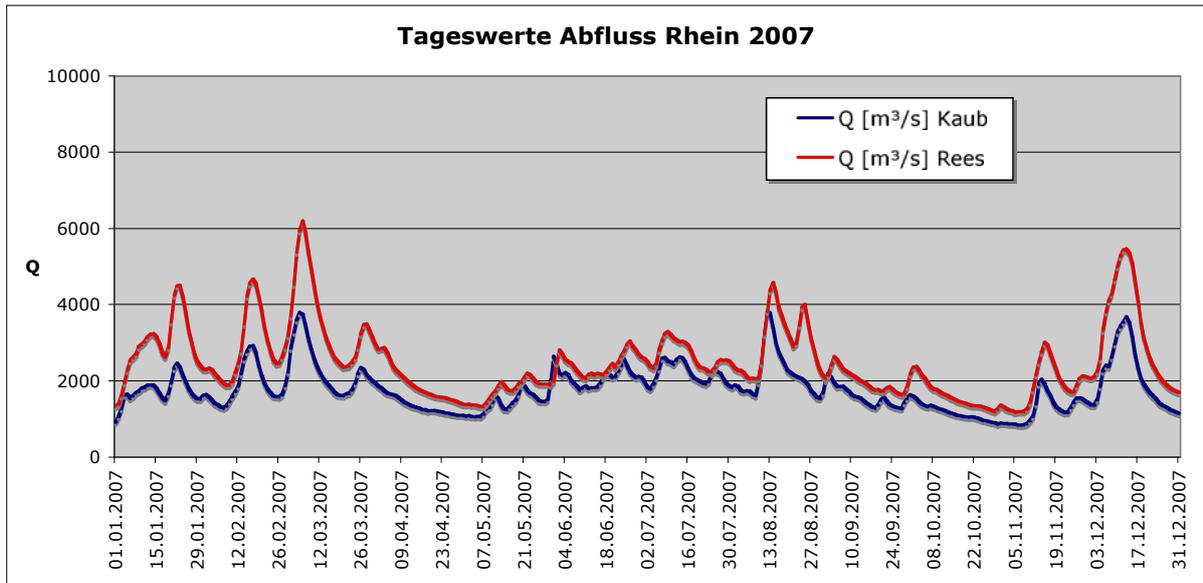
Herr Haubrich hat wiederholt im Herbst große Laichgruben im Rhein gesichtet, insbesondere im Vallendarer Stromarm (Kiesbank unterhalb, auch buckelnde Großsalmoniden) und Urmitzer Werth (Kiesbank unterhalb).

Herr Haubrich vertritt die Auffassung, dass ein effektiverer Schutz der Großsalmoniden nur durch intensivere Kontrollen möglich ist. Schongebiete würden oft ignoriert und stünden weiter unter Druck, besonders durch nächtliches Angeln. Er schlägt die Einrichtung eines „Lachsrangers“ vor, der mit den Anglern Kontakt hält (Einbindung Angler, Informationsbeschaffung) und häufig Kontrollen - u. a. vom Boot aus - durchführt (Abschreckungseffekt).









Mittelwerte der Abflüsse im Rhein (m^3/s) an den Pegeln Kaub und Rees im Migrationsfenster der Lachssmolts (April, Mai, Juni)

Kaub	April	Mai	Juni	Rees	April	Mai	Juni
1998	1584	1316	1353	1998	2391	1871	1736
1999	2357	3244	3028	1999	3334	3570	3425
2000	1836	1884	1873	2000	2584	2273	2247
2001	3081	2356	2416	2001	4424	3180	2733
2002	1545	2243	1943	2002	2244	2824	2296
2003	1185	1503	1402	2003	1608	1783	1673
2004	1343	1580	1842	2004	1763	2043	2032
2005	2135	1996	1469	2005	2702	2522	1739
2006	3139	2220	2124	2006	3987	2697	2564
2007	1355	1464	2084	2007	1918	1756	2457

Kontrollstationen Oberrhein:

Ergebnis der Fischzählung am Fischpass Iffezheim in den Jahren 2000 - 2008

Ergebnis der Fischzählung am Fischpass Gamsheim in den Jahren 2006 – 2008

Ergebnis der Fischzählung am Fischpass Iffezheim in den Jahren 2000 - 2008

	2000 13.06 - 31.12.	2001 1.1. - 31.12.	2002 4.3. - 31.12.	2003 1.1. - 31.12.	2004 1.1. - 31.12.	2005 1.1. - 31.12.	2006 1.1. - 31.12.	2007 1.1. - 31.12.	2008 1.1. - 31.12.	Gesamt
LANGDISTANZWANDERER										
Lachs	75	61	103	90	72	49	47	62	86	645
Meerforelle	383	226	309	88	92	59	53	115	101	1.426
Maifisch	2	4	3	3	9	7	2	2	2	34
Aal **	230	339	255	433	238	1.431	276	1.418	12.886	17.506
Flussneunauge					1					1
Meerneunauge		205	57	80	137	103	192	208	145	1.127
KURZ- UND MITTELDISTANZWANDERER										
Äsche		3	1	1	2					7
Bachforelle	12	41	28	28	9	24	18	20	13	193
Bachsaibling		4		1						5
Barbe	3.586	6.593	4.088	9.727	7.480	7.231	7.341	4.633	2.064	52.743
Barsch	13	2		6	4	17	6	6	3	57
Brachse	1.123	2.341	2.778	5.867	12.144	4.122	4.889	6.212	2.941	42.417
Brachse klein *			39	44	240	145	176	78	30	752
Coregone										0
Döbel	36	245	187	156	220	198	162	281	145	1.630
Graskarpfen			1	3	2	3	5		1	15
Groppe		6	2					1		9
Gründling		5	1		1	3	6	2		18
Güster	2	81	23	29	32	13		2		182
Hasel	29	7	4	48	47			3	3	141
Hecht			1		1					2
Karusche	1			2	1	1			2	7
Karpfen		4	3	3	15	3	7	10	4	49
Kaulbarsch		1	2							3
Nase	558	2.592	2.135	2.081	2.685	1.461	1.220	4.964	720	18.416
Quappe			1							1
Rapfen	386	1.228	2.646	2.634	2.807	1.871	2.548	5.639	2.122	21.881
Regenbogenforelle	4	9		5	2	3	2	4	2	31
Rotauge	169	246	199	997	586	333	254	262	84	3.130
Rotfeder				6	2		5		2	15
Salmenartige klein *		30	21	22				2		75
Schleie		3	6	1	4	3	7	5	9	38
Ukelei **	152	59	38	68	117	16	178	37	726	1.391
Wels		1	7	7	32	27	22	24	16	136
Zährte	1	1		2		2				6
Zander	10	1	5	4		3	5		2	30
Zobel	34	41	201	126	302	142	59	41	123	1.069
Gesamt	6.806	14.379	13.144	22.562	27.284	17.270	17.480	24.031	22.232	165.188

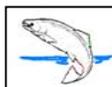
*: Mit der Videobeobachtung können Brachsenartige kleiner etwa 30 cm und Salmenartige kleiner 25 cm nicht eindeutig nach Arten differenziert werden.

** : Bei Aal und Ukelei werden die Aufstiege über die Videobeobachtung in Iffezheim nicht vollständig erfasst. Direktbeobachtungen haben gezeigt, dass die wahren Aufstiegszahlen beim Aal um ein Vielfaches höher liegen.

Ergebnis der Fischzählung am Fischpass Gamsheim in den Jahren 2006 - 2008

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006 12.4. - 31.12.	2007 1.1. - 31.12.	2008 1.1. - 31.12.	Gesamt
LANGDISTANZWANDERER										
Lachs							18	27	70	115
Meerforelle							31	89	78	198
Maifisch							6	6		12
Aal							27.930	14.135	22.893	64.958
Flussneunauge										0
Meerneunauge							31	110	47	188
KURZ- UND MITTELDISTANZWANDERER										
Äsche										0
Bachforelle							23	39	44	106
Bachsaibling										0
Barbe							8.606	6.839	3.870	19.315
Barsch							29	68	38	135
Brachse							20.075	14.367	6.438	40.880
Brachse klein *							527	211	585	1.323
Coregone									1	1
Döbel							188	208	75	471
Graskarpfen							7	6	2	15
Groppe										0
Gründling									13	13
Güster									1	1
Hasel										0
Hecht								2	1	3
Karausche								2	5	7
Karpfen							22	16	20	58
Kaulbarsch										0
Nase							2.501	9.210	1.875	13.586
Quappe										0
Rapfen							1.908	5.283	1.751	8.942
Regenbogenforelle										0
Rotauge							428	431	202	1.061
Rotfeder										0
Salmenartige klein *								8		8
Schleie							28	34	11	73
Ukelei							2.134	3.786	368	6.288
Wels							54	32	20	106
Zährte										0
Zander										0
Zobel										0
Gesamt							64.546	54.909	38.408	157.863

* : Mit der Videobeobachtung können Brachsenartige kleiner etwa 30 cm und Salmenartige kleiner 25 cm nicht eindeutig nach Arten differenziert werden.



Nachweise adulter Lachse im Rheinsystem seit 1990

(IKSR-Rückkehrerstatistik)

Schweiz/Frankr/D		F + CH	Baden-Württ.				Hessen und Rheinland-Pfalz							Nordrhein-Westfalen					Niederlande			Rhein			
Jahr	Gamb.	Iffezh.	Rhein/III	Murg	Kinzig	Rench	Alb	Übrige	Wisper	Nette	Lahn	Saynb	Mosel	Ahr	Sieg	Rhein	Sieg	Wupper	Ruhr	Lippe	Waal	Lek	Ijssel	Gesamt	
1990																	1							1	
1991																	2							2	
1992																	10							10	
1993																2	16							18	
1994													0				9					16	7	x	32
1995		9											1			1	6					7	4	x	28
1996		23										4	0			1	15					2	15	x	60
1997		5									1	8	3				13					5	8	2	45
1998		7									0	1	4	0	2		42	7		1	2	3	0	69	
1999		3									8	21	7	12	7		53	15		1	12	85	0	224	
2000		75				1					5	35	14	2	8		335	21		1	28	194	3	722	
2001		59	2								4	12	4	10	0		84	12			23	110	1	321	
2002		94				1					3	20	11	8	9		213	17	3		28	72	3	485	
2003		90		1				2	1		15	23	3	2	7		160	20	1	2	44	50	3	424	
2004		72			1						2	8	17	4	11	3		93	37			33	28	4	313
2005		49									2	5	1	5	9		195	39			38	12	6	361	
2006	18	47		2	1	1					4	5	13	4	0	11	1	287	43			28	18	4	487
2007	27	62		3				1	4	1	12	26	2	1	24		463	69			79	27	4	805	
2008	70	86	1				2	2	1	1	3	19	10	3	9	4	339	32	1		43	33	4	663	
Gesamt	115	681	3	6	2	3	2	5	13	6	64	204	68	54	89	9	2336	312	5	5	388	666	34	5070	

als adulte Lachse gelten Fische (Erstfänge) ab 50 cm

Angaben nach Daten von den örtlichen Arbeitsgruppen.

*Am Rhein bei Iffezheim seit 2000 Fischaufstiegsanlage mit Kontroll- und Fangstation, seit 2000 dortige Fänge

** Wert korr. nach neuen Zahlen v. 12.01.2004

Die genannten Nebenflüsse des Rheins schließen das gesamte jeweilige Subsystem ein (z.B. Wupper m. Dhünn).

In NRW: Nachweise durch Reusen und Elektrofänge, im Siegsystem ab 2000 Erfassung vor allem durch Kontrollstation (KS) am untersten Siegwehr.

Nach bisherigen Erkenntnissen erfasst die KS-Siegwehr-Buisdorf 50-70 % der dort aufsteigenden Lachse.

Saynbach: (2003) zus. 14 Sichtbeobachtungen; (2008) zusätzlich 2 Sichtbeobachtungen

HE/RLP: Übrige umfasst Meldungen aus dem Rhein und weiteren Nebenflüssen (Bsp. Wieslauter in 2003)

Sieg (Rheinland-Pfalz (2003 + 2004): zusätzlich 1 bzw. 2 Sichtbeobachtungen

Lahn 2008: zusätzlich 5 Sichtbeobachtungen

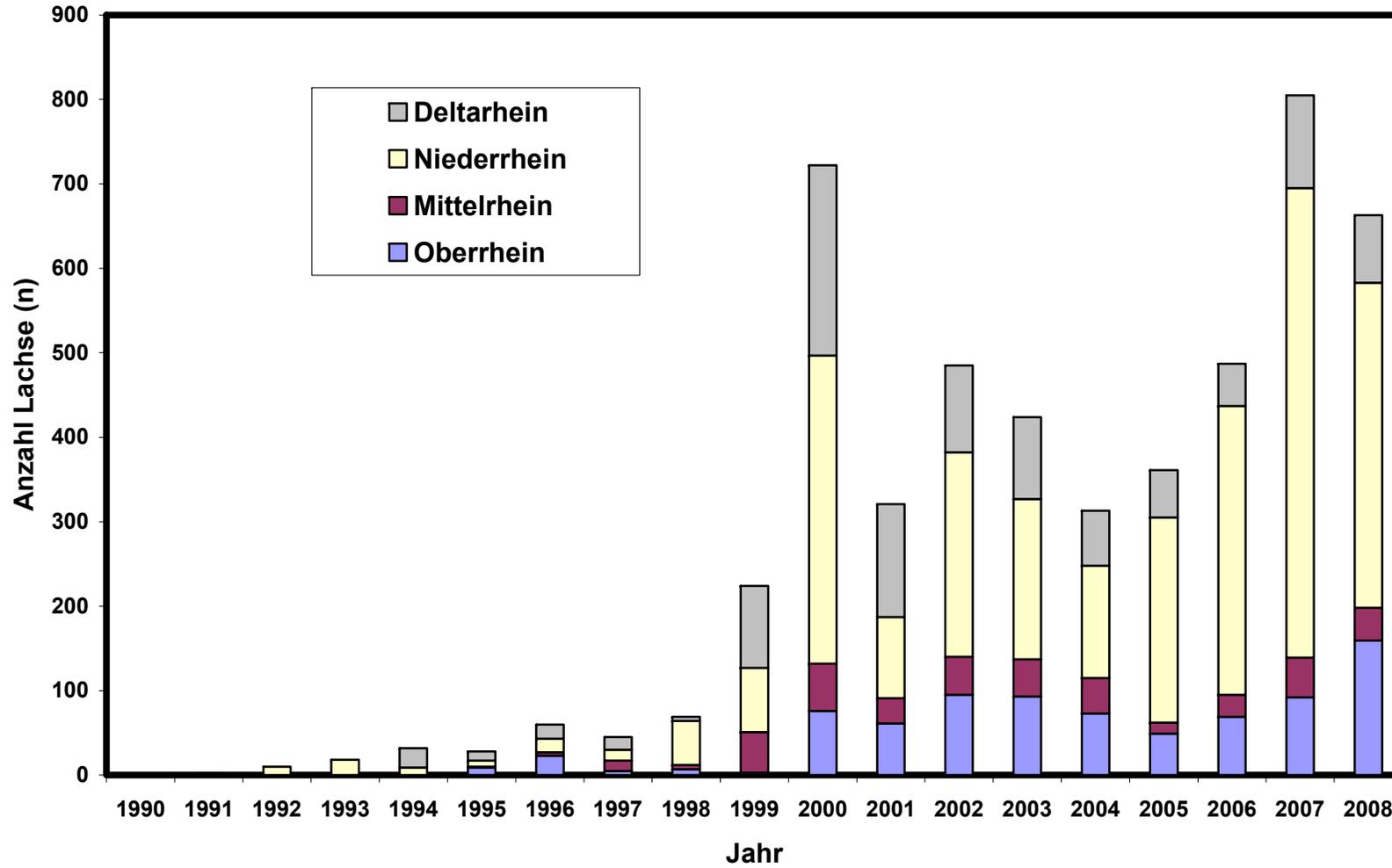
An Murg, Rench, Kinzig in Baden-Württemberg sind zur Zeit nur Zufallsnachweise möglich.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Bearbeiter: Dr. D. Ingendahl

Stand: 06.02.2009

5.070 nachgewiesene Lachse im Rhein seit 1990

(Zusammenstellung D. Ingendahl, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW)

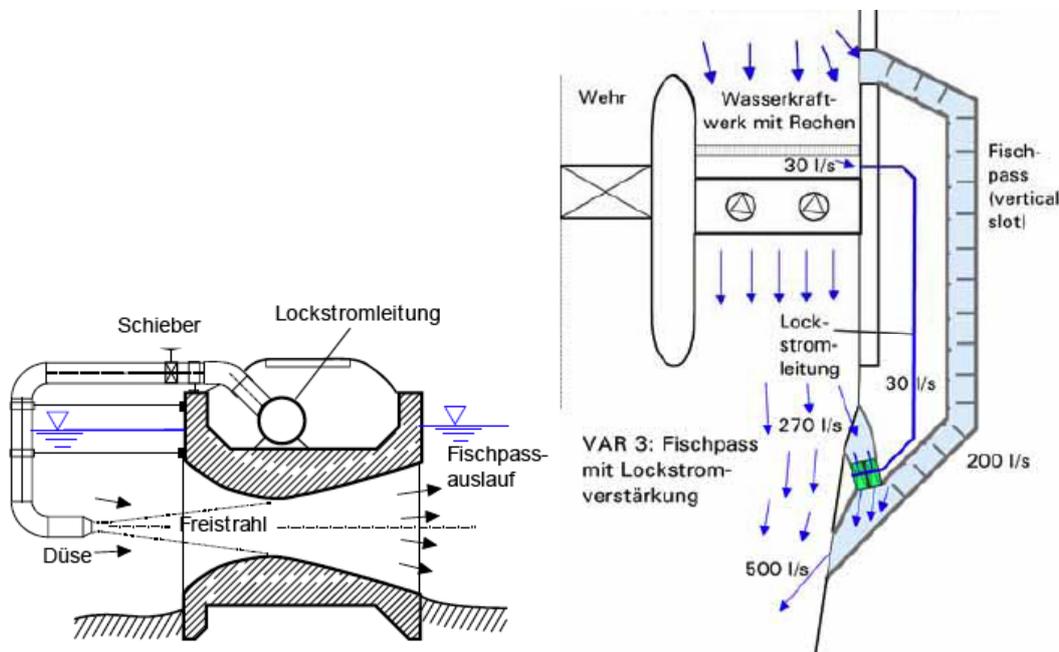


Forschungsergebnisse der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau, Universität Kassel

I. Energieeffiziente, Wasser sparende Verstärkung der Leitströmung an Fischaufstiegsanlagen

Zur wirtschaftlichen Optimierung der Lockstromwirkung liegt von HASSINGER (www.uni-kassel.de/fb14/vpuw/Download/Lockstrompumpe_de.pdf) ein neuer Lösungsansatz vor, dessen Wirksamkeit in einem Pilotprojekt am Drau-Kraftwerk Villach getestet wird und offenbar auch an den Oberrheinkraftwerken umsetzbar ist (nach HASSINGER, schriftl. Mittlg., bestehen hinsichtlich der Einsetzbarkeit der Technik an Großwasserkraftanlagen und Wehren keine Einschränkungen hinsichtlich Fallhöhe und Gewässerdimension und kein Bedarf einer externen Energieversorgung). Das Funktionsprinzip wird wie folgt beschrieben:

„Die Grundidee der hier vorzustellenden Lockstromverstärkung besteht darin, die hydraulische Leistung des Lockstroms dazu zu nutzen, den Durchfluss im Auslauf der Anlage, und nur dort, auf den benötigten Wert anzuheben. Damit stellt sich die Aufgabe, mit einem kleinen, aber energiereichen Teilstrom aus dem Oberwasser einen großen Wasserstrom in Bewegung zu setzen, der aus dem Unterwasser genommen und nur auf mäßige, ökologisch notwendige Geschwindigkeiten gebracht wird. Das hydraulische Grundprinzip ist [...] die Impulsübertragung an einem Freistrah, womit man von einer Wasserstrahl-Wasserpumpe sprechen kann. Diese Lockstrompumpe besteht aus einer Lockstromleitung mit Düse, wobei die Düse axial vor dem eigentlichen Pumpenbauwerk angeordnet ist, welches wiederum die Form einer Venturi-Düse hat. Der Strahl tritt aus der Düse aus und reißt das umgebende Wasser mit, wodurch er langsamer wird. Der Strahl mitsamt dem mitgerissenen Wasser durchströmt die Engstelle des Venturi-Durchlasses und wird dann durch die allmähliche Aufweitung auf kurzer Strecke auf verträgliche Geschwindigkeiten verzögert.“ [...] „Die Wirtschaftlichkeit dieses Konzeptes ergibt sich aus geringeren Kosten für den Fischaufstieg selber, wesentlich kleinerer Lockstromleitung, vermiedener Energieumwandlung für den Zusatzstrom sowie aus der permanenten Wasserersparnis, da der Großteil des Lockstroms (75%) nicht aus dem Oberwasser, sondern aus dem Unterwasser entnommen wird.“



Wirkungsprinzip der Lockstrompumpe nach HASSINGER

(aus HASSINGER: www.uni-kassel.de/fb14/vpuw/Download/Lockstrompumpe_de.pdf)

II. Steigerung der Energieumwandlung in Schlitzpässen mit Borstenelementen, Bericht über Laborversuche im Maßstab 1 : 1 (HASSINGER 2007)

Auszüge

Die im Schlitzpassbecken eingebauten Borsten verteilen sich auf 4 +1 Borstenelemente. Die Anordnung der Borsten beruht auf folgenden Überlegungen:

Ein großes Element (Nr. 1) wird dem Strahl in den Weg gestellt und bricht diesen. Das größere Element hat die Form einer Bucht, die den ankommenden Strahl aufnimmt, den größten Teil der Energie entzieht und das Wasser dann annähernd radial nach 3 Seiten mit geringer Geschwindigkeit ausströmen lässt. Dieses Element wird in die Strahlachse gesetzt. Der Abstand zum Schlitz beträgt ca. 80 cm. Der Tendenz, dass glatte Wände Strahlen relativ schwach gebremst weiterführen und dabei zum Antrieb großer Walzen im Becken beitragen, wird entgegengewirkt, indem an die Wände kleine dreieckförmige Elemente angeordnet werden (Nr. 2 – 4). Die randlichen Elemente sitzen mittig an den Wänden. Sie unterbrechen die Wandstrahlen, die Strömungsenergie weitertransportieren könnten. Ein weiteres kleines Element mit kurzen Borsten (Nr. 0) wurde oberstromseitig direkt vor den Schlitz gesetzt und hat die Aufgabe, die Geschwindigkeiten im unteren Teil des Schlitzes zu verringern. Dieses Borstenelement trägt allerdings nur minimal zur Energieumwandlung bei. Es verringert jedoch die Geschwindigkeiten und den Durchfluss und erleichtert den Aufstieg von bodenorientierten kleinen Fischen.

Die Untersuchungen mit Borstenelementen in einem Schlitzpassbecken mit realistischer Größe haben gezeigt, dass das Vermögen, Strömungsenergie effektiv umzuwandeln, auch unter diesen Bedingungen wirksam wird. Mit dem Einsatz der Borsten gelingt es, das Geschwindigkeitsniveau auf etwa 2/3 des Ursprungsniveaus zu drücken. Die Borsten übernehmen etwa die Hälfte der Energieumwandlung.

Zur Beurteilung der hydraulischen Qualität der Borsten wurde ein neuer Parameter verwendet, nämlich diejenige Strömungsgeschwindigkeit, die von den Fischen die mittlere Schwimmleistung abfordert. Für diesen Parameter wurde die Verteilung über den Raum der Beurteilung [...] zugrunde gelegt. Der Vergleich der Kurven zeigt, dass Fische mit kleinen und mittleren Schwimmleistungen im Fischpass mit Borsten erheblich mehr Volumen vorfinden als ohne Borsten.

Die Borsten als Energieabsorber stellen eine kostengünstige und jederzeit in Altanlagen nachrüstbare Möglichkeit dar, die hydraulischen Verhältnisse in Fischpassbecken zu verbessern. Dabei kann bei genügender Anzahl von Borstenelementen davon ausgegangen werden, dass etwa die Hälfte der Energieumwandlung in den Borstenelementen stattfindet. Auf das Restvolumen entfällt nur noch die halbe spezifische Leistung. Dadurch ist ein gewisses Einsparpotenzial beim Beckenvolumen gegeben. Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass die lichten Räume für Großfische (Lachs, Huchen) noch ausreichend sind.

Generell können in Zukunft die Borsten mit entsprechenden Lücken so gestaltet werden, dass kleinere Fische auch Deckung und Rückzugsräume vorfinden. Überdies ist zu erwarten, dass sich in den Borstenelementen Makroinvertebraten ansiedeln, die ein Nahrungsangebot darstellen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass sich aufgrund des Angebots an Strukturen und Nahrung und wegen des reduzierten Geschwindigkeitsniveaus diverse Fischarten dauerhaft in den Fischpassbecken aufhalten werden.

Kassel, den 25.05.2007 Aufgestellt: R. Hassinger

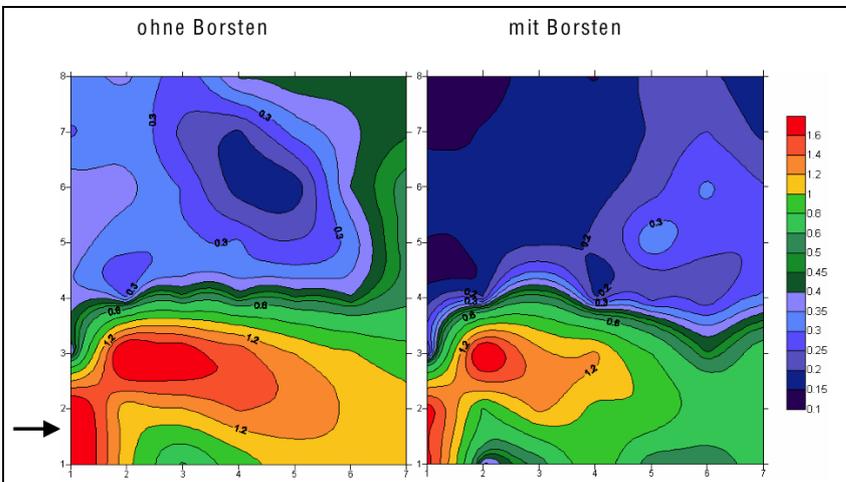
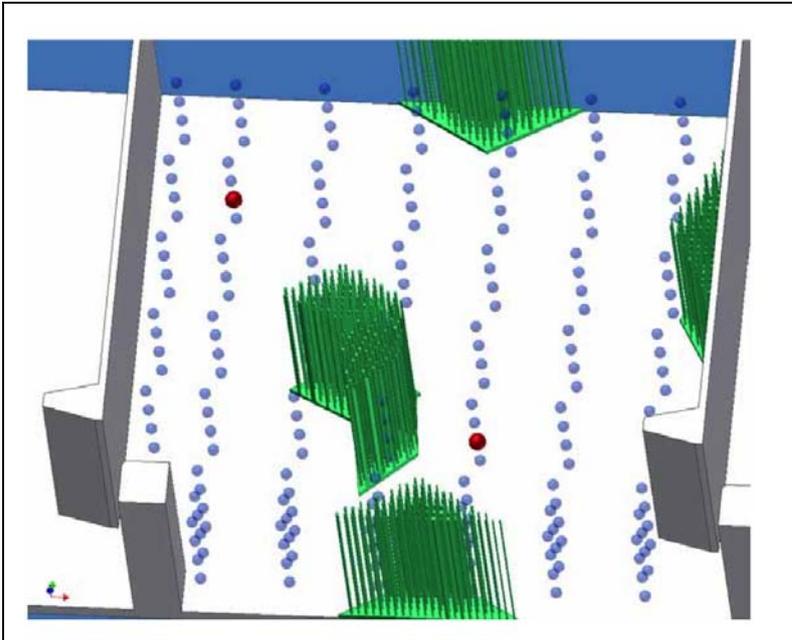


Bild 9: Geschwindigkeitsverteilung in der Ebene 2 (Zahlen-Angaben in m/s)

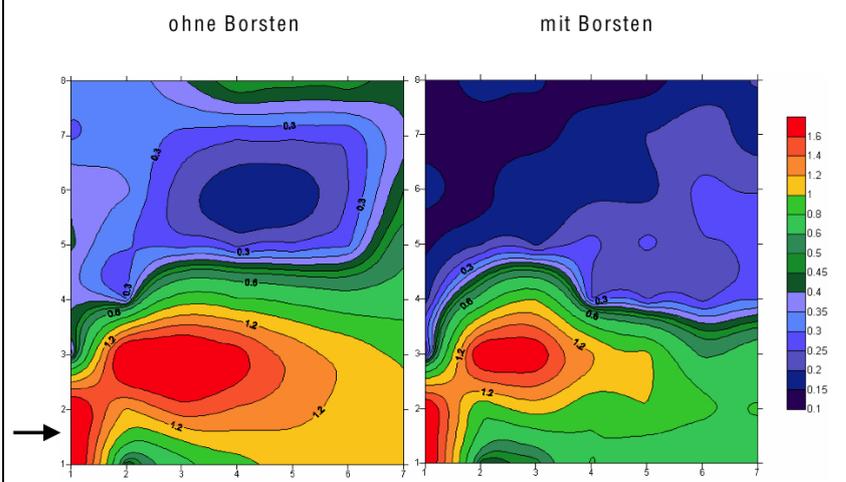


Bild 10: Geschwindigkeitsverteilung in der Ebene 3 (Zahlen-Angaben in m/s)

Anbindung des Elz-Dreisam-Systems an den Oberrhein

- Antwortschreiben des Regierungspräsidiums Freiburg, Abteilung Umwelt, vom 16.4.2009, auf die Anfrage der französischen Delegation: *Conférence interministérielle de Bonn, étude BFS et ac-cès à Elz-Dreisam: réflexions EdF UP Est 16 mars 2009*
- 4 Karten
- 1 Tabelle (Excel-Datei)



Baden-Württemberg
REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG
ABTEILUNG UMWELT

Regierungspräsidium Freiburg, Abteilung 5 · 79083 Freiburg i. Br.

IKSR
z.Hd. Frau Dr. A. Schulte-Wülwer-Leidig

Koblenz

Freiburg i. Br. 16.04.2009
Name Dr. Ulrike Pfarr
Durchwahl 0761 208-2311
Aktenzeichen 53.3 8903.02-1
(Bitte bei Antwort angeben)

per Mail

 Anfrage der frz. Delegation: Conférence interministérielle de Bonn, étude BFS et accès à Elz-Dreisam: réflexions EdF UP Est 16 mars 2009

Anlagen :
Karten (PDF)
Tabelle (Excel-Datei)

Sehr geehrte Frau Dr. Schulte-Wülwer-Leidig,

wie anlässlich der letzten AG-B-Sitzung vereinbart, übermittle ich Ihnen anbei die Stellungnahme zum o.g. EdF-Papier. Zur eindeutigen Identifizierung wurden die angefragten Verbindungen zum Rhein durchnummeriert (s. PDF) und in ebenfalls beigefügter Tabelle entsprechend aufgeführt.

Anbindung des Elz-Dreisam-Systems an den Oberrhein

Mit dem Bau des Leopoldskanals entstand im 19. Jahrhundert eine zweite Anbindung des Elz-Dreisam-Systems an den Oberrhein. Der ursprüngliche Gewässerlauf, die sogenannte Alte Elz, erhält seither einen Mittleren Abfluss (MQ) von 7 m³/s, während der Leopoldskanal einen Mittleren Abfluss von 14,6 m³/s aufweist. Im Zuge der Bau-maßnahmen zum Kraftwerk Gerstheim wurde die natürliche Mündung der alten Elz verschlossen. Seither wird das Wasser der Alten Elz in das mehrfach verzweigte System von Mühlbach und Ottenheimer Altrhein weitergeleitet.

Durch den Verschluss der ursprünglichen Mündung der Alten Elz wurde die Bedeutung des Leopoldskanals als Aufstiegsroute in das Elz-Dreisam-System zusätzlich gesteigert. Hinzu kommt, dass im Mühlbach und in der Alten Elz insgesamt acht Wasserkraftanlagen installiert sind, die Aufstiegshindernisse bilden, während im Leopoldskanal nur ein Querbauwerk vorhanden ist, das in den nächsten Jahren umgestaltet wird und bereits heute schon von Großsalmoniden überwunden werden kann.

Seit seiner Fertigstellung war der Leopoldskanal ein fischökologisch und fischereilich hoch bedeutendes Gewässer. Er war bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts der wichtigste Wanderweg der in das Elz-Dreisam-System aufsteigenden Lachse. Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts wanderten dort auch Maifische zum Laichen ein. Nach einem vorliegenden Bericht des damaligen Staatlichen Fischereiaufsehers wurde sogar der Leopoldskanal bis 1950 von Lachsen als Laichgebiet genutzt.

Auch heute hat dieses Gewässer einen weitaus höheren fischökologischen Stellenwert, als sein Ausbauzustand erwarten lässt. Bei neueren Kontrollbefischungen wurde ein Spektrum von 21 Arten nachgewiesen, das auch anspruchsvolle Arten, wie die Äsche und das Bachneunauge, umfasst. Nach einem aktuellen Gutachten zum Wiederbesiedlungspotenzial des Meerneunauges im südlichen Oberrheingebiet ist im Leopoldskanal eine Fläche von 3 ha als Aufwuchshabitat für diese anadrome Art geeignet.

Der heutige Einstau der Mündung durch eine Kulturschwelle in der Rheinschlinge Rhinau mindert zwar die Leitströmung für aufsteigende Fische, hat aber für in das Elz-Dreisam-System zurückkehrende Lachse keine entscheidende Bedeutung, da diese Art ihre Heimatgewässer auch aufgrund der im Wasser vorhandenen spezifischen Inhaltsstoffe erkennt (andernfalls würden generell Rheinzuflüsse, deren Mündung eine ungünstige Leitströmung aufweist, nicht gefunden).

Zusammenfassend ist der Leopoldskanal nicht nur in der Vergangenheit, sondern auch heute als der weitaus wichtigste Wanderweg in das Elz-Dreisam-System zu bewerten. Seine Erreichbarkeit ist daher für den Erfolg der Lachswiederansiedlung in diesem Gebiet unverzichtbar. Der für die Erschließung des Leopoldskanals erforderliche Bau von Fischpässen an den Rheinstaufstufen Straßburg und Gerstheim ist gleichzeitig eine notwendige Voraussetzung für die Erreichbarkeit der oberhalb liegenden Rheinabschnitte und der dort mündenden Programmgewässer.

In den vergangenen Jahren wurden im Lachswiederansiedlungsgebiet des Elz-Dreisam-Systems insgesamt 16 Fischpässe gebaut. Seitens der baden-württembergischen Landesverwaltung wird die Herstellung der Durchgängigkeit dieser Programmgewässer mit höchster Priorität betrieben. Die Einstufung in die „mittlere Priorität“ erfolgte durch den Gutachter der von der IKSR beauftragten Wanderfischstudie („SALM-Bericht“).

Umsetzung der WRRL im Einzugsgebiet Elz/Dreisam

Der am 22.12.2008 veröffentlichte Entwurf des Maßnahmenprogramms für den baden-württembergischen Teil des Bearbeitungsgebiets Oberrhein sieht im Teilbearbeitungsgebiet Elz-Dreisam „Programmstrecken“ zur Verbesserung der hydro-morphologischen Verhältnisse vor. Diese Strecken beinhalten Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit, Sicherstellung von gewässerökologisch verträglichen Mindestabflüssen sowie Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und der Habitateigenschaften. Die Gesamtinvestitionskosten werden auf ca. 25,8 Mio € geschätzt.

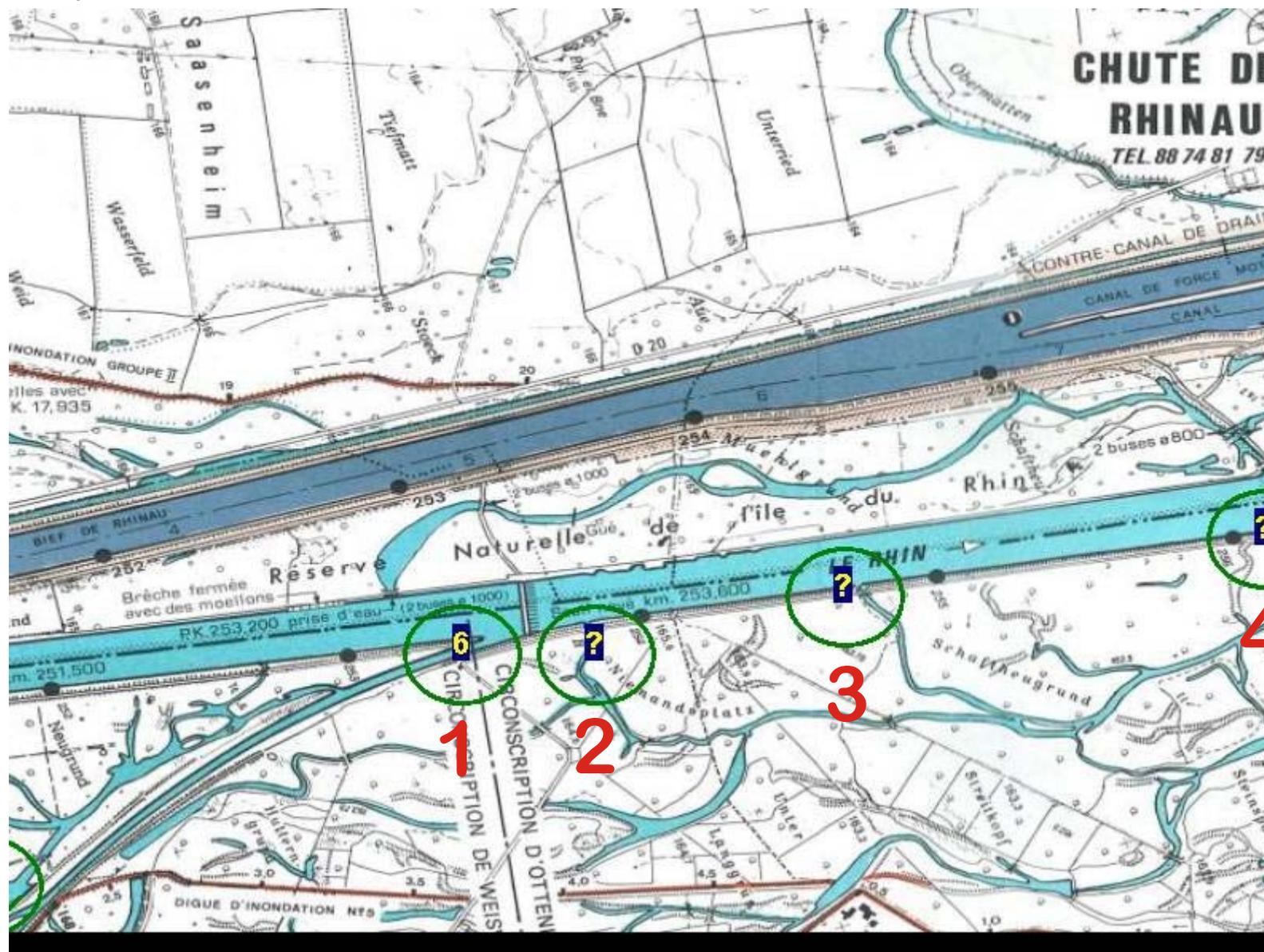
Da die Erreichbarkeit des Elz-Dreisam-Systems vom Rhein aus noch nicht gewährleistet ist, wurde 2021 als Jahr der Zielerreichung prognostiziert.

Mit freundlichen Grüßen

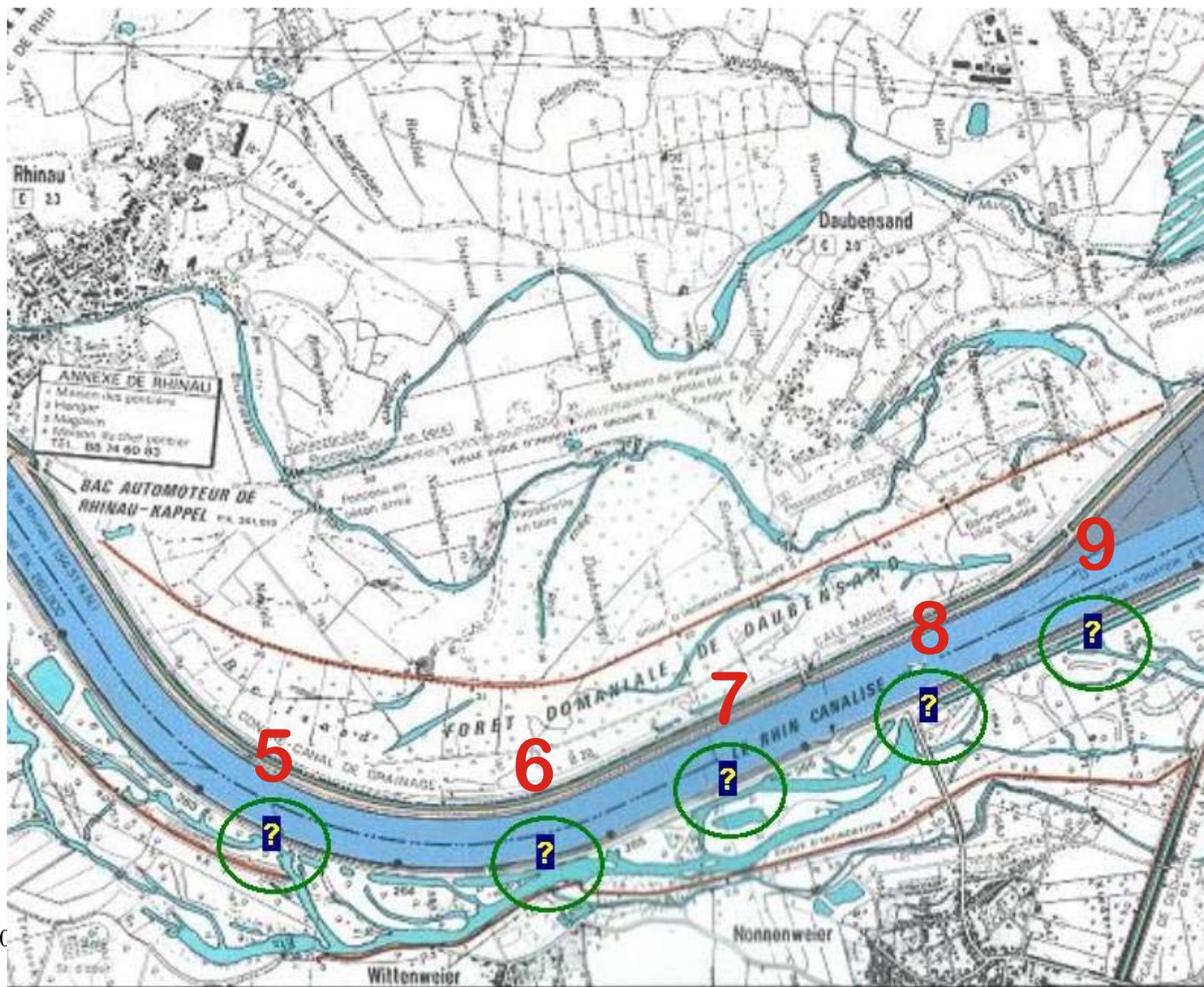


Dr. Ulrike Pfarr

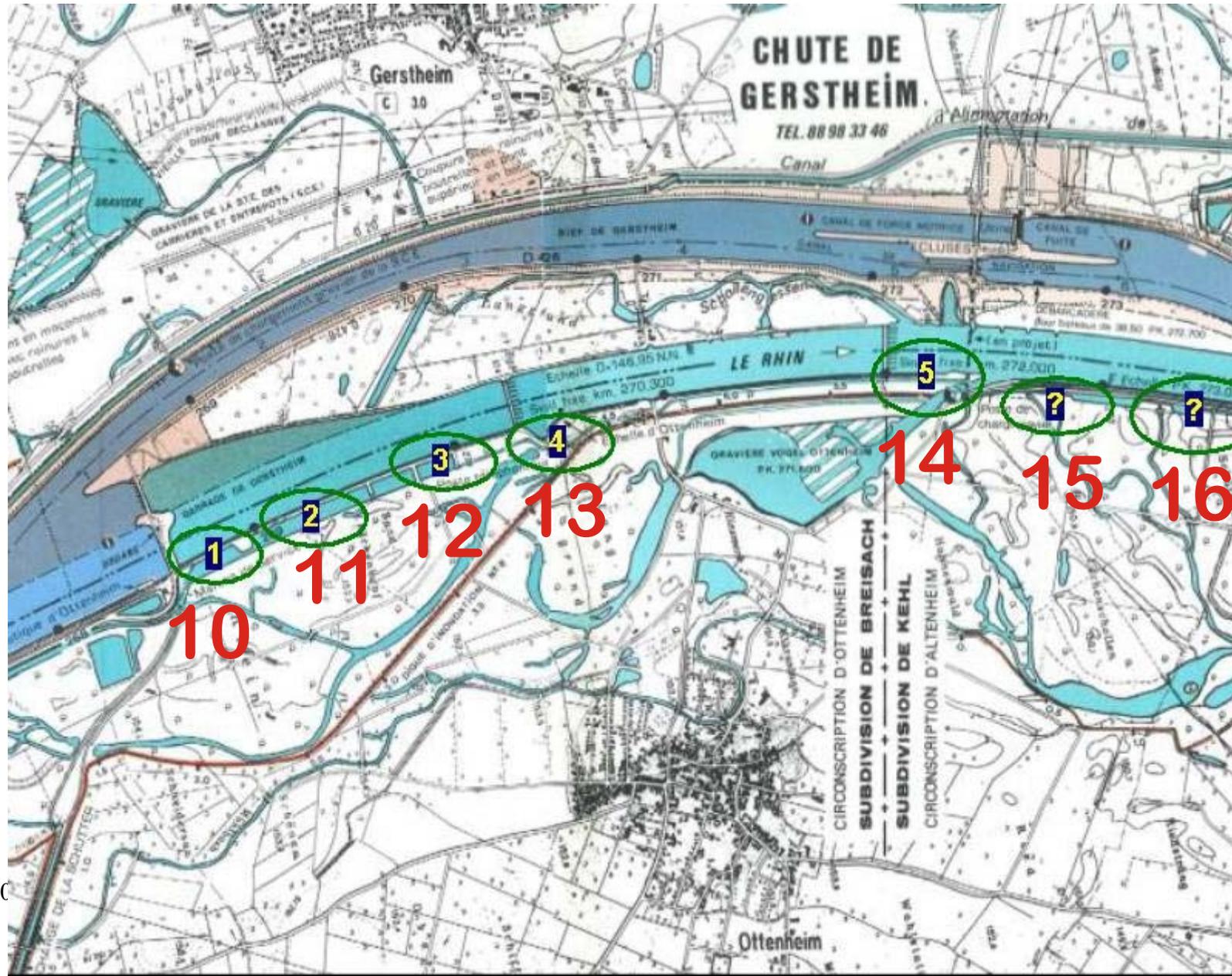
4 : Connexions possibles entre l'Elz et le Rhin : zoom confluence Canal Léopold / Vieux-Rhin (tronçon court-circuité de Rhinau)



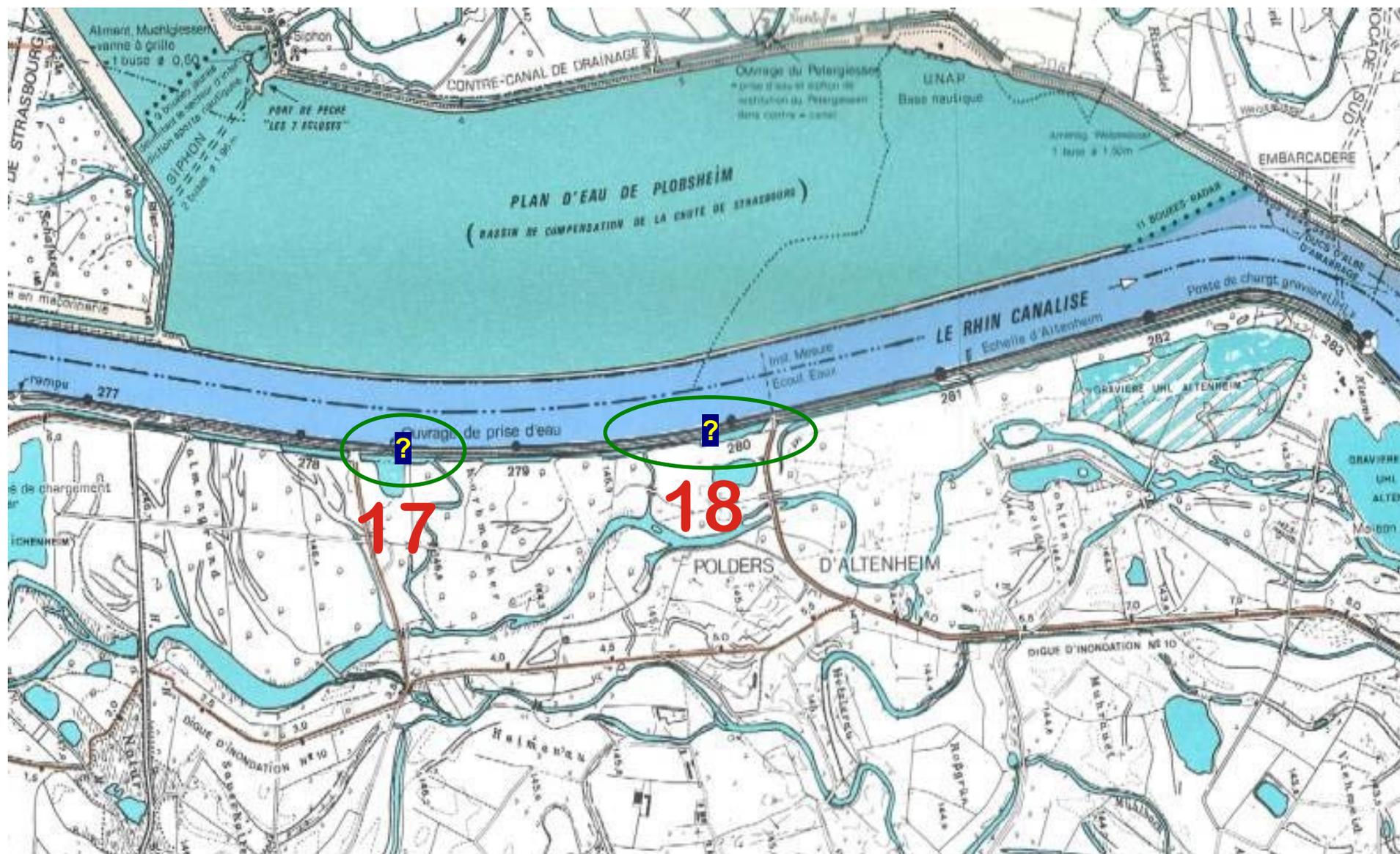
3 : Connexions possibles entre l'Elz et le Rhin : secteur amont barrage de Gerstheim



2 : Connexions possibles entre l'Elz et le Rhin : secteur aménagement de Gerstheim



1 : Connexions possibles entre l'Elz et le Rhin : secteur aval barrage de Gerstheim



rote Nr.	Nr. EDF	Bauwerke				Zeitfenster			mittlerer Zu- / Abfluss			
		Bezeichnung	offizielle BW-Nr.	Typ			immer offen	geöffnet		m³/s	von	bis
				kein BW	Einlaß-BW	Auslaß-BW		von	bis			
1	6	Mündung Leopoldskanal		x			x			14,60		
2	?		BW 6.51			x	BW immer geschlossen					
3	?		BW 0.69	x			Zulauf Entenhot bei HW Rhein; Umbau zur Furt; Revitalisierung Taubergießen 2007					
4	?		BW 6.62		x		x					
5	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
6	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
7	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
8	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
9	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
10	1	Fischaufstieg	BW 7,34 Bild Seite 9			X	X			0,05		
11	2	Auslauf SEK - Rhein	BW 7,15 Bild Seite 10			X	X			2,00		
12	3	Auslauf SEK - Rhein	BW 7,16 Bild Seite 11			X	X			4,00		
13	4	Auslauf Altrheinzug - Rhein	BW 7,31			X	X	Abfluss gestaut		3,00		
14	5		keine Verbindung zum Rhein	X								
14a		Auslauf Verlängerung SEK in den Rhein, Betonschwelle	Bauwerk hat keine Nummer									
15	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
16	?		keine Verbindung zum Rhein	X								
17	?	Einlaß-BW PD Altenheim	8,44		X			bei Hochwasserrückhaltung bis 120 m³/s bei Q KWB größer 150 m³/s bis zu 57 Tagen im Jahr siehe Regelung grüne Mappe Punkt 3.6.2.1 Zufluss bis zu 80 m³/s				
18	?		keine Verbindung zum Rhein	X								

SEK = Schutterentlastungskanal

KWB = Kulturwehr Breisach