



Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin

Étude réalisée pour le compte de la Commission Internationale pour la
Protection du Rhin et résumé directif introductif

Rapport n° 304

Clause de non-responsabilité sur l'accessibilité aux documents

La CIPR s'efforce de faciliter l'accès à ses documents dans la plus grande mesure possible. Par souci d'efficacité, il n'est pas toujours possible de rendre tous les documents totalement accessibles dans les différentes langues (par ex. avec des passages explicatifs pour tous les graphiques ou dans un langage aisément compréhensible). Le présent rapport contient éventuellement des figures et des tableaux. Pour plus d'explications, veuillez contacter le secrétariat de la CIPR au 0049261-94252-0 ou à l'adresse courriel sekretariat@iksr.de.

Mentions légales

Editeur :

Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D 56068 Coblenza
Postfach : 20 02 53, D 56002 Coblenza
Téléphone : +49-(0)261-94252-0
Télécopie : +49-(0)261-94252-52
Courrier électronique : sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

Résumé directif relatif à « l'étude Saumon »

Arrière-plan

Jusqu'au XIX^e siècle, le saumon atlantique (*Salmo salar*) était une espèce très abondante dans le Rhin et ses affluents. En raison de la mauvaise qualité des eaux, des aménagements hydrauliques et de la fragmentation des habitats, il avait complètement disparu de l'hydrosystème fluvial en 1957.

En 1987, la CIPR a décidé de lancer le programme « Saumon 2000 » (intégré dans le « Programme d'Action Rhin ») pour réintroduire cette espèce migratrice autrefois hautement significative, et ce également à titre de symbole de la restauration de l'ensemble de l'écosystème rhénan. Depuis, de nombreux efforts ont été entrepris, comme l'amélioration progressive des continuités écologiques.

Dans un premier temps et jusqu'au milieu des années 2010, les mesures de restauration écologique combinées à celles d'alevinages ont entraîné une augmentation du nombre de saumons adultes de retour et une hausse de la reproduction naturelle dans une grande partie du bassin versant. Depuis 2014/2015, on constate cependant une baisse du nombre de retours de saumons (à l'exception de 2020) ; l'évolution n'est pas aussi positive que l'on pourrait s'y attendre au vu des mesures mises en œuvre. D'autres espèces anadromes telles que la truite de mer et la lamproie marine sont également touchées par ce déclin. En revanche, les peuplements de grandes aloses se développent bien ; il existe des preuves d'un accroissement naturel des peuplements et une part importante des juvéniles provient de la reproduction naturelle des adultes de retour. La seule année où les comptages piscicoles enregistrent une augmentation sur le cours principal et les affluents, et ce malgré des étiages, correspond à l'année 2020, période du coronavirus qui fut marquée par un important ralentissement de l'activité socio-économique durant plusieurs mois à partir de mars et qui coïncide avec le début de la période de migration des poissons.

Au printemps 2023, la CIPR a missionné un consortium de bureaux d'études¹ pour établir une étude. Cette étude devait identifier les causes possibles (facteurs de stress) du nombre étonnamment faible de saumons adultes de retour, les hiérarchiser selon leur importance et fournir sur cette base des propositions de mesures pour optimiser les efforts de réimplantation.

Résultats

Le rapport de cette étude donne un large aperçu de toutes les données nationales disponibles dans les États membres et des enseignements qui en ont été tirés. Quelques facteurs peu considérés jusqu'à présent, comme par ex. l'impact de différents prédateurs, de même que des turbines hydroélectriques et des hélices de bateaux sur les saumons à la montaison ont été examinés de manière approfondie. Il n'est pas mentionné l'apparition au cours des dernières années de nouveaux facteurs jusqu'alors inconnus. Certains facteurs existants sur les peuplements de saumons peuvent s'être accentués ces dernières années. Ainsi, il semble que les peuplements de certains prédateurs et le nombre de bateaux de plus grande taille ont augmenté ; il en découle éventuellement un risque accru de prédation ou de collision avec les systèmes de propulsion des bateaux. Le changement climatique peut également jouer un rôle dans ce contexte. Des étiages plus fréquents au cours de ces dernières années ont restreint les possibilités de migration et les habitats des saumons et les effets de certains facteurs de stress et de mortalité dans les rivières de reproduction, de grossissement et de migration du saumon se sont renforcés. Par exemple, des niveaux d'eau bas peuvent également réduire la repérabilité et la franchissabilité des passes pour les saumons à la montaison et provoquer une plus grande mortalité des saumons juvéniles à la dévalaison. Dans le contexte de l'adaptation des mesures déjà prises et des nouvelles mesures à prendre, il convient donc d'examiner attentivement l'évolution future des pressions climatiques (en

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

particulier les débits par temps sec et les températures de l'eau) et leur impact sur le bon fonctionnement des passes à poissons et des habitats du saumon.

L'étude a indiqué manquer d'informations sur les facteurs impactant les populations de saumons pendant la phase marine de leur cycle de vie, et ce alors que la récente chute des effectifs constatée dans le bassin du Rhin a également été observée dans nombre d'autres bassins fluviaux.

L'impact de certains facteurs de stress (par exemple l'augmentation des températures en mer et dans les eaux douces) n'a pas pu être évalué dans l'étude.

L'une des principales conclusions de l'étude concerne l'identification de différents tronçons fluviaux affectés par divers facteurs de stress. Ainsi, le taux de survie dans le cours inférieur et en mer joue un rôle pour le développement des stocks halieutiques et le retour des saumons, tout comme celui dans le cours supérieur et moyen.

Il apparaît que l'on ne dispose pas de suffisamment d'informations sur différents facteurs de stress pour effectuer une analyse multifactorielle pertinente sur le plan statistique, de sorte que les effets de facteurs individuels de stress ne peuvent pas être classés par ordre d'importance. Les différents facteurs sont également corrélés. L'impact des prédateurs par exemple semble avoir augmenté, mais il est étroitement lié à la présence d'obstacles (comme les centrales hydroélectriques), sans que l'on sache exactement quel serait son ordre de grandeur sans ces obstacles.

À partir d'études bibliographiques, des meilleures connaissances disponibles et des données fournies par les différents acteurs locaux des États membres de la CIPR, les experts du bureau d'étude ont dressé par estimation une liste hiérarchique provisoire des facteurs de stress les plus défavorables au saumon et de leur potentielle évolution.

D'après les auteurs de l'étude, les facteurs de stress « mortalité marine » et « faibles débits » (qui accentuent probablement les effets de la navigation) sont suivis de la « préation du silure », la « continuité », la « préation du cormoran », la « production hydroélectrique », le « trafic fluvial », la « dégradation des habitats », les « autres types de préation », la « pêche (intérieure et côtière) », et de quelques autres facteurs de stress jugés moins impactants. Ces facteurs de stress ont des répercussions variables sur le développement des peuplements en fonction du stade de vie. Une exception positive est à signaler dans un hydrosystème danois où des mesures de renaturation à grande échelle sont mises en œuvre et où l'on observe une évolution positive des peuplements de saumons.

En l'absence d'informations suffisantes et de données quantitatives, l'étude n'a donc pas pu pondérer de manière définitive les facteurs de stress et, par conséquent, prioriser les mesures recommandées. Une analyse multifactorielle a été réalisée, mais les résultats ne sont pas statistiquement robustes. Comme de nombreux facteurs de stress sont corrélés, il n'est pas possible de les hiérarchiser.

Bien que conscients de la base de données limitée, les auteurs estiment utile d'envisager des mesures supplémentaires à brève échéance en raison du déclin des peuplements au cours des dix dernières années. Outre celles de la restauration d'habitats à grande échelle (les habitats proches de l'état naturel sont plus résilients face aux impacts du changement climatique), on citera la gestion des prédateurs susmentionnés (quand la législation l'autorise) et l'examen de la pression de la pêche, de même que le démantèlement rigoureux de microcentrales hydroélectriques et d'ouvrages transversaux, ainsi que des mesures de protection sur les installations hydroélectriques dans le Rhin et ses affluents. Pour renforcer la résilience des cours d'eau, l'étude mentionne en outre la réduction des apports thermiques et des retenues des barrages, la promotion de l'ombragement et la restauration de milieux. En conclusion, l'étude confirme que des efforts supplémentaires seront nécessaires pour assurer l'implantation de peuplements de saumons en équilibre naturel dans le bassin du Rhin.

Perspectives

Dans le contexte des futures réflexions, on rappellera que le saumon atlantique, qui est menacé d'extinction à l'échelle planétaire, est une « espèce emblématique » pour la protection des hydrosystèmes fluviaux. Le rétablissement de la continuité écologique et la remise en valeur des habitats aquatiques profitent donc à la fois au saumon et aux autres espèces migratrices couvertes par le Plan directeur Poissons migrateurs Rhin ainsi qu'à l'ensemble des biocénoses de l'hydrosystème du Rhin. En outre, les mesures contribuent à atteindre les objectifs environnementaux de la directive cadre Eau et du règlement de l'UE relatif à la restauration de la nature dans les cours d'eau concernés et à renforcer leur résilience vis-à-vis du changement climatique.

Enfin, il faut savoir que les impacts négatifs des facteurs anthropiques iront en s'amplifiant avec les effets du changement climatique.

Outre l'étude Saumon, d'autres études bibliographiques (comme par ex. van Rijssel et al. 2024 : « *Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population ?* ») et des connaissances plus approfondies sur la phase marine du saumon et sur d'autres bassins fluviaux sont également disponibles.

Le saumon de l'Atlantique est passé en 2023 de la catégorie « Préoccupation mineure » à « Quasi menacé » dans la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. Sa population mondiale a diminué de 23% entre 2006 et 2020, justifiant la nécessité de mettre en œuvre des mesures ambitieuses pour sa préservation.

Des mesures de grande ampleur seraient également nécessaires pour compenser les changements dans le milieu marin ou les effets, accentués par les périodes d'étiages, de l'augmentation des températures de l'eau. Des mesures « d'accompagnement des efforts de repeuplement » seront sans doute à appréhender en lien avec l'ensemble des usages économiques (navigation, pêche, énergie) et avec la protection de la nature. Les usagers sont invités à prendre leur part dans la gestion écologique de cette espèce emblématique, car il s'agit d'une tâche qui concerne l'ensemble de la société.

Ces éléments d'analyse stratégique complémentaire seront appréhendés au cours de l'année 2025 par les Etats membres de la CIPR sur la base de travaux complémentaires conduits au sein du GT B et ses groupes d'expert.

Cela donnera lieu à la publication d'un document stratégique de positionnement sur les perspectives d'évolution de l'espèce dans le bassin et les mesures recommandées.

Sur la base de cette étude Saumon, d'autres connaissances académiques récentes et retours d'expérience disponibles, le groupe d'experts « FISH » et le Groupe de travail « Écologie » prépareront une analyse et un document stratégique de positionnement des Etats de la CIPR sur les perspectives d'évolution de l'espèce dans le bassin et les mesures complémentaires recommandées. Cela donnera lieu à la publication d'un document stratégique de positionnement sur les perspectives d'évolution de l'espèce dans le bassin et les mesures recommandées.

Les conclusions seront intégrées pour la remise à jour du Plan directeur Poissons migrateurs.

Clause de non-responsabilité de la CIPR :

L'étude d'évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin a été effectuée par le consortium « ARGE Salmo » sur mandat de la CIPR.

Le rapport de résultats de l'étude comprend des conclusions et recommandations propres au prestataire.

Le rapport a été accepté en version finale par le secrétariat.

Le groupe d'experts FISH discutera des conclusions à tirer pour les travaux de la CIPR dans le cadre de la vérification de la mise à jour de Plan directeur Poissons migrateurs.

Sur la base de cette étude Saumon, d'autres connaissances académiques récentes et retours d'expérience disponibles, le groupe d'experts « FISH » et le Groupe de travail « Écologie » prépareront une analyse et un document stratégique de positionnement des Etats de la CIPR sur les perspectives d'évolution de l'espèce dans le bassin et les mesures complémentaires recommandées.

Cela donnera lieu à la publication d'un document stratégique de positionnement sur les perspectives d'évolution de l'espèce dans le bassin et les mesures recommandées.



BFS - Bürogemeinschaft
für fisch- und
gewässerökologische
Studien



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

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin

Étude réalisée pour le compte de la Commission Internationale
pour la Protection du Rhin - CIPR



Rapport final

Présenté par Arge Salmo :
Jörg Schneider
Timo Seufert
Pascal Vonlanthen
Werner Dönni
Roman Fricke

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

Association d'entreprises Salmo (« ARGE Salmo »)
c/o Büro für fisch- und gewässerökologische Studien (BFS)
Homburger Str. 36
60486 Frankfurt am Main

Jörg Schneider, biologiste

BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
D 60486 Francfort sur le Main
Tél. & Fax : +49 69 - 97203407
Tél. portable : +49 171 – 5329429
bfs-schneider@web.de
www.lachsprojekt.de

Timo Seufert, Bachelor of Engineering
BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
D 60486 Francfort sur le Main
Tél. & Fax : +49 69 - 97203407

Pascal Vonlanthen
Aquabios GmbH
Les Fermes 57
CH 1792 Cordast
Siège principal : Cordast
Tél. +41 78 835 73 71
info@aquabios.ch
www.aquabios.ch

Werner Dönni
Ichtyobiologue/géoinformaticien
Fischwerk
Neustadtstrasse 7
CH 6003 Lucerne
info@fischwerk.ch
www.fischwerk.ch

Roman Fricke biologiste

BFS Marburg
Über dem Grund 1
D 35041 Marburg-Michelbach

Résumé

Malgré des efforts intenses et soutenus de repeuplement et une reproduction naturelle obtenue temporairement sur une grande partie du bassin, le nombre de saumons adultes retournant dans le Rhin baisse sensiblement depuis 2014/2015 (régression des taux de retour et de la reproduction). Ce recul touche également d'autres espèces anadromes comme la truite de mer, la grande alose et la lamproie marine. La présente étude s'efforce de déterminer quels sont les facteurs de stress agissant sur les espèces anadromes (si possible en les localisant) et si leurs effets ont augmenté au fil du temps. Des recommandations de mesures现实的 doivent découler des résultats.

On a identifié comme facteurs biotiques de stress opérant dans les **rivières de grossissement** les cormorans et (localement) les harles bièvres, espèces prédatrices dont les peuplements ont très fortement augmenté depuis l'an 2000. À ceci s'ajoute l'impact négatif de facteurs abiotiques de stress tels que les faibles débits et la température. Les données disponibles ne permettent pas cependant de préciser l'ordre de grandeur de ces effets.

Le pourcentage de smolts de saumons qui, après leur dévalaison en mer, retournent dans leurs habitats de frai à l'âge adulte est estimé à 0,5 ou 0,6 % et est donc bien inférieur aux 3 % qui seraient nécessaires pour le maintien d'une population en équilibre naturel. De nombreux individus disparaissent au cours de leur migration, avec un taux maximal de 44 % dans les affluents rhénans allemands et de 71 % dans le Rhin néerlandais pour les smolts, et de 74 % dans le Rhin néerlandais et 78 % dans le Rhin allemand pour les poissons adultes. Étant donné que les taux de retour des saumons sont en corrélation positive étroite avec les débits printaniers de l'année de dévalaison des smolts et avec les débits automnaux des affluents frayères, il est fort probable que la survie des saumons dépende de la **quantité du débit** et éventuellement de la turbidité pendant la phase de migration. On peut donc émettre l'hypothèse d'un taux de mortalité plus élevé quand les débits sont faibles. Les paramètres explicatifs possibles sont ici la préation (dans les eaux intérieures) et les collisions avec les hélices des bateaux.

En moyenne, les débits printaniers du Rhin et de ses affluents ont baissé entre l'an 2000 et 2022, ce qui laisse supposer que les impacts des facteurs de stress biotiques (cormorans) et abiotiques (en particulier le trafic fluvial et l'hydroélectricité) se sont renforcés, mais le manque de données correspondantes fait que ces effets ne peuvent être quantifiés. Les conditions de montaison, de reproduction et de croissance sont aussi affectées par les faibles débits et les hausses de température.

Plusieurs tests de marquage réalisés sur l'ensemble des voies de migration (y compris les affluents du Rhin) ont démontré que les **smolts** de saumons étaient décimés à la **dévalaison** par les cormorans. Les autres prédateurs potentiels entrant en ligne de compte pour les smolts sont le harle bièvre, l'aspe, le sandre et (sur la côte) le phoque commun, le phoque gris et le loup de mer (pas de données). La mortalité par les turbines est un des facteurs abiotiques centraux. En raison de bases de données trop lacunaires, il est actuellement impossible de quantifier et de différencier les pertes de smolts dans le Rhin et le long des côtes (nécessité d'études : très élevée ; mesures de gestion : urgentes).

Sur la côte, les populations de phoques communs et de phoques gris, prédateurs de **saumons adultes de retour**, se sont très rapidement développées. Des données qualitatives (marques de blessures sur les saumons de retour) signalent une pression prédatrice. Les études internationales démontrent la présence d'impacts négatifs potentiellement très importants sur les peuplements de saumons en raison de la préation des phoques communs et gris (sur les smolts et les saumons adultes). Le silure est également identifié comme prédateur majeur. Le silure a connu une très forte extension dans l'hydrosystème du Rhin (comme dans la Garonne et la Loire entre autres) associée dans le même temps à une augmentation d'exemplaires de grande à très grande taille. Les silures adultes ($> \text{env. } 150 \text{ cm}$) en quête de nourriture se rendent même entre-temps sur les sites de passes à poisson et sont responsables de pertes énormes de saumons de retour, comme le prouve la documentation rassemblée sur ce problème au droit de la passe d'Iffezheim. Sur la période 2022-2024, 11,1 à 23,4 % ($\varnothing 19,8\%$) des saumons de retour affichaient des traces indubitables de morsures de silures et plus de la moitié des autres saumons portaient des marques

de blessures moins identifiables de type écorchures etc. probablement dues à des tentatives de fuite (collision avec des parties du système d'aide à la montaison ?). La prédateur des silures a été analysée plus précisément dans la passe à poissons de Golfech (Garonne, France) sur la période 1993-2016. En 2016, le taux de prédateur était de 35 % et 82 % des saumons de retour avaient subi des attaques. Parallèlement aux saumons, les silures de la Garonne s'étaient spécialisés dans la chasse aux grandes aloes et lampreys marines, infligeant ainsi des pertes massives aux peuplements. Il n'a pas été réalisé de recensements systématiques dans le Rhin (nécessité d'études : très élevée ; mesures de gestion : urgentes). Parmi les facteurs abiotiques de stress, le taux de mortalité dû aux collisions avec les hélices de bateaux est à mettre au premier plan. Sur le total de la flotte rhénane, les grands porte-conteneurs particulièrement dangereux ($> 3\ 000\ t$) ont nettement augmenté au cours des dernières années. Des documents photographiques (Rhin) et une comparaison avec des études internationales (USA) mettent en évidence pour le Rhin un nombre imprécisément quantifiable de collisions létale pour diverses espèces de poissons (dont le saumon) avec un risque manifestement croissant en phase de faibles débits. Plus localement, un nombre non quantifiable de saumons de retour se blesse en s'introduisant dans les ouvertures des turbines dans le bief aval. Des analyses systématiques font ici défaut (nécessité d'études : élevée).

À côté des évolutions mentionnées pour les facteurs de stress agissant dans l'hydrosystème du Rhin, il convient de signaler la régression des stocks de saumons en relation avec une **surmortalité marine** jugée responsable du recul de nombreuses populations de saumons dans l'Atlantique Nord et qui fait l'objet d'études récentes. La mortalité marine des peuplements rhénans est probablement comprise entre 29 et 41 %. La pression de la pêche en mer a vraisemblablement nettement baissé. Cependant, on ne dispose pas de données exploitables sur les activités illégales en mer et sur le facteur pêche/bracognage dans le Rhin (y compris côte) (nécessité d'études : élevée).

L'exercice consistant à pondérer les impacts des facteurs de stress identifiés sur tout le cycle de vie du saumon est affecté de très grandes incertitudes au regard de bases de données insuffisantes à l'heure actuelle. L'effet de différents facteurs de stress, qui est en relation avec le débit ou les éventuelles adaptations de comportement des prédateurs, varie d'année en année. Ces facteurs (trafic fluvial, cormoran, harle bièvre, silure, phoque commun et gris, changement climatique et mortalité marine) sont certes pratiquement tous en corrélation négative étroite avec le recul des peuplements de saumons dans le Rhin, comme le confirme également l'analyse multivariée des données. Cependant, la structure de corrélation de ces facteurs de stress entre eux est également étroitement positive et tous les facteurs potentiels de stress identifiés ont augmenté de manière similaire dans le temps. Extraire la contribution individuelle de ces facteurs au déclin du saumon reste donc impossible, d'autant plus qu'aucun des jeux de données utilisés ne reproduit directement leurs processus d'impact. Pour identifier une relation réelle de cause à effet, il est toutefois indispensable de disposer, pour chaque facteur, d'analyses internationales spécifiques et standardisées. Des propositions d'analyse correspondantes sont présentées dans la présente étude. Au regard de la chute dramatique des peuplements, on recommande de prendre sans attente des mesures de gestion, malgré les restrictions dues au manque de connaissances factuelles. Parmi ces mesures, on peut citer celles de restauration d'habitats à grande échelle, la gestion des prédateurs susmentionnés et la lutte contre la pêche illégale, de même que le démantèlement de microcentrales hydroélectriques et d'ouvrages transversaux. Pour renforcer la résilience des cours d'eau (ce qui inclut de limiter les apports thermiques et les barrages, de promouvoir l'ombrage, de restaurer les milieux), des mesures de grande ampleur sont également nécessaires.

À partir d'études bibliographiques, d'évaluations de données et de photos justificatives, les experts ont dressé par estimation une liste hiérarchique *provisoire* des facteurs de stress les plus actifs et leur potentielle évolution. Les facteurs de stress « mortalité marine » et « faibles débits » sont en tête de liste, suivis de la « prédateur du silure », la « continuité », la « prédateur du cormoran », la « production hydroélectrique », le « trafic fluvial », la dégradation des habitats », les « autres types de prédateur » et la

« pêche (intérieure et côtière) », et pour finir de quelques autres facteurs de stress de moindre importance.

Les résultats de la présente étude et d'autres études indiquent que la réimplantation du saumon dans l'hydrosystème du Rhin ne peut déboucher sur une population en équilibre naturel que si sont mises en œuvre plus de mesures de restauration et de gestion écologiques que ce n'est le cas jusqu'à présent. Dans ce contexte, il s'impose de lutter contre tous les facteurs anthropiques de stress reconnus comme ayant des impacts négatifs significatifs sur l'évolution des peuplements. Afin de prioriser les actions, il est urgentement nécessaire de déterminer l'ordre de grandeur respectif de ces impacts.

Table des matières

1. Mission	15
1.1. Objectif de l'étude	15
1.2. Données de base.....	15
1.3 Unités de coordination	15
2. Méthodes	16
2.1 Calcul des équivalents smolt (calcul standardisé des efforts de repeuplement)	16
2.2 Évaluation des données et présentation	17
2.3 Calcul du nombre de saumons adultes de retour attendus	18
3. Situation de départ.....	20
3.1 Efforts de repeuplement.....	20
3.2 Contribution des smolts sauvages à la production de smolts	21
3.3. Adultes de retour identifiés : saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine.....	22
3.3.1 Unité de coordination 1 'Saumon' pour le Rhin supérieur et le haut Rhin	22
3.3.2 Unité de coordination 2 'Saumon' pour le Rhin moyen	23
3.3.3 Unité de coordination 3 'Saumon pour le Rhin inférieur et le delta du Rhin	23
3.3.4 Synthèse sur les adultes de retour identifiés: saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine	25
3.4 Autres fleuves et régions	28
4. Hypothèses	36
5. Détermination et impact de facteurs de stress.....	40
5.1 Facteurs biotiques.....	40
5.1.1 Cormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinenses</i>) et harle bièvre (<i>Mergus merganser</i>).....	40
5.1.2 Silure européen (<i>Silurus glanis</i>)	44
5.1.3 Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>) et phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	47
5.1.4 Marsouin (<i>Phocoena phocoena</i>).....	49
5.1.5 Autres poissons en tant que prédateurs	50
5.1.6 Saumon rose à bosse	50
5.2 Facteurs abiotiques	51
5.2.1 Débit	51
5.2.2 Température et oxygène	53
5.2.3 Navigation fluviale	56
5.2.4 Énergie hydraulique et continuité	59
5.2.4.1 Continuité à la montaison	59
5.2.4.2 Énergie hydraulique	60
5.2.5 Champs électromagnétiques autour des câbles sous-marins	62
6. Attribution de blessures infligées aux adultes de retour	63
6.1 Collisions avec les hélices de bateaux.....	63

6.2 Morsures de silures.....	63
6.3 Blessures infligées par les phoques communs et les phoques gris	64
6.4 Pêche (captures avec filets et nasses, manipulations)	64
6.5 Turbines hydroélectriques (<i>Tailrace Mortality</i>)	64
6.6 Lamproie marine et lamproie fluviale	65
6.7 Maladies, parasites et polluants	65
7. Pêche intérieure et côtière.....	66
7.1 Pêche à la ligne (pêche illicite, pêche accessoire).....	66
7.2 Pêche côtière (braconnage, captures accessoires).....	67
8. Formes hybrides <i>Salmo salar x Salmo trutta</i> , saumons d'élevage, génétique.....	68
8.1. Formes hybrides <i>Salmo salar x Salmo trutta</i>	68
8.2 Saumons d'élevage	68
8.3 Génétique.....	68
9. Mortalité marine	68
10. Corrélations statistiques et statistiques multivariées	69
10.1 Débit et identifications d'adultes de retour.....	69
10.1.1 Débit printanier	69
10.1.2 Débit annuel, d'automne et d'été	71
10.2 Températures de l'eau et identifications d'adultes de retour.....	73
10.3 Débit et identifications d'adultes de retour.....	74
10.4 Abondance des prédateurs et identifications d'adultes de retour.....	74
10.4.1 Cormoran et harle bièvre	74
10.4.2 Phoque commun et phoque gris	75
10.4.3 Silure	76
10.4.4 Marsouin.....	76
10.5 Mise en comparaison avec les tendances relevées pour la truite de mer	76
10.6 Mise en comparaison avec les tendances relevées dans d'autres fleuves et régions	76
10.7 Statistiques multivariées.....	77
11. Impact spatial et classification des facteurs de stress	85
11.1. Impact spatial de facteurs de stress	86
11.2 Système de classification de l'impact des facteurs de stress.....	95
12. Propositions de mesures	97
12.1 Pressions thermiques et débits – résilience des cours d'eau face au changement climatique	97
12.2 Énergie hydraulique et continuité	98
12.3 Lésions occasionnées par les hélices de bateaux	101
12.4. Prédateurs.....	101
12.5 Pêche.....	103
12.6 Mesures de restauration des habitats	103
12.7 Propositions de monitoring supranational standardisé	104

13. Références bibliographiques	108
Glossaire	117

Annexe I	Documentation photographique
Annexe II	Tableaux, graphiques et passages rédactionnels complémentaires
Annexe III	Statistiques multivariées
Annexe IV	Summary
Annexe V	Méthodes

1. Mission

1.1. Objectif de l'étude

Différents États, Länder fédéraux (DE) et cantons (CH) s'emploient depuis la fin des années 1980 à réimplanter le saumon atlantique dans l'hydrosystème du Rhin. Après des succès initiaux illustrés par une augmentation du nombre d'adultes de retour et des taux de reproduction en hausse, les effectifs stagnent ou sont même en régression. Cette régression semble également toucher d'autres espèces migratoires anadromes comme la grande alose, la lamproie marine et la lamproie fluviatile. On peut donc supposer que des facteurs biotiques et/ou abiotiques se développent ou s'amplifient dans l'espace de vie que constitue l'hydrosystème rhénan et sur la côte, et que ces facteurs ont un impact négatif sur les peuplements de poissons migrateurs. Les espèces de poissons migrateurs susmentionnées ont certes des exigences variables en matière d'habitat, et des cycles de vie également distincts dans le temps et dans l'espace, mais elles se partagent cependant d'une part le cours principal du Rhin ainsi que le Haringvliet et le Nieuwe Waterweg (et dans une moindre mesure l'IJsselmeer) comme corridor de migration commun pour la dévalaison au stade juvénile et pour la montaison, et d'autre part la mer comme zone de grossissement jusqu'à l'atteinte de la maturité sexuelle.

Un des objectifs essentiels de l'étude est de comparer l'état des peuplements et des facteurs de stress au début des années 2000 et dans la situation actuelle, afin de déterminer lesquels de ces facteurs restent présents (en les localisant et les hiérarchisant si possible) et sur quelle période leur effet s'est amplifié. Des recommandations de mesures现实istes et applicables doivent découler des résultats.

1.2. Données de base

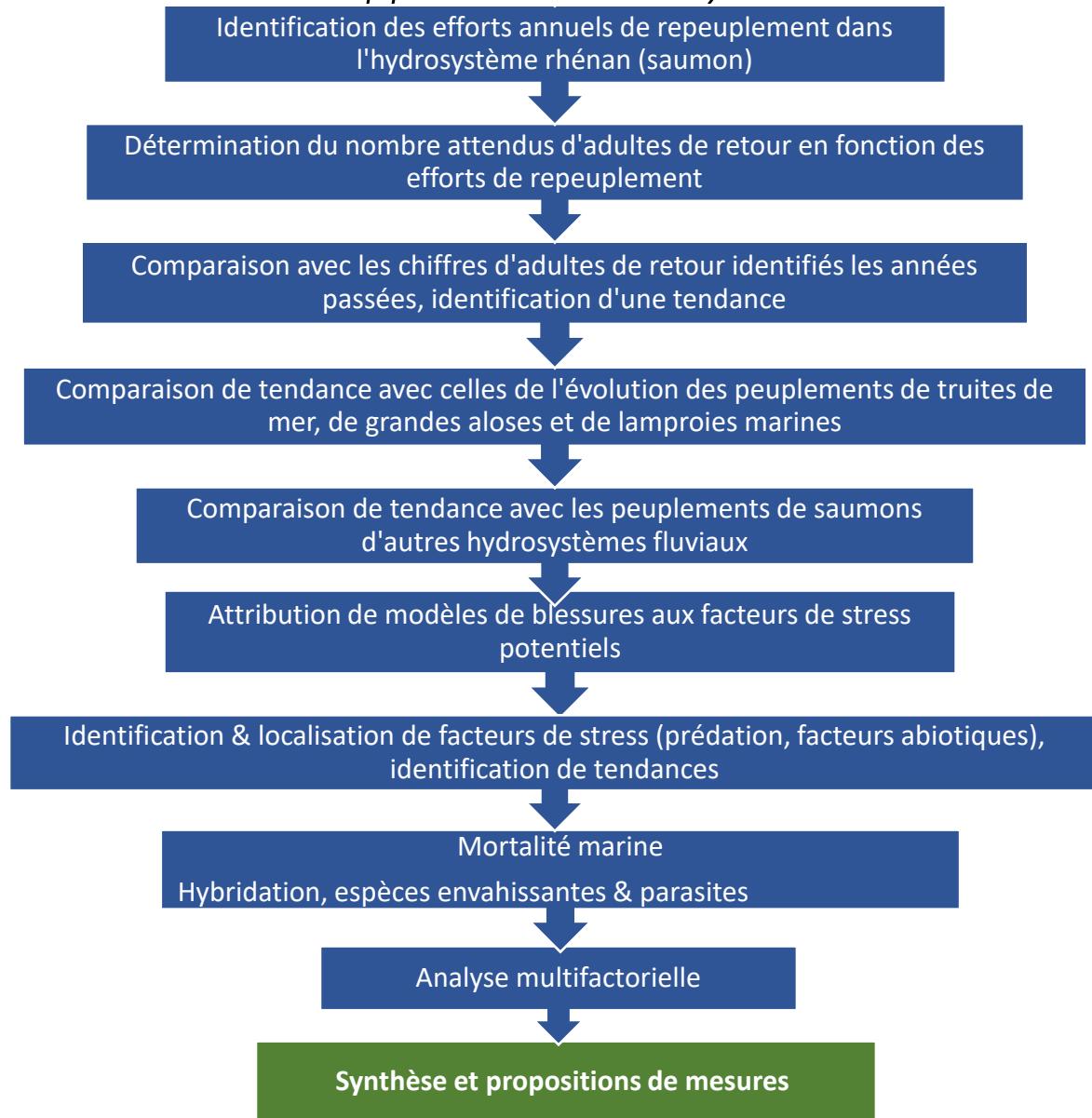
La présente étude a pour objet d'identifier des facteurs possibles de stress (facteurs biotiques et/ou abiotiques) et de les évaluer sous forme quantitative, pour autant que le permettent les données. Elle s'appuie à cette fin sur des données qualitatives, comme celles de fréquence et de types de blessures relevées sur les adultes de retour trouvés morts ou observés dans les stations de contrôle ou lors de pêches électriques. La plausibilité des évaluations est également estimée par comparaison avec des évolutions dans d'autres hydrosystèmes fluviaux européens accueillant des peuplements de saumons (y compris « mortalité marine ») ainsi que sur la base d'une recherche bibliographique sur les impacts et l'intensité des facteurs de stress supposés. L'étude se focalise sur la série chronologique des saumons adultes identifiés de l'an 2000 à 2022, étant donné que les premières stations de contrôle (Sieg/Buisdorf et Oberrhein/Iffezheim) équipées de dispositifs modernes d'aide à la montaison sont entrées en service en l'an 2000 et que les recensements de données quantitatives ont démarré à cette date. Elle intègre par ailleurs les efforts de repeuplement (la production de smolts atteinte par alevinage) réalisés dans l'hydrosystème du Rhin.

1.3 Unités de coordination

L'unité de coordination 1 englobe le tronçon du Rhin supérieur et du haut Rhin (C 1). L'unité de coordination 2 (C 2) « Rhin moyen » s'étend du débouché du Main jusqu'à la limite amont du débouché de la Sieg dans le Rhin (et intègre également la Weschnitz sud-hessoise pour le critère de souche d'alevinage). L'unité de coordination 3 « Rhin inférieur et delta du Rhin » (C 3) englobe le tronçon aval

du Rhin compris entre le débouché de la Sieg à hauteur de Bonn et l'embouchure du Rhin en mer du Nord.

Approche de l'analyse



2. Méthodes

Remarques préliminaires : Les méthodes sont présentées en détail dans l'annexe V.

2.1 Calcul des équivalents smolt (calcul standardisé des efforts de repeuplement)

En se fondant sur les mesures de repeuplement réalisées par le passé, on peut chiffrer les efforts de repeuplement sous forme d'équivalents smolt au moyen d'une méthode de conversion (ajustée au sein de la CIPR). Cette méthode doit permettre de représenter de manière standardisée les mesures d'alevinage exécutées à différents stades de vie (depuis l'œuf jusqu'au smolt dévalant), les taux de survie étant variables sur le terrain en fonction du stade de développement et de la taille des poissons. Un équivalent smolt correspond à un saumon ayant grandi dans le milieu naturel dès sa

première phase de croissance (au plus tard à partir du premier automne) et étant prêt à dévaler. La méthode de conversion est présentée en détail dans l'annexe V (voir également ici le tableau A1).

2.2 Évaluation des données et présentation

Classement des hivers en mer en fonction des longueurs totales

On classe les adultes de retour mesurés en fonction de leur longueur totale en s'efforçant de fonder cette détermination sur des chroniques de classes de taille les plus longues possibles. À cette fin, on fait appel aux données collectées dans les stations de contrôle d'Iffezheim et de la station de contrôle et de piégeage (SCP) Sieg en activité depuis l'an 2000 (tableaux A2 & A3 de l'annexe V).

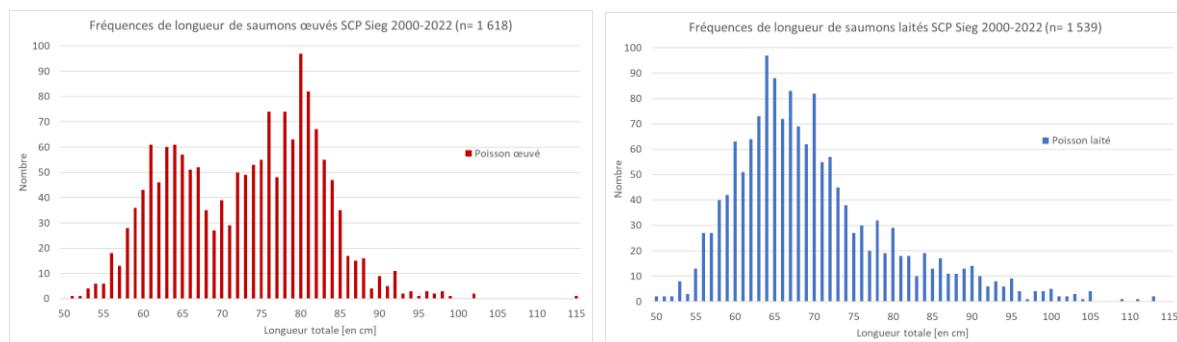


Fig. 1 : Saumon - Fréquence de longueur des poissons œuvés (en haut) et laités (en bas) dans la SCP Sieg (NRW) et classement des hivers en mer pour les poissons œuvés et les poissons laités (données : LANUV) (cf. tableau 1)

Distribution des saumons alevinés (en équivalents smolt) sur les pourcentages d'hivers en mer

Le tableau 1 regroupe les pourcentages calculés pour les deux périodes susmentionnées ; il faut ici tenir compte du fait que ces pourcentages varient sensiblement d'année en année et qu'il s'agit de moyennes tirées de chroniques relativement courtes. L'annexe V rassemble les informations méthodologiques et les bases de données.

Tab. 1 : Pourcentages d'hivers en mer des adultes de retour dans les unités de coordination

Pourcentages d'hivers en mer	C1 'Rhin supérieur' (d'après les données d'Iffezheim ; ASR)	C2 & C3 'Rhin moyen/Rhin inférieur' (d'après les données de la SCP Sieg ; LANUV)		
Période	2000-2006	À partir de 2007	2000-2006	À partir de 2007
1 HM	51	18	68	52
2 HM	38	53	18	20
3 HM (+)	11	29	15	27

Estimation de la reproduction naturelle

La CIPR s'adresse aux services associés au projet pour estimer la reproduction naturelle. Les indications sont des estimations d'experts fondées sur des recensements quantitatifs, semi-quantitatifs et qualitatifs. Il a été attribué à chaque cours d'eau un score allant de 0 (aucune détection) à 4 (densité élevé) points. Par conséquent, les densités de saumons sauvages indiquées (chapitre 3.2) sont dépendantes du nombre de cours d'eau estimés, de leur accessibilité, de l'étendue des échantillonnages et de l'estimation des experts sur les densités locales. Les données n'autorisent certes pas une évaluation statistique mais servent néanmoins à plausibiliser l'évaluation de l'évolution globale, en particulier en comparaison avec les statistiques de saumons adultes de retour (voir également chapitre 2.3).

2.3 Calcul du nombre de saumons adultes de retour attendus

Pour estimer les chiffres de retour à partir des efforts de repeuplement qui les sous-tendent, on se fonde sur les taux d'adultes de retour attendus à partir des équivalents smolt issus des alevinages. On se fixe ici comme base de travail un taux de retour correspondant à 1 % du total des smolts engageant leur dévalaison. Comme les smolts issus de reproduction naturelle n'ont pu être quantifiés par manque de données, ces « smolts sauvages » ne sont pas pris en compte dans l'évaluation (cf. figure 7). L'outil (base : Excel) de calcul des équivalents smolt et des prévisions annuelles d'adultes de retour s'y rapportant pour les années consécutives est affiché dans le tableau A5 de l'annexe V et la figure 2 montre, à titre d'exemple, une représentation graphique des « adultes de retour identifiés » par rapport aux « adultes de retour attendus ». Plus ces deux valeurs s'écartent l'une de l'autre, plus le taux d'adultes de retour s'éloigne de la valeur de 1 % (fixée comme base de calcul). Si le nombre d'adultes de retour (identifiés) baisse par rapport au total attendu selon les efforts de repeuplement, le taux d'adultes de retour baisse conséquemment (et vice-versa). Le graphique illustre cette évolution comme « pourcentage d'adultes de retour identifiés par rapport aux prévisions ».

La répartition d'un lot d'alevinage de saumons sur les stades de vie consécutifs est affichée dans le tableau 2.

Tab. 2 : Répartition d'un lot d'alevinage de saumons sur les stades de vie consécutifs ; cf. équivalents smolt dans le tableau A1 de l'annexe V

Année	Alevinage CA 0+	Alevinage tacons CA 1	Alevinage smolts CA 1 & 2	Adultes de retour 1HM	Adultes de retour 2HM	Adultes de retour 3HM
0	Croissance	Croissance	Dévalaison 100 %			
1	Dévalaison 1 50%	Dévalaison 100 %				
2	Dévalaison 2 50%				de la 1 ^{re} dévalaison	
3					de la 2 ^{re} dévalaison	
4					de la 1 ^{re} dévalaison	de la 2 ^{re} dévalaison
5					de la 2 ^{re} dévalaison	de la 1 ^{re} dévalaison

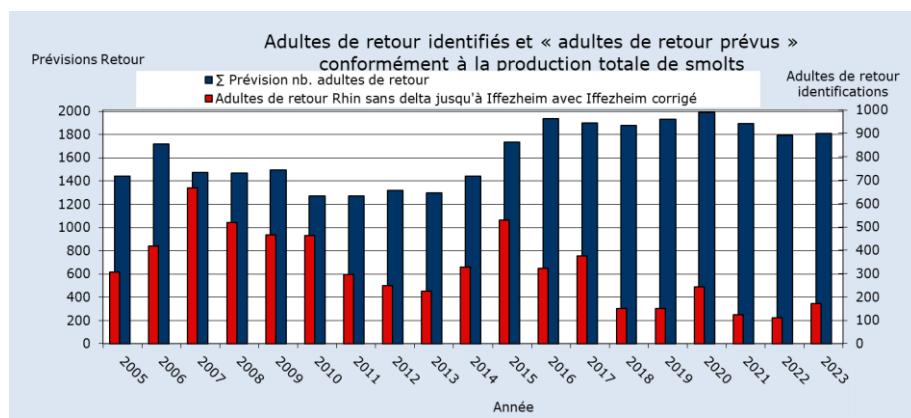


Fig. 2 : Exemple de graphique établi à partir des données « total_Rhin »

Démarche

1. Recoupement des équivalents smolt alevinés avec les adultes de retour identifiés intégrant une différenciation de ces identifications en fonction du nombre d'hivers en mer (avec durée de la phase marine, pour autant que les données disponibles le permettent)
2. Analyse de régression visant à déterminer le rapport entre les efforts de repeuplement et le nombre d'adultes de retour (tendance) pour le Rhin et des bassins représentatifs
3. Évaluation et interprétation de l'évolution des peuplements d'autres espèces anadromes dans l'hydrosystème du Rhin, ceci pour tirer d'éventuelles conclusions par analogie.
4. Recherches sur les tendances évolutives des peuplements et les paramètres perturbateurs dans d'autres hydrosystèmes (saumon), ceci pour tirer d'éventuelles conclusions par analogie.
5. Identification et si possible (en fonction des données) localisation et preuve statistique de facteurs qui ont et avaient déjà par le passé, dans un ordre de grandeur similaire, un impact négatif sur les effectifs (paramètres perturbateurs stables)
6. Identification et si possible (en fonction des données) localisation géographique et preuve statistique de facteurs qui ont un impact négatif *croissant* sur les effectifs et dont l'impact était moindre ou mineur par le passé (paramètres perturbateurs à effet croissant)
7. Identification et si possible (en fonction des données) localisation géographique et preuve statistique de facteurs qui ont un impact négatif *décroissant* sur les effectifs et dont l'impact était supérieur par le passé (paramètres perturbateurs à effet décroissant)
8. Identification des déficits de connaissances, besoins concrets de recherche (compte tenu d'études nationales et internationales déjà existantes)
9. Mise au point de propositions concrètes de mesures (ordonnées en fonction de leur efficacité sur les stades de phase en eau douce, de dévalaison et de montaison) intégrant une estimation de leur efficacité, de leur probabilité d'être mises en œuvre et des échéances à leur attribuer. L'ordre de priorité se fonde sur trois catégories : efficacité de la mesure sur l'évolution des peuplements ; faisabilité de la mesure ; cadre temporel de la faisabilité
10. Mise au point d'une proposition de monitorings supranationaux standardisés

Statistiques

Les jeux de données recensés et vérifiés sont regroupés dans des tableaux Excel. En fonction de la qualité des données et de la question traitée, les données sont agrégées ou des jeux partiels de données sont constitués.

Les analyses statistiques visent globalement à dégager, à partir des jeux de données disponibles et de qualité suffisante, les facteurs clés ayant un impact déterminant sur les taux d'adultes de retour. On s'efforcera, dans la mesure du possible, de pondérer selon leur importance les facteurs clés ainsi identifiés et de mettre en relief leurs impacts statistiquement indépendants. Les jeux de données utilisés pour l'analyse sont sélectionnés en fonction de l'hypothèse à vérifier et de la qualité des données. Il est fait appel à la fois à des méthodes univariées (généralement basées sur des modèles linéaires) et à des méthodes multivariées (par ex. analyse en composantes principales, régression multiple).

3. Situation de départ

3.1 Efforts de repeuplement

Les efforts de repeuplement ont été évalués pour le Rhin (dans son ensemble) et pour huit sous-groupes avec stations de monitoring. Le tableau A7.1 de l'annexe V rassemble les équivalents smolt alevinés, le tableau A7.2 (annexe V) le nombre annuel de smolts dévalants calculé à partir du tableau A7.1. Aucune mesure de repeuplement de saumons n'a lieu dans le delta du Rhin

Unité de coordination 1 Rhin supérieur/haut Rhin

Le recensement systématique des adultes de retour dans l'unité de coordination 1 est effectué depuis l'an 2000 au niveau du barrage d'Iffezheim. La figure 3 montre le nombre de smolts en fonction des efforts de repeuplement en amont de la station de contrôle. On note une hausse jusqu'en 2018 et une régression du nombre de smolts par la suite.

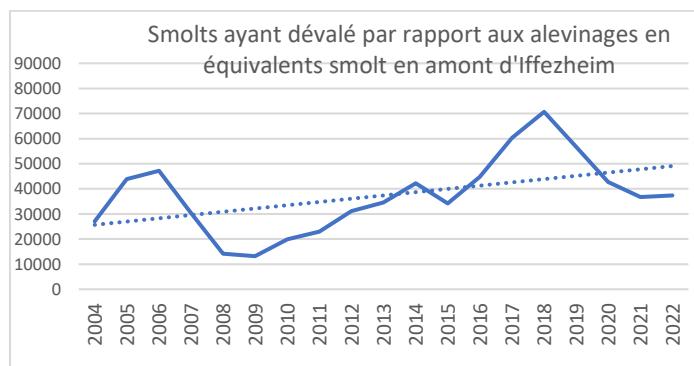


Fig. 3 : Production de smolts par rapport aux efforts de repeuplement en amont de la station de contrôle d'Iffezheim

Unités de coordination 2 et 3 Rhin moyen/Rhin inférieur

Le recensement systématique des adultes de retour dans l'unité de coordination 2 est effectué depuis 1992 au niveau du barrage de Coblenze (Moselle). La passe à poissons a été réaménagée en 2011. La figure 4 montre le nombre de smolts en fonction des efforts de repeuplement en amont de la station de contrôle de Moselle/Coblenze. Dans l'ensemble, le nombre de smolts fluctue très fortement depuis 2007.

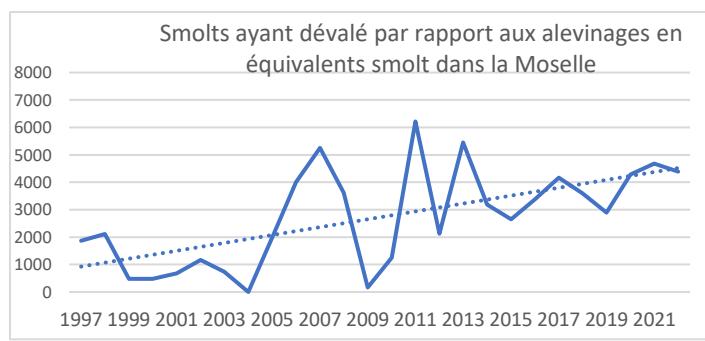


Fig. 4 : Production de smolts par rapport aux efforts de repeuplement en amont de la station de contrôle de Moselle/Coblenze

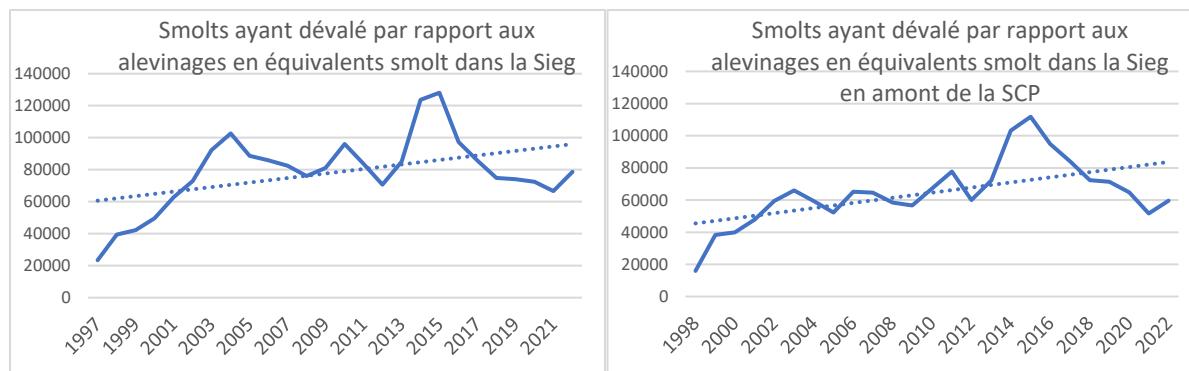


Fig. 5 : Production de smolts par rapport aux efforts de repeuplement dans la Sieg ; à gauche : total ; à droite : sous-ensemble en amont de la SCP de Sieg/Buisdorf

Les efforts de repeuplement dans la Sieg (unité de coordination 3) fluctuent fortement. Ils atteignent un maximum de 2012 à 2014, ce qui se traduit par une hausse des poissons dévalants au cours des années suivantes. La tendance globale est légèrement régressive à partir de 2015. Les efforts de repeuplements *en amont* de la SCP, qui sont pertinents pour les adultes de retour identifiés dans la station de contrôle, ont augmenté depuis 1997 et le nombre maximal de smolts dévalants a été atteint en 2015 (figure 5).

Synthèse sur les efforts de repeuplement et la production de smolts

La figure 6 montre les efforts de repeuplement dans l'hydrosystème du Rhin. Le nombre de smolts issus d'alevinages a augmenté depuis 2012 dans l'hydrosystème du Rhin (figure 6, à gauche) ; par la suite, le nombre de poissons dévalants est à un niveau quasiment inchangé. On relève dans l'examen individuel des unités de coordination (figure 6, à droite) que les efforts de repeuplement augmentent légèrement dans le Rhin supérieur (avec un pic en 2018) alors qu'un petit recul est constaté dans le Rhin moyen et inférieur entre 2004 et 2012, suivi d'une légère hausse. Le nombre de poissons dévalants issus d'alevinages est pratiquement stable à partir de 2016.

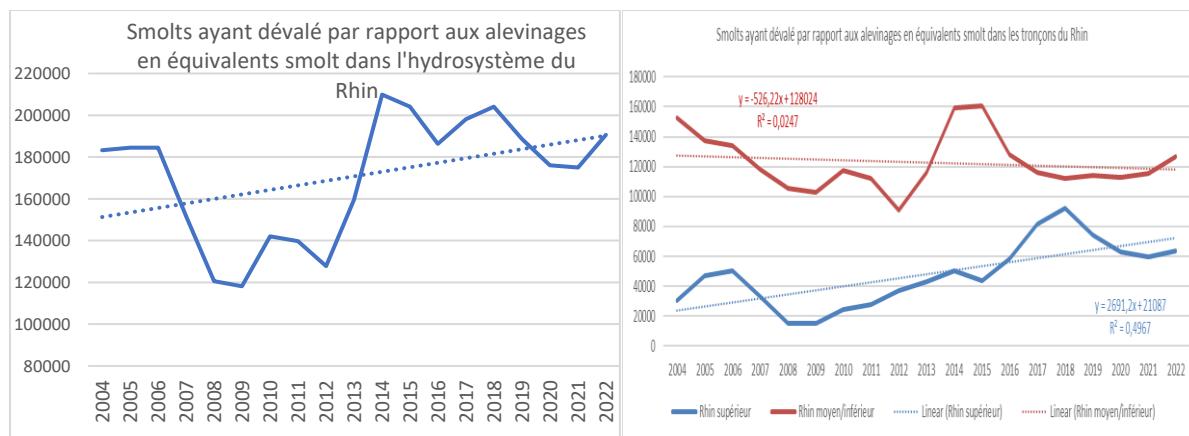


Fig. 6 : Production de smolts par rapport aux efforts de repeuplement dans l'hydrosystème du Rhin de 2002 à 2020

3.2 Contribution des smolts sauvages à la production de smolts

D'après les estimations des experts, les densités de saumons sauvages étaient relativement importantes en l'an 2000 à 2008 et de 2014 à 2017. La Bruche (hydrosystème de l'III) et les hydrosystèmes du Saynbach et de la Sieg sont mentionnés comme principales zones de reproduction. La figure 7 montre l'évolution entre 1994 et 2022.

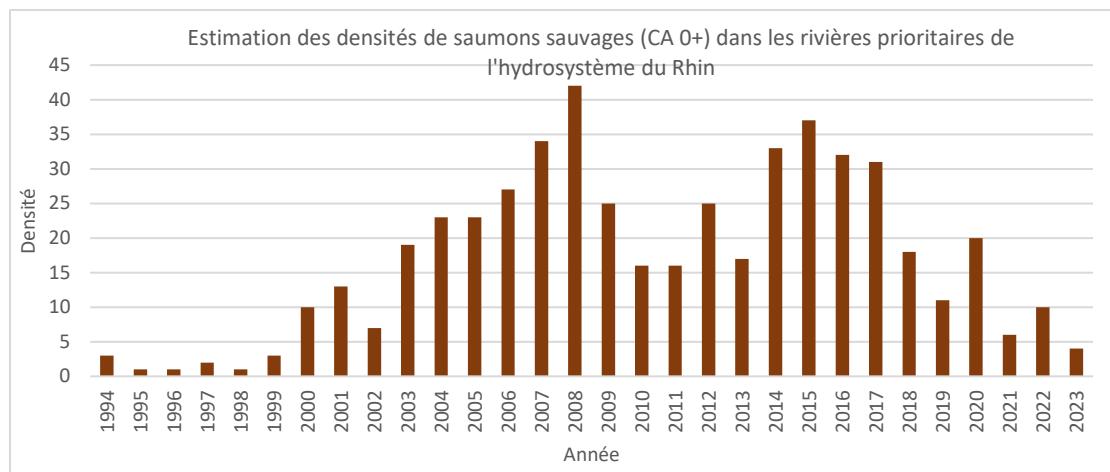


Fig. 7 : Estimation des densités de saumons sauvages dans l'hydrosystème du Rhin. Il a été attribué à chaque cours d'eau un score allant de 0 (aucune identification) à 4 (densité élevé) points. Les densités de saumons sauvages indiquées sont dépendantes du nombre de cours d'eau estimés, de leur accessibilité, de l'étendue des échantillonnages et de l'estimation des experts sur les densités locales ; elles reposent par conséquent sur des données semi-quantitatives.

Évaluation : à la lumière des données obtenues pour l'hydrosystème du Rhin, il est incontestablement exclu que le recul documenté au chapitre 4 du nombre de saumons adultes de retour dans l'hydrosystème du Rhin (total), dans la Sieg, la Moselle et à Iffezheim soit la conséquence d'une baisse des efforts de repeuplement. En outre, il convient de comptabiliser les apports temporairement élevés de smolts issus de reproduction naturelle dans la Sieg, l'Ahr et la Bruche (hydrosystème de l'Ill). Dans le cadre de l'interprétation de l'évolution du nombre d'adultes de retour, cette production temporaire de smolts sauvages relativement élevée mais néanmoins impossible à quantifier avec précision, devrait être ajoutée aux efforts de repeuplement réalisés sur l'hydrosystème du Rhin dans son ensemble.

3.3. Adultes de retour identifiés : saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine²

3.3.1 Unité de coordination 1 'Saumon' pour le Rhin supérieur et le haut Rhin³

La figure A1 de l'annexe II montre les adultes de retour identifiés dans les stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamburg. Dans ces deux stations, le nombre d'adultes de retour le plus élevé est signalé en 2015 et 2020. En 2021 et 2022, peu d'adultes de retour sont recensés. On enregistre en 2013 l'année « la plus mauvaise » (le monitoring n'ayant commencé qu'en avril à Gamburg en 2006). La figure A2 en annexe II montre les adultes de retour identifiés et les prévisions d'« adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement. Il en ressort qu'on était supposé attendre une forte augmentation du nombre d'adultes de retour à partir de 2012. Mais on constate à partir de 2015 une rupture dans cette évolution et les identifications baissent par rapport aux prévisions. En 2015, 69 % des adultes de retour attendus sont enregistrés ; ils ne sont plus que 10 % en 2021 et le taux de capture est de 12,5 % par rapport aux prévisions en 2022 (figure 8). On note pour Iffezheim que le nombre d'adultes de retour n'a pas augmenté entre 2015 et 2018 malgré une montée en puissance des efforts de repeuplement.

² Sur la base des statistiques de la CIPR en date de mise à jour du 29.1.2024

³ Iffezheim : les comptages ont été réalisés par : le Büro für Fischereibiologie & Ökologie, le Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., l'Association Saumon-Rhin et l'Onema sous contrôle du Regierungspräsidium Karlsruhe ; Gamburg : Saumon-Rhin, le Regierungspräsidium Freiburg et le Landesfischereiverband Baden sous contrôle de l'Onema

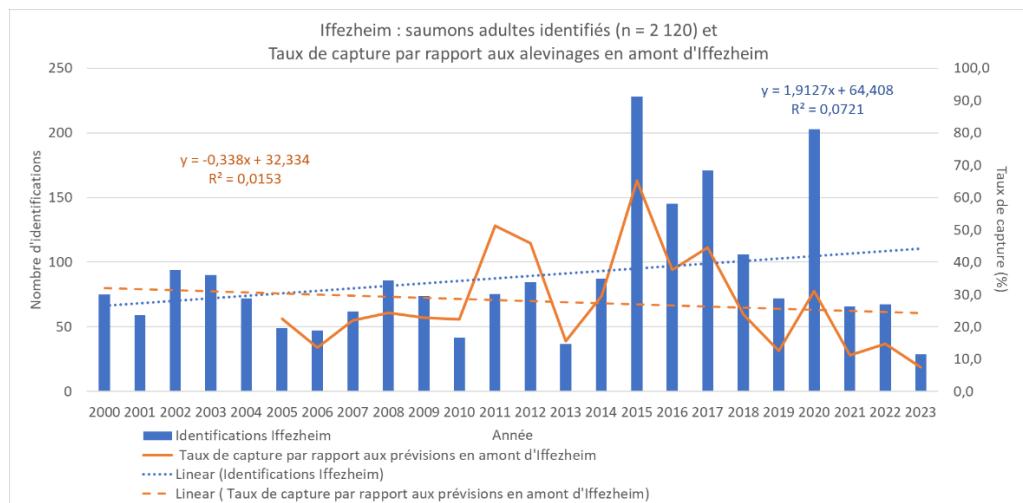


Fig. 8 : Adultes de retour identifiés à Iffezheim et taux de capture selon les prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement en amont d'Iffezheim. Le taux de capture baisse à partir de 2015.

3.3.2 Unité de coordination 2 'Saumon' pour le Rhin moyen

La figure A3 en annexe II montre les saumons de retour identifiés dans la station de contrôle de Moselle/Coblence. Le nombre d'adultes de retour le plus élevé est signalé en 2000 et 2015. En 2005 et 2007, peu d'adultes de retour sont recensés. On enregistre en 2005 l'année « la plus mauvaise ». La figure A4 en annexe II affiche les adultes de retour identifiés et les prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement. Il en ressort qu'on était supposé attendre une forte augmentation du nombre d'adultes de retour à partir de 2006. Mais on constate à partir de 2015 une rupture dans cette évolution et les identifications baissent par rapport aux prévisions. En 2015, 51 % des adultes de retour attendus sont enregistrés, puis ces taux tombent de 26 % à 5 % par la suite. La valeur maximale est atteinte en 2002 avec 162 % (figure 9). On note pour la Moselle que le nombre d'adultes de retour n'a pas augmenté malgré une montée en puissance des efforts de repeuplement. Comme à Iffezheim, la tendance est régressive après 2015.

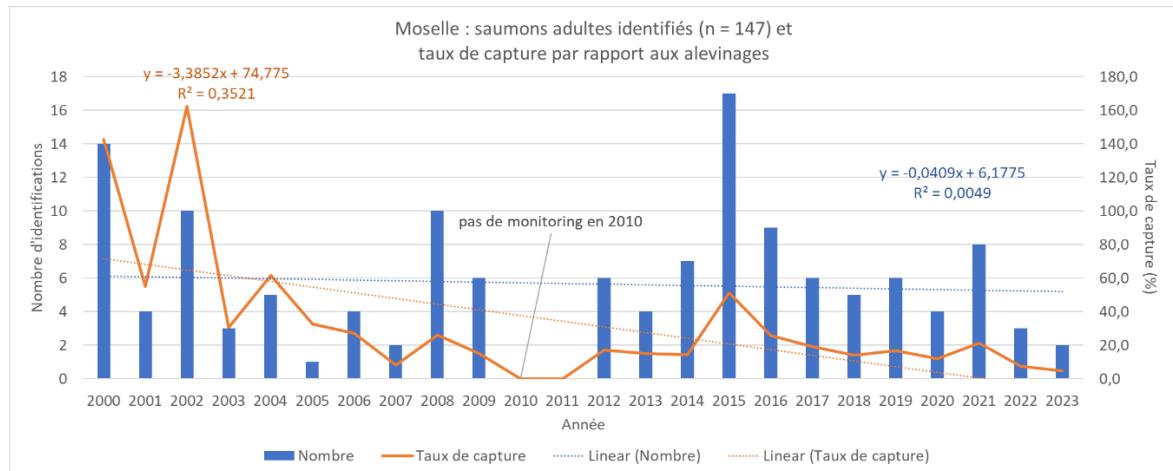


Fig. 9 : Adultes de retour identifiés dans la Moselle et taux de capture selon les prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement dans l'hydrosystème de la Moselle en amont de Coblenze

3.3.3 Unité de coordination 3 'Saumon pour le Rhin inférieur et le delta du Rhin'

La figure A5 en annexe II montre les adultes de retour identifiés dans la station de contrôle SCP Sieg. Le nombre d'adultes de retour le plus élevé est signalé en 2007 et 2008. Peu d'adultes de retour sont

recensés à partir de 2018. On enregistre en 2018 l'année « la plus mauvaise ». On relève une récupération modérée en 2023, mais il faut ici tenir compte du fait que la capacité de piégeage de la SCP était restreinte en raison d'une situation de crue. Globalement, la tendance est à la baisse. La figure 10 et la figure A6 en annexe II mettent en évidence un taux d'adultes de retour globalement très décroissant pour la Sieg (seuls les alevinages réalisés en amont de Buisdorf ont été pris en compte). Alors que l'on enregistrait encore près de 80 % des adultes de retour attendus, ce taux baisse ensuite jusqu'en 2022 pour atteindre 4 % et même 0,8 % lors de l'année extrêmement sèche de 2018 (ce qui est cependant à mettre sur le compte des mauvaises conditions de montaison et de piégeage). Les autres valeurs maximales ont été relevées en l'an 2000 (79 %) et en 2008 (49 %), de même qu'en 2010 (44 %). On note pour la Sieg que le nombre d'adultes de retour a fortement baissé à partir de 2007 malgré une montée en puissance des efforts de repeuplement. Comme à Iffezheim et sur la Moselle, la dernière décennie est caractérisée par un pic en 2015.

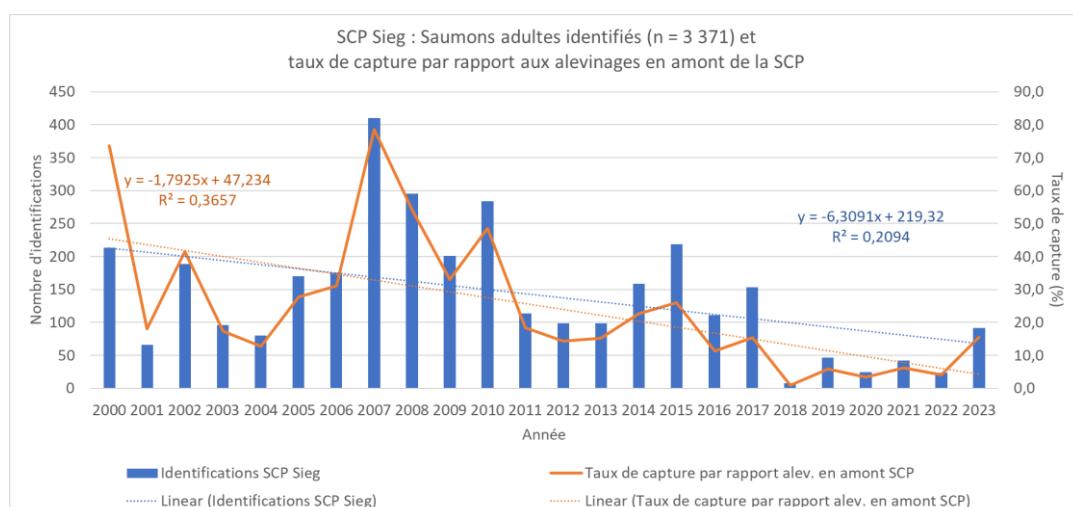


Fig. 10 : Adultes de retour identifiés dans la SCP Sieg et taux de capture selon les prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement dans l'hydro-système de la Sieg amont (sans l'Agger et d'autres affluents en aval de la SCP). Le taux de capture baisse depuis 2007. (données : LANUV NRW)

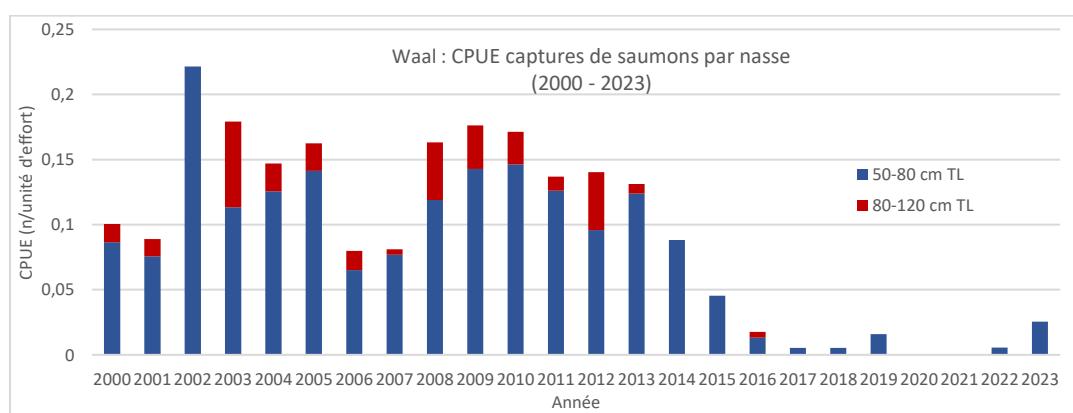


Fig. 11 : Saumons adultes de retour dans les analyses effectuées dans le Waal (données : VAN RIJSSEL et al., 2023; 2024)

Des analyses de montaison ont eu lieu dans le Waal sur la période 1997 - 2022. La figure 11 montre les captures réalisées avec des « zalmsteken » (grandes nasses à saumons) dans le Bovenrijn-Waal sous forme de CPUE (n/nasse/24 h). La période de surveillance couvre six semaines en octobre/novembre et six semaines en mai/juin/juillet. Les données affichent un très net recul dès 2014 (VAN RIJSSEL et al., 2023; 2024). À la différence d'Iffezheim, de la Sieg et de la Moselle, on ne

relève donc pas dans le Waal de pic de retour en 2015 avec régression ultérieure (cf. figure A7). Au contraire, on note dans le Waal une forte régression des détections de saumons dès la période 2014-2015. On ne peut pas dire cependant si ce recul des dernières années était factuel ou si la période de surveillance et la phase de migration ne concordaient plus.

3.3.4 Synthèse sur les adultes de retour identifiés: saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine

Saumon :

D'après les chiffres non corrigés de la CIPR, le total de saumons adultes enregistrés dans l'hydrosystème du Rhin depuis 1990 s'élève à 10 763. En raison de doubles recensements plus en aval après une première identification dans le delta et de la probabilité élevée de doubles comptages dans les différentes stations de capture du Rhin supérieur en amont d'Iffezheim, seules les données pouvant être considérées avec une haute fiabilité comme des premières identifications devraient être retenues. Par conséquent, les données obtenues dans le delta et celles soit de Gamsheim, soit d'Iffezheim, de même que celles plus en amont, ne sont pas évaluées dans les paragraphes suivants. Par ailleurs, les données sont lacunaires pour Iffezheim et il a donc été décidé, après comparaison des détections d'Iffezheim et de Gamsheim (années représentatives), de les rééquilibrer de la manière suivante : valeurs estimatives Iffezheim = 1,6 x Gamsheim. Du fait de la mise en place de la 5^e turbine, des interruptions de monitoring ont eu lieu et la passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018. Au cours de ces années (à l'exception de 2018), Iffezheim a été évaluée comme valeur Gamsheim x 1,6 (ce qui correspond à l'ordre de grandeur relatif des années représentatives). Pour 2018 (où l'extrapolation donnerait 78), on a favorisé la valeur plus élevée obtenue à Iffezheim (106). Ces corrections débouchent sur un nombre total d'adultes de retour de 7 777 individus de l'an 2000 à 2023 (moins 2 986 par rapport aux statistiques CIPR) (colonnes bleues dans la figure 12 ; figure A7 de l'annexe II). Le nombre de saumons est certainement sous-estimé ici car les travaux réalisés à Iffezheim auraient inévitablement dû faire effet également à Gamsheim. Toutes les évaluations statistiques de la présente étude se fondent sur le jeu de données « corrigé » présenté dans la figure 12 et qui démarre en 1998 (Moselle) et en l'an 2000 (stations de contrôle de la Sieg et d'Iffezheim). La figure A7 de l'annexe II met en évidence une tendance régressive pour la chronique allant de 2000 (entrée en service des stations de contrôle d'Iffezheim et de la SCP Sieg) à 2022.

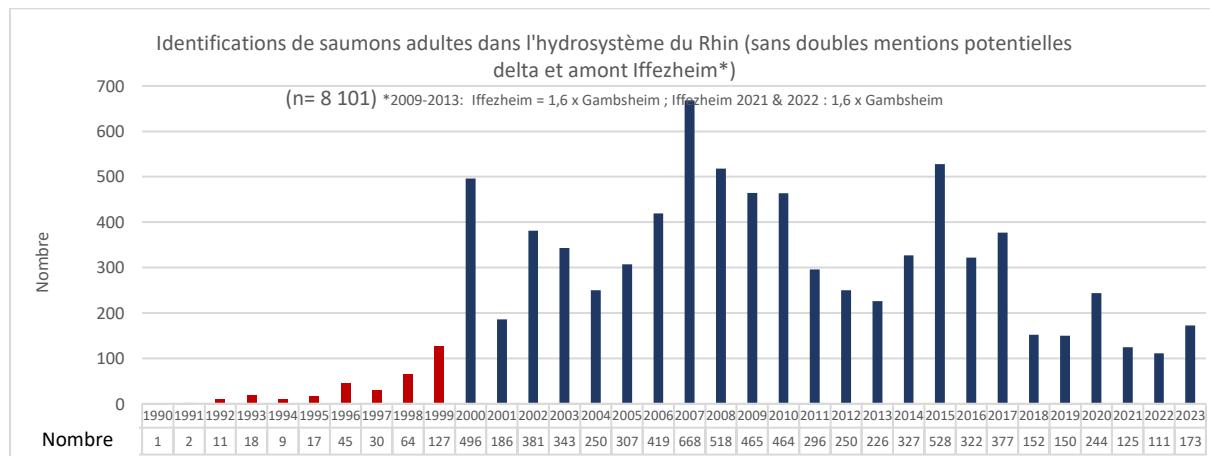


Fig. 12 : Statistiques de saumons adultes de retour, chronique de 1990 à 2023 ; en bleu : chronique de l'an 2000 à 2023 (correspond à l'entrée en service des stations de contrôle d'Iffezheim et SCP Buisdorf/Sieg). Remarque : la passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière très restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018, ce qui a eu des répercussions sur le nombre d'adultes de retour à Gamsheim.

La figure A8 de l'annexe II montre les adultes de retour identifiés dans l'hydrosystème du Rhin et les prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts totaux de repeuplement dans cet hydrosystème. Comme on le voit déjà dans les différentes stations de contrôle (cf. figures 8, 9 et 10), la tendance est très nettement régressive. On était supposé attendre une hausse du nombre d'adultes de retour à partir de 2014. On constate cependant à partir de 2015 une rupture dans cette évolution et les identifications baissent par rapport aux prévisions (figure 13). En 2015, 31 % des adultes de retour attendus sont enregistrés ; ils ne sont plus que de 6.2 % en 2022. La valeur maximale est signalée en 2007 (45,3 %).

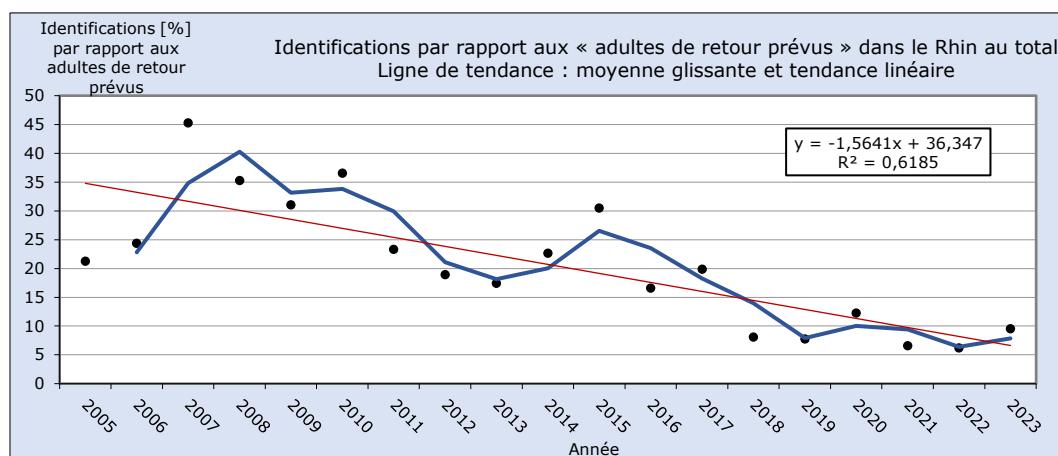


Fig. 13 : Adultes de retour identifiés et prévisions d' « adultes de retour attendus » par rapport aux efforts de repeuplement dans l'hydrosystème du Rhin au total

Résultat intermédiaire : On relève une étroite connexion entre les efforts de repeuplement (équivalents smolt) et le nombre d'adultes de retour jusqu'en 2015 (voir figure 28). Après 2015, le nombre d'adultes de retour régresse bien que les alevinages ne baissent pas ou augmentent même légèrement.

L'évolution négative des retours de saumons adultes se reflète clairement aussi dans l'ordre de grandeur de la reproduction naturelle (valeurs sur la base d'estimations d'experts, cf. chap. 3.3) (figure 14).

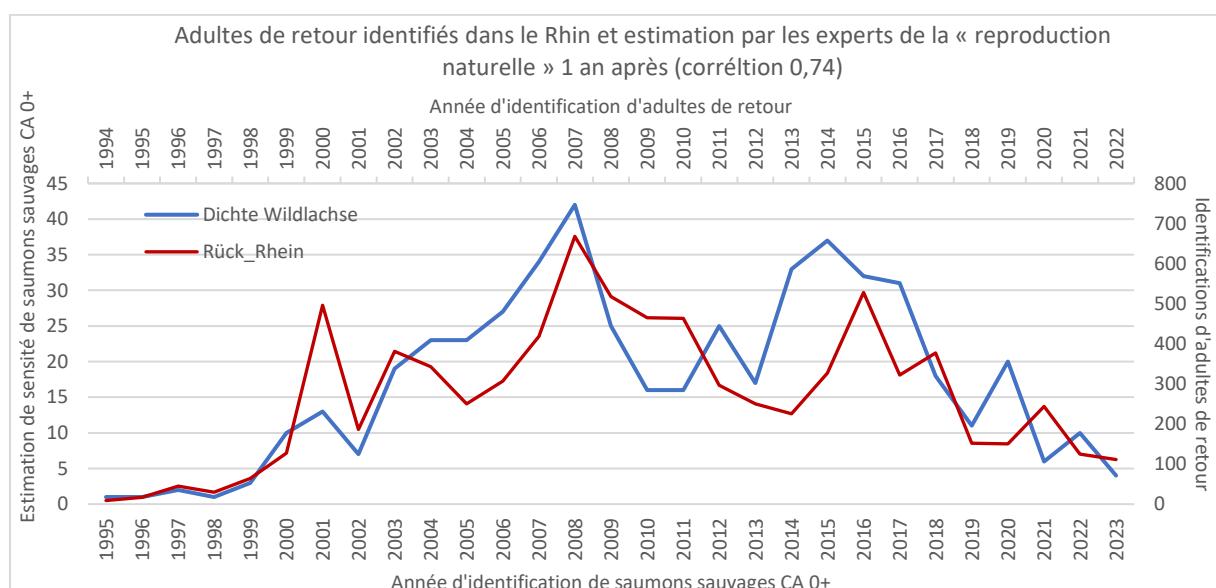


Fig. 14 : Saumons adultes de retour enregistrés et peuplements de saumons sauvages un an plus tard

Truite de mer :

Les peuplements de truites de mer régressent nettement en tendance, comme le montrent les données des stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim (figure 15).

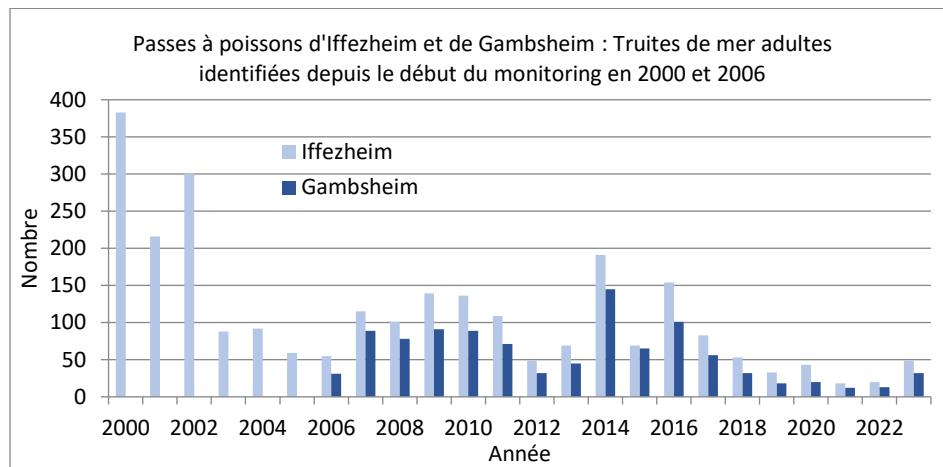


Fig. 15 : Truites de mer de retour à Iffezheim (en haut ; 2021-2023 estimations) et Gamsheim (en bas). La passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière très restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018, ce qui a eu des répercussions sur le nombre d'adultes de retour à Gamsheim.

Grande alose :

Depuis 2008, la grande alose est soutenue par des alevinages intensifs dans l'hydrosystème rhénan. On note un net recul des identifications d'adultes de retour après une forte hausse initiale (2014, 2015). Le nombre de poissons identifiés en 2021 est même plus bas que ceux relevés de 2004 à 2007 (avant le début des mesures de repeuplement) (cf. figure A9 de l'annexe II). La tendance négative mentionnée se reflète également dans les données du monitoring des stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim (figure 16).

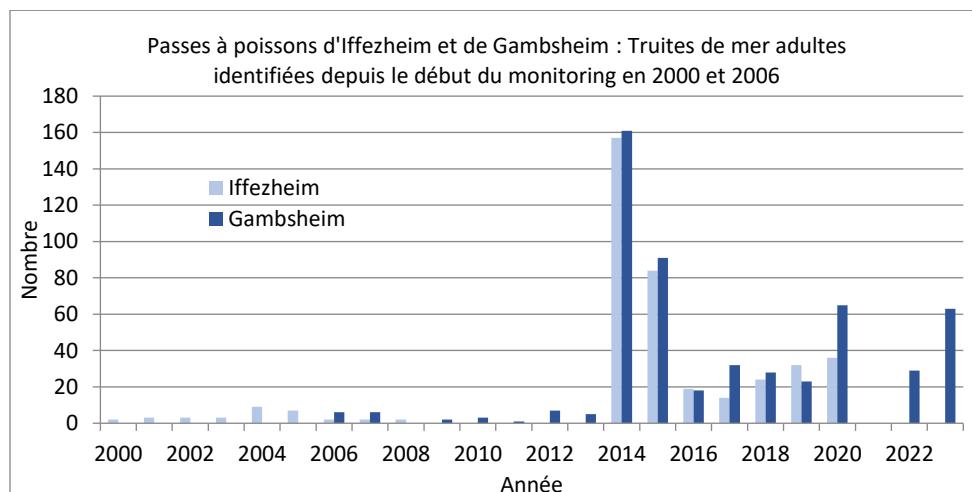


Fig. 16 : Truites de mer de retour à Iffezheim (en haut ; 2021-2023 aucune donnée) et Gamsheim (en bas). La passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière très restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018, ce qui a eu des répercussions sur le nombre d'adultes de retour à Gamsheim.

Lamproie marine :

On ne dispose que de données incomplètes sur l'évolution des peuplements de lamproies marines dans le Rhin. Les données les plus informatives viennent des stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim (figure 17). Elles affichent un recul significatif des peuplements. On relève tout particulièrement une chute brutale des identifications de 2010 à 2013. Il faut rappeler cependant que la passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018.

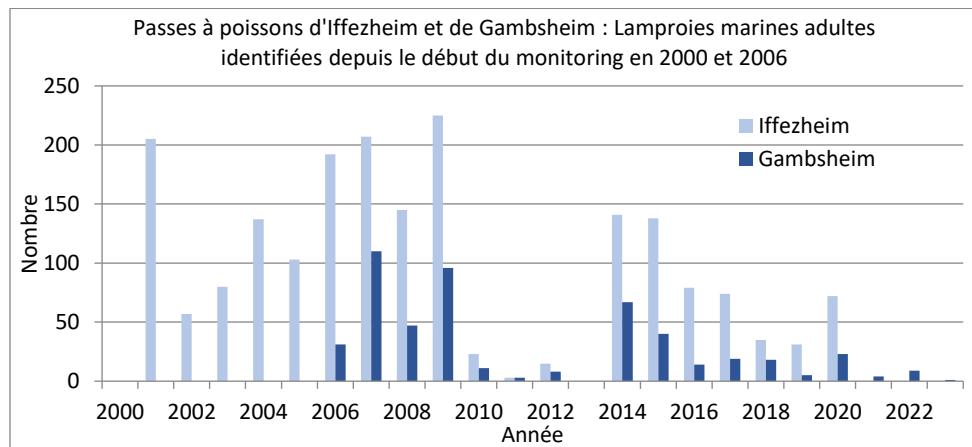


Fig. 17 : Lamproies marines de retour à Iffezheim (en haut ; 2021-2023 aucune donnée) et Gamsheim. La passe à poissons d'Iffezheim a fonctionné de manière très restreinte d'avril 2009 à octobre 2013 ainsi qu'en 2018, ce qui a eu des répercussions sur le nombre d'adultes de retour à Gamsheim.

3.4 Autres fleuves et régions

Meuse

Malgré des alevinages nettement en hausse (depuis 2003) et l'utilisation croissante de quelques géniteurs à partir de 2015, les détections de saumons adultes de retour baissent dans la Meuse depuis 2016 (figure 18). Les causes de cette régression sont inconnues mais on suppose une combinaison de plusieurs facteurs de stress, tout comme dans le Rhin. La Meuse, comme le Rhin, affiche un pic de retour en 2015.

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

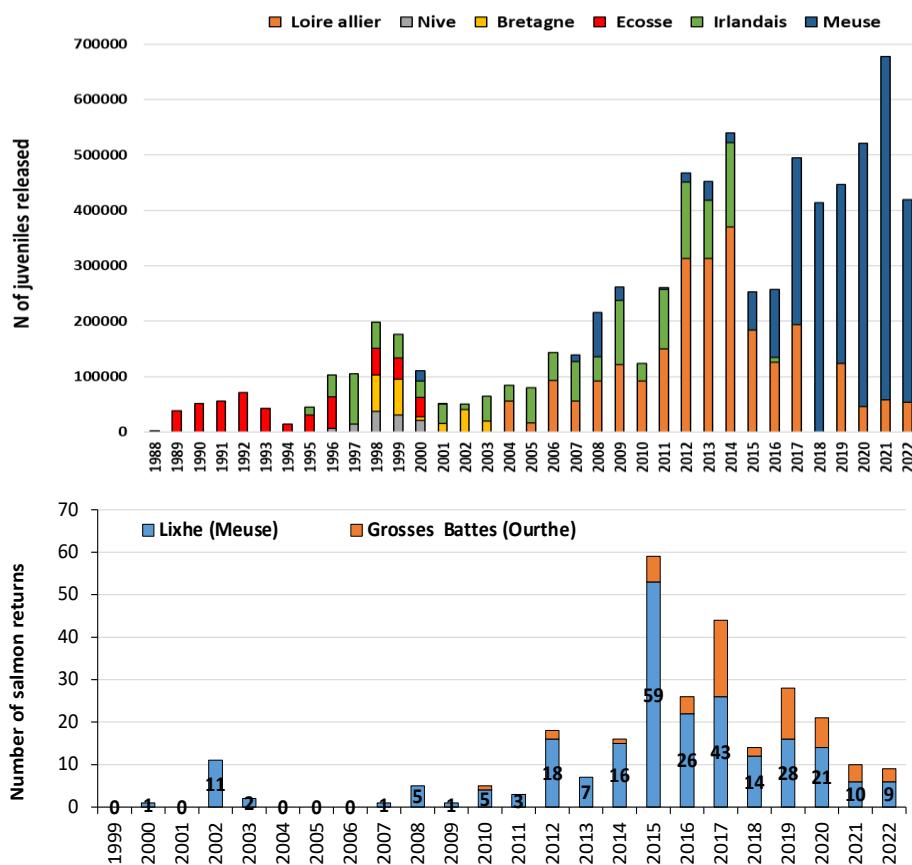


Fig. 18 : Nombre d'alevins de saumons (à gauche) et identifications de saumons adultes de retour (à droite) dans l'hydro-système de la Meuse (graphiques : BENITEZ, et al., 2022)

Elbe

Le projet de réimplantation du saumon dans le Lachsbach saxon (hydro-système de l'Elbe), exposé ici à titre d'exemple, est le plus ancien projet réalisé dans le bassin de l'Elbe. Le nombre de saumons adultes de retour dans le Lachsbach est globalement en baisse malgré des chiffres d'alevinages pratiquement constants depuis 2003 (figure 19). Les causes de cette régression sont inconnues mais on suppose une combinaison de plusieurs facteurs de stress, en partie comparables à ceux du Rhin. Contrairement au Rhin et à la Meuse (ainsi qu'à la Loire, voir figures 20 et 21), on ne relève pas ici de pic de retour en 2015.

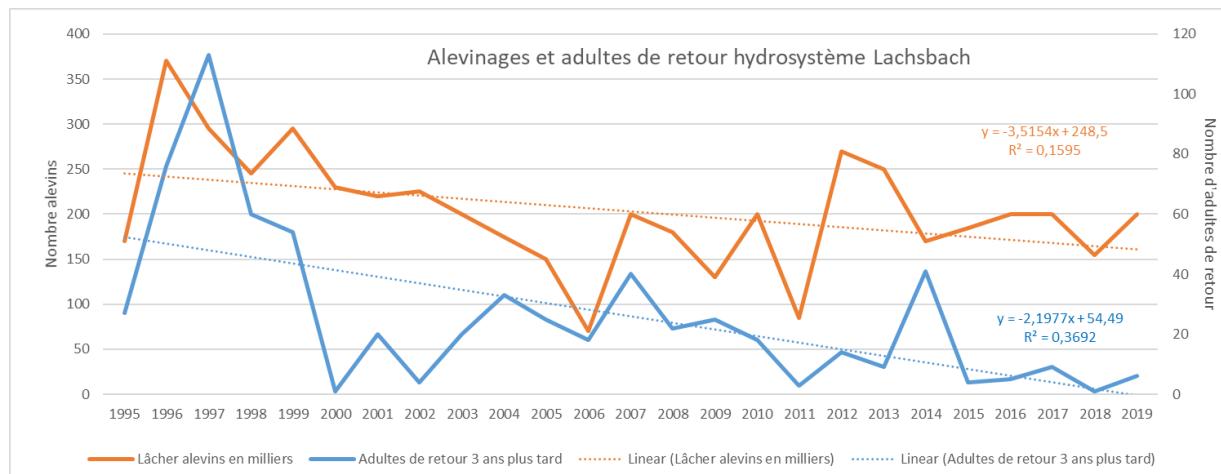


Figure 19 : Lachsbach (hydro-système de l'Elbe) : Alevinage et adultes de retour identifiés 3 ans plus tard (Données : Sächsisches Landesamt f. Umwelt, Landwirtschaft & Geologie)

Loire (France)

Les peuplements de saumons (souche Allier, soutenue par alevinages à partir de 2001), de grandes aloses, de lampreys marines et de truites de mer régressent fortement dans la Loire (figures 20 et 21). En regard à cet effondrement des populations, des études récentes mettent en évidence une pression prédatrice massive par le silure (qui n'est pas autochtone dans la Loire) qui, de toute évidence, ne se limite pas uniquement aux périmètres des ouvrages transversaux et des obstacles à la migration (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018; TRANCART *et al.*, 2023).

Des analyses des contenus stomacaux de silures de taille > 180 cm ont fait apparaître une part de biomasse de saumon de 63 % (cf. figure 21, en bas à droite) ; les estomacs de silures de 120 à 180 cm contenaient des parts de biomasse de 27 % constituées de grandes aloses et de 6 % de lampreys marines (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018).

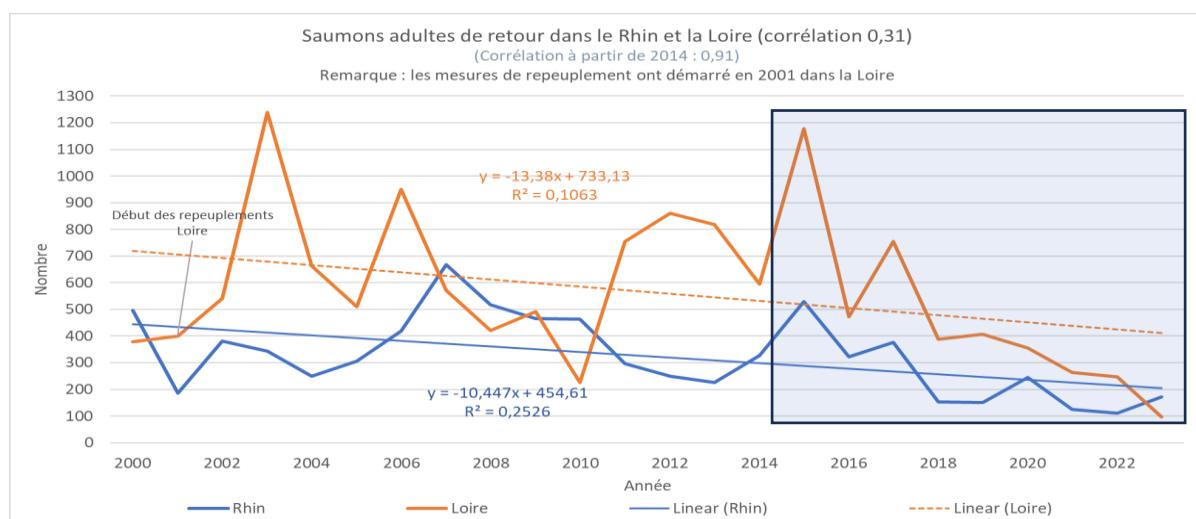
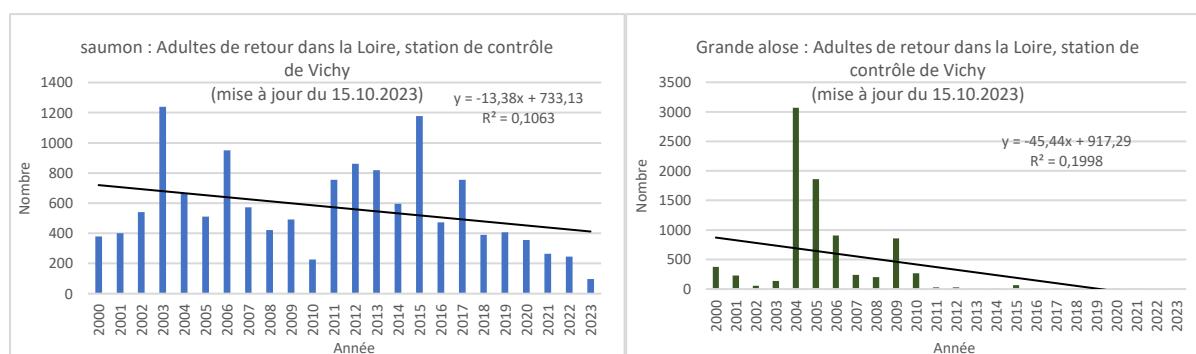


Figure 20 : Saumons adultes de retour identifiés dans la Loire (station de contrôle de Vichy) et dans le Rhin (total)



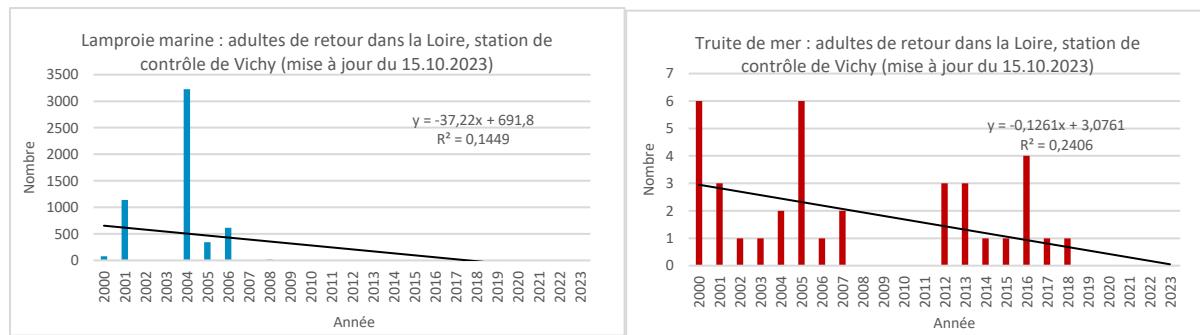


Fig. 21 : Poissons migrateurs anadromes identifiés dans la Loire (station de contrôle de Vichy) ; en bas à droite : saumon adulte extrait de l'estomac d'un silure > 180 cm (photo tirée de BOISNEAU & BELHAMITI, 2018).



Les identifications de saumons adultes de retour dans la Loire et dans le Rhin montrent globalement une tendance régressive identique sur la période allant de l'an 2000 à 2023. Une corrélation étroite apparaît à partir de 2014 (case ; $p < 0,001 = ***$), ce qui laisse supposer des causes identiques (par ex. le débit, la mortalité marine, la prédation des silures) (figure 20). Comme dans le Rhin, on note un pic en 2015.

Skjern Å (Danemark)

En 1993, le Danemark a lancé son « Plan d'action pour la reconstitution et la restauration des peuplements de saumon danois ». L'objectif a consisté à rétablir les peuplements dans les 9 fleuves du Jutland où des saumons vivaient par le passé.

Il s'agit de la Storå et de la Skjern Å, qui débouchent dans le Nissum Fjord et le Ringkøbing Fjord, de même que des fleuves Varde Å, Sneum Å, Kongeå, Ribe Å, Brede Å et Vidå, qui débouchent dans la mer des Wadden. Le seul fleuve de la côte orientale est la Gudenå qui débouche dans le Randers Fjord. Le plan d'action est parti de l'hypothèse (erronée) que les peuplements d'origine étaient éteints. Des analyses génétiques ont cependant montré que les peuplements actuels de saumons du Jutland occidental étaient des descendants des peuplements d'origine. Des opérations de soutien des peuplements ont été réalisées dans la Skjern Å à partir de 1980 (et dans d'autres cours d'eau à partir de l'an 2000) au moyen d'alevins autochtones (figure A10 de l'annexe II) (JEPSEN, 2011). Le programme a permis (contrairement à la tendance internationale ; voir plus bas) de faire croître sensiblement le nombre d'adultes de retour (pêches à la ligne, détections dans le cadre de campagnes de pêche) (figure 22). Contrairement au Rhin et à la Meuse, on ne relève pas ici de pic de retour en 2015.

Dans la Skjern Å (comme dans d'autres cours d'eau du Jutland occidental), on a constaté en outre une nette augmentation de la reproduction naturelle, celle-ci étant due en très grande partie à la restauration d'habitats de frai et de grossissement, en plus du nombre croissant de géniteurs (issus d'alevinages et de reproduction naturelle) et des courtes distances de migration.

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

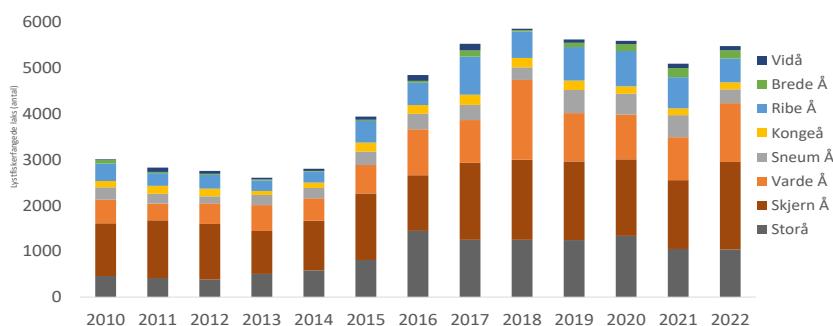


Fig. 22 : Captures de saumons à la ligne dans différents fleuves danois (données tirées d'un exposé d'E.E. Nielsen, 100 years of salmon management in Denmark. Insights from population genomics, Landau, 10.5.2023)

En se fondant sur l'ordre de grandeur et le sex-ratio des populations de géniteurs de 2013 et du nombre estimé de saumons ayant frayé en 2015, on estime que le frai de la Skjern a représenté env. 21,3 millions d'œufs en décembre 2015. Pour une population estimée à 192.500 saumons de 6 mois dans l'hydrosystème en 2016, ceci correspond à un taux de survie d'env. 0,9 % du stade d'œuf au stade de saumon de 6 mois (E. NIELSEN, comm. écrite) On dispose de données de monitoring quantitatives pour 2016, 2020 et 2022. Elles laissent apparaître une hausse exponentielle des populations de saumons sauvages (de six mois) (ajusté avec E. NIELSEN) (figure A11 de l'annexe II). Cette hausse est prise en compte par la suite dans les chiffres de dévalaison (alevinage et reproduction sauvage) et étayée par les chiffres d'adultes de retour. Il en ressort que l'augmentation des peuplements dans la Skjern Å (et probablement dans d'autres cours d'eau) provient de manière déterminante de la hausse de la reproduction naturelle (figure 23), bien qu'env. 50 % des smolts soient mangés par les cormorans (voir tableau A1 de l'annexe II).

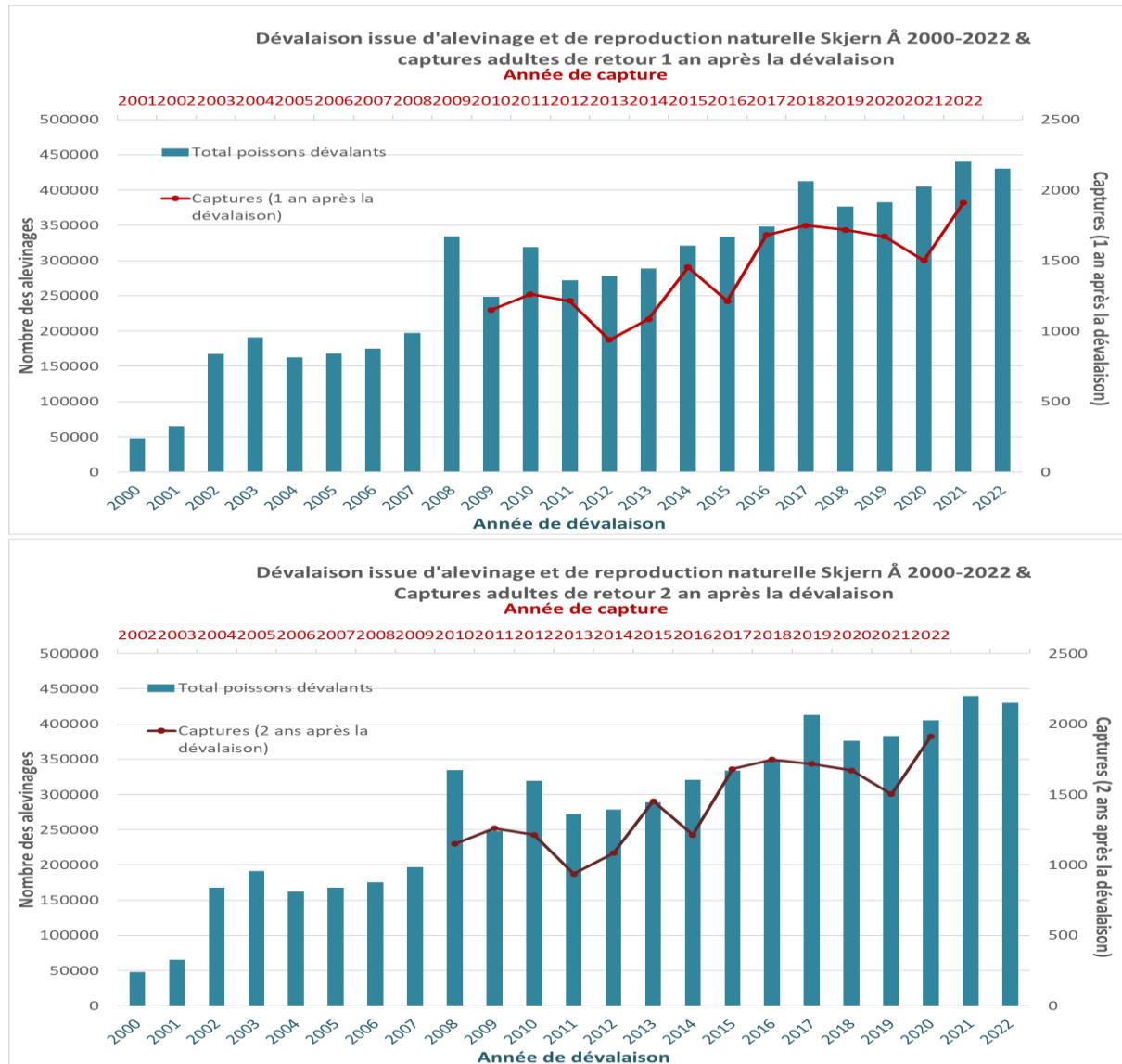


Fig. 23 : Nombre extrapolé de smolts et captures d'adultes de retour 1 an (en haut) et 2 ans (en bas) après la dévalaison.

Captures dans l'Atlantique du Nord-Est

Le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) évalue chaque année l'état des populations de saumons dans la zone de la Commission de l'Atlantique Nord (NEAC) comme base des négociations entre gestionnaires et pour mettre au point des recommandations de capture pour la pêche hauturière. Un des éléments constitutifs de cette évaluation est l'estimation de l'abondance des opérations de pêche (PFA = Pre-Fishery Abundance) de tous les peuplements de la zone NEAC, cette abondance étant définie comme le nombre de poissons passant leur premier hiver en mer au 1^{er} janvier d'une année. Il est fait ici la différence entre poissons en phase de maturation (potentiellement un hiver en mer ou 1HM) et poissons non-mâtures (potentiellement plusieurs hivers en mer ou PHM). Selon le CIEM, les estimations PFA pour la période à partir de 1971 constituent la meilleure interprétation possible des données de capture et d'efforts de pêche sur les évolutions de l'état des populations de saumons à l'échelle nationale sur cette période. Les captures de saumons dans l'Atlantique du Nord-Est baissent sensiblement de 2006 à 2020 d'après les données du CIEM (figure 24). L'évolution des quantités de la pêche côtière, estuarienne et intérieure dans la zone NAC (2009-2020) est également négative. Au Royaume-Uni (Angleterre, Pays de Galle, Écosse,

Irlande du Nord), en République d'Irlande, de même qu'en Norvège et en Suède, on signale également des reculs (figure 25).

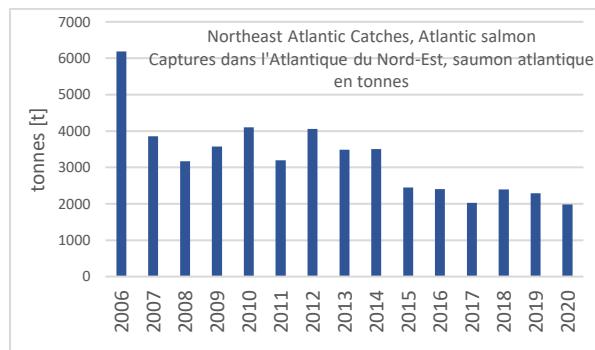


Fig. 24 : Captures de saumons dans l'Atlantique du Nord-Est (données CIEM 2006-2020)

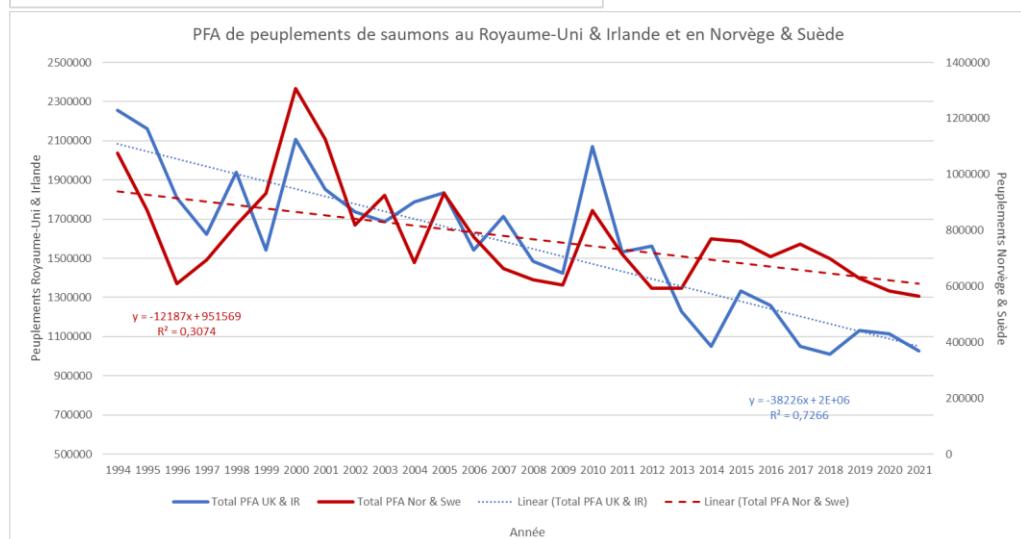


Fig. 25 : Abondance estimée avant pêche (PFA – Pre-Fishery Abundance) au Royaume-Uni (Angleterre, Pays de Galle, Écosse, Irlande du Nord) & République d'Irlande (axe des ordonnées à gauche, de même que Norvège & Suède) (axe des ordonnées à droite)

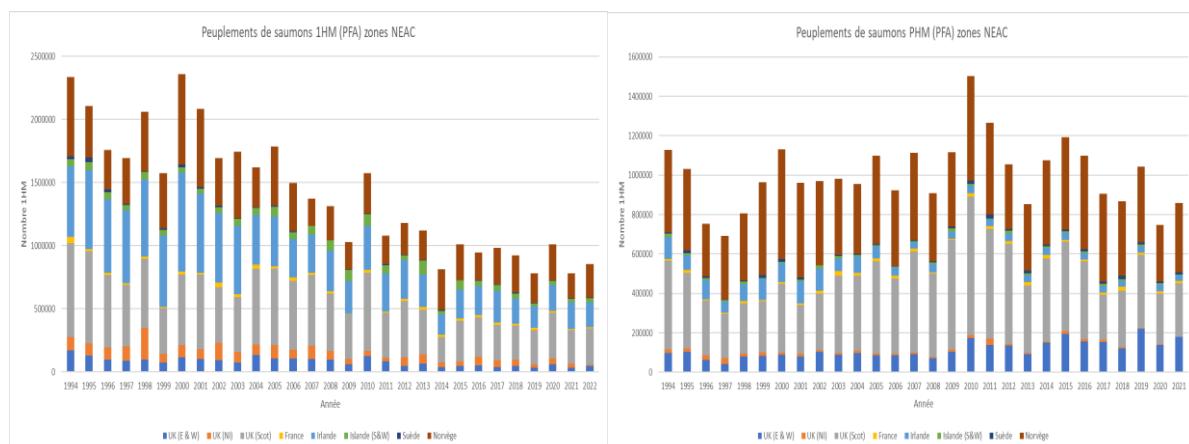


Fig. 26 : Abondance estimée avant pêche (PFA – Pre-Fishery Abundance) des saumons progressivement mûrs d'1HM (adultes de retour 1HM potentiels) (à gauche) et saumon 1HM non-mûrs (adultes de retour PHM potentiels) (à droite) par année pour les pays NEAC (source : ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, 2023)

Le recul général signalé des peuplements se manifeste principalement chez les saumons 1HM alors que les saumons PHM augmentent légèrement (figure 26).

Tendance Angleterre et Pays de Galles

En Angleterre et au Pays de Galles, les captures à la ligne avec retrait affichent une nette tendance à la baisse et, à l'inverse, la part de saumons remis à l'eau (*released salmon*) a augmenté fortement. Les captures au filet ont stoppé à partir de 2020 (les poissons ont été remis à l'eau). Les pêches à la ligne sont donc principalement celles qui apportent une vue représentative (figure 27 à gauche) (ENVIRONMENT AGENCY, 2021). On note ici un pic temporaire sur la période 2004 à 2011 suivi d'un net recul jusqu'en 2021. La proportion de saumons PHM gagne en ampleur depuis 1992.

La PFA estimée de saumons d'Angleterre et du Pays de Galles a régressé d'environ 46 % entre le début des années 1970 et aujourd'hui (figure 27 à droite). Pendant de longues périodes de cette chronique, le recul des éléments non-mâtures (c'est-à-dire les PHM potentiels) de la PFA est plus marqué que celui des éléments 1HM en phase de maturation (c'est-à-dire les madeleineaux potentiels). Au cours des onze dernières années, on relève cependant une baisse sensible de la PFA pour les saumons 1HM et le recul de la PFA entre le début et la fin de la chronique est désormais plus marquant pour les poissons avec 1 hiver en mer (64 %) que pour les saumons avec plusieurs hivers en mer (39 %). On doit toutefois signaler que des modifications divergentes dans les peuplements de différents fleuves se cachent derrière ces tendances. Certains fleuves ont subi des régressions plus importantes, qui sont cependant masquées par les améliorations et restaurations majeures réalisées dans d'autres fleuves (par ex. la Tyne) sur cette chronique complète de 50 ans. Les résultats indiquent également que la PFA a connu une nette diminution aux alentours de 1990, ce qui est conforme à la perception générale d'une baisse du taux de survie en mer de nombreux peuplements de l'Atlantique Nord à cette époque.

Le nombre estimé de saumons retournant vers l'Angleterre et le Pays de Galles (c'est-à-dire avant leur exploitation par la pêche en eaux intérieures) provient également de l'évaluation nationale du CIEM et est basé sur les captures de la pêche en eaux intérieures corrigées par la sous-estimation de recensement due aux taux d'exploitation. Ces estimations montrent une tendance à la baisse similaire à celle de la PFA (figure 27 à droite), même si cette baisse est moins nette en raison de la diminution de l'exploitation nette de la pêche hauturière. On estime que le nombre de poissons de retour a régressé d'env. 39 % entre le début des années 1970 et aujourd'hui. Comme pour les PFA, la baisse des poissons de retour PHM est plus marquée que celle des adultes de retour 1HM sur de larges périodes de la chronique. Au cours des onze dernières années, on observe cependant un pourcentage plus élevé de poissons PHM et la diminution en pourcentage des adultes de retour entre le début et la fin de la chronique est désormais plus marquée pour les poissons 1HM (64 %) que pour les saumons PHM (17 %).

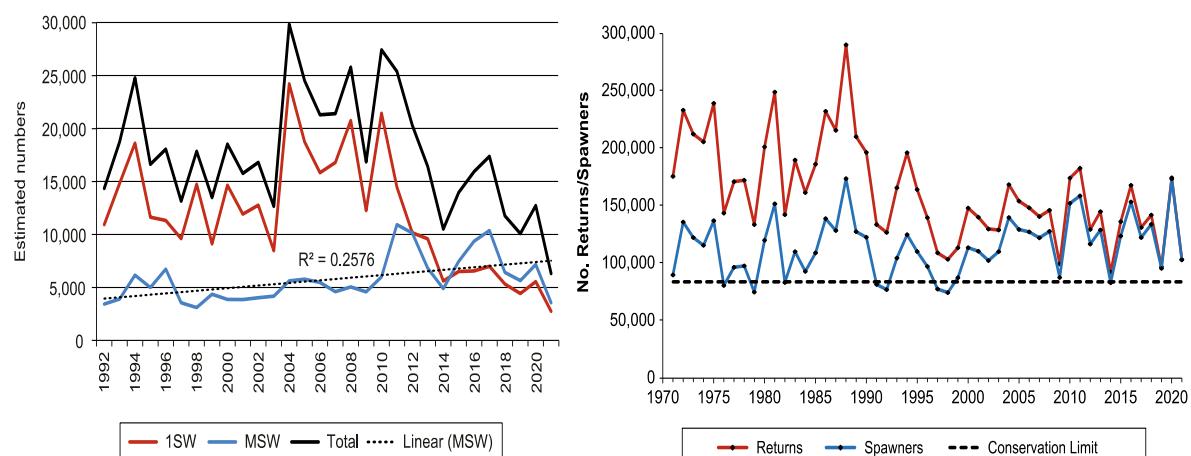


Figure 27 : à gauche : Nombre total estimé (avec correction de déclaration insuffisantes) de 1 HM, de PHM et de tous les saumons pêchés à la ligne en Angleterre et au Pays de Galles (y compris poissons capturés et relâchés), période 1992-2021 ; **à droite** : Nombre total estimé des saumons de retour et géniteurs au Royaume-Uni (Angleterre et Pays de Galles), 1971-2021, déterminé à partir du modèle PFA CIEM-NEAC, 2022, en conjonction avec la limite nationale de conservation (déduite de la somme des limites de conservation spécifiques à chaque fleuve).

4. Hypothèses

L'analyse des données s'appuie en premier lieu sur les identifications de saumons de retour (à partir de 2005) et sur les équivalents smolt alevinés. Dans des conditions générales stables, une corrélation positive étroite entre équivalents smolt et adultes de retour serait attendue et le nombre de ces derniers serait alors directement dépendant du nombre d'alevins de saumons déversés lors des années antérieures pertinentes. Alors que l'on reconnaît un lien légèrement positif sur la période 2005 à 2015 (non significatif, n.s.), les courbes se déconnectent à partir de 2016 après un pic en 2015 (figure 28). On suppose par conséquent qu'un ou plusieurs facteurs de stress font plus fortement effet à partir de 2016 et influencent ainsi de manière négative le taux d'adultes de retour. L'analyse des données disponibles sur les facteurs de stress potentiels (biotiques et abiotiques ; tableau 3) et les recherches bibliographiques sur les évolutions des peuplements dans d'autres hydro-systèmes ainsi que les facteurs de stress identifiés dans ceux-ci font apparaître les effets ou combinaisons d'effets suivants sur les stades de vie du saumon et évent. d'autres espèces anadromes :

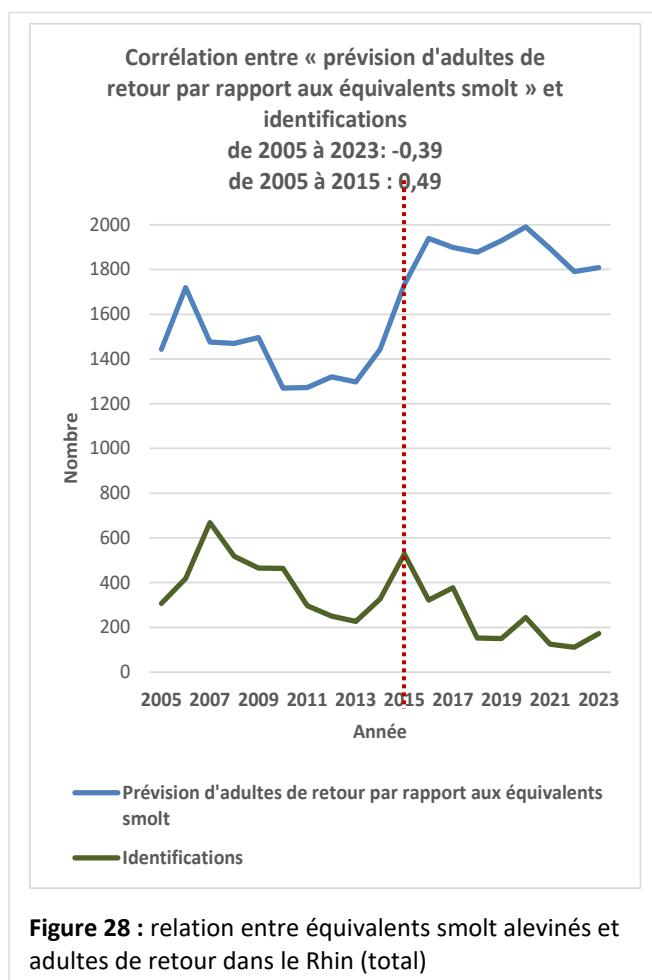


Figure 28 : relation entre équivalents smolt alevinés et adultes de retour dans le Rhin (total)

a) Débits au printemps

Le débit pendant la période de migration est étroitement lié à la variation annuelle des saumoneaux identifiés dans le delta du Rhin (JURJENS, 2006 ; données jusqu'en 2005). En 1999 et 2001, années de débit élevé, les densités de smolts de saumons et de truites de mer étaient particulièrement élevées ; elles étaient plus faibles en 1998, 2003 et 2004 où les débits étaient moins élevés. Pour le saumon et la truite de mer, les résultats sont cohérents au niveau du modèle de comportement et du nombre d'individus, ce qui revient à dire que l'impact des débits reste marquant quelle que soit l'ampleur des alevinages de saumons (SCHNEIDER, 2009). Dans le cadre de la dévalaison, une prédation croissante des cormorans et des poissons piscivores est observée. Le succès de cette prédation est fortement influencé par les débits. Avec des débits plus élevés

- la vitesse de migration augmente (durée d'exposition plus réduite pour les smolts),
- la largeur de la zone mouillée et le volume d'eau dans le corridor de migration augmentent (plus faible densité de prédateurs par surface et volume) - voir aussi e),
- la turbidité de l'eau augmente (généralement), donc les prédateurs chassant à la vue voient moins les smolts.

Pour les taux de survie des smolts, un débit plus élevé est aussi utile au regard

- de l'orientation dans les zones de remous,
- du contournement des turbines hydroélectriques,
- de la repérabilité de l'exutoire/des exutoires dans le Haringvliet.

=>

On s'attend à une corrélation positive entre le nombre de saumons adultes de retour au cours des trois années consécutives (saumons ayant passé 1, 2 ou 3 hivers en mer) et le débit dans les corridors de migration au printemps, période de dévalaison des smolts.

b) Prédation dans les rivières de grossissement et les corridors de migration

Dans les rivières de grossissement et les corridors de migration, on enregistre une prédation croissante due à l'évolution positive des populations de cormorans (en général) et de harles bièvres (surtout dans le bassin du haut Rhin). Ceci concerne en priorité le début de la smoltification et le rassemblement croissant des smolts en groupes/bancs dans le cadre de la dévalaison.

=>

On s'attend à ce que le nombre de saumons adultes de retour soit en corrélation négative avec les populations de cormorans et de harles bièvres (CH). Pour le silure, aucun lien ou seul un faible lien négatif est attendu ; voir toutefois e).

c) Migration dans l'estuaire et dans les zones de transition avec la mer

Que ce soit lors de la dévalaison pour quitter le Rhin (smolts) ou lors de leur retour (saumons adultes), les poissons migrateurs sont confrontés à une prédation plus importante dans l'estuaire et dans les zones de transition avec la mer. Outre les poissons piscivores (loup de mer pour les smolts, maquereau, thon, etc. pour les smolts et adultes de retour), ils sont particulièrement victimes des mammifères marins tels que le phoque commun et le phoque gris (tous deux prédateurs de smolts et de saumons adultes de retour) et le marsouin (smolts, évent. madeleineaux). Ces trois espèces ont connu une croissance majeure de leurs peuplements au cours de ces 10-20 dernières années. Les phoques communs et les phoques gris s'installent et chassent de plus en plus dans le Haringvliet et devant le port de

Rotterdam, les phoques gris étant également des prédateurs de marsouins et de phoques communs.

=>

On suppose que le nombre de saumons adultes de retour est en corrélation négative avec celui de l'évolution des populations de phoques gris, de phoques communs et (dans une moindre mesure) de marsouins.

d) Phase marine

À l'exception des peuplements de l'ouest du Danemark, les populations de saumons dans les eaux européennes et américaines affichent des reculs plus ou moins marqués liés à divers facteurs de stress en mer, dont certains ne sont pas encore identifiés. La majorité des sources bibliographiques citent le changement climatique et les facteurs y relatifs (entre autres modification des courants ou de l'offre alimentaire, augmentation de la température) comme étant des moteurs de la mortalité marine. De nombreux peuplements en Europe du Nord sont en outre confrontés à des poux de mer parasites du saumon qui infectent les smolts et post-smolts autour des salmonicultures et les affaiblit (COSTELLO, 2009). Ceci conduit fréquemment à une surmortalité marine et à un moins bon état sanitaire des saumons adultes de retour survivants. La préation des cormorans, les importantes populations de phoques gris et de phoques communs, le nombre croissant de marsouins et d'orques, le trafic et d'autres facteurs sont également indiqués à l'échelle locale.

=>

Il convient pour l'interprétation de ces analyses de prendre en compte que la mortalité marine a globalement augmenté ces derniers temps. Étant donné que les facteurs et mécanismes d'action ne sont pas encore suffisamment appréhendés et que des facteurs locaux forts et spécifiques aux bassins font effet (cf. chapitre 10), la mortalité marine n'a été présentée que de manière descriptive.

e) Migration de retour/montaison dans le Rhin

Deux facteurs de mortalité ayant fortement augmenté par le passé ont été identifiés pour les poissons remontants dans le Rhin et ses grands affluents ; une attention grandissante est accordée à un troisième facteur (beaucoup plus stable) :

1. La population de silures dans le Rhin et, entre autres, dans les affluents Moselle, Main et Sieg (cours aval) a fortement augmenté. Les études internationales démontrent la capacité du silure de modifier son comportement afin d'adapter son alimentation (présence dans les dispositifs de montaison ; ajustement temporel et spatial aux périodes et corridors de migration) et identifient une pression majeure de la préation sur les saumons adultes, les grandes aloses et les lamproies marines. D'après les blessures types documentées, ce problème est de plus en plus marqué dans le Rhin également. On suppose que ce facteur de stress est aggravé par les faibles débits – cf. b). On ne sait pas clairement, dans le cadre de l'interprétation du nombre d'identifications, si cette augmentation signalée peut être transposée au Rhin dans son ensemble, car on ne dispose de données que pour les stations de contrôle d'Iffezheim (à partir de l'an 2000, avec lacunes) et de Gamburg (à partir de 2006). En outre, il faut tenir compte du fait que l'élément décisif pour l'intensité de la préation sur les saumons adultes n'est pas l'étendue de la population mais le nombre de grands silures (à partir d'env. 130 cm), de même que leur répartition spatiale et éventuellement l'adaptation de leur comportement (stratégies de chasse). Les données sont ici lacunaires et n'autorisent qu'une évaluation statistique très restreinte.

2. Ces dernières années, la navigation sur le Rhin a évolué vers des bateaux fluviaux à gabarit beaucoup plus important (généralement avec un système de propulsion multiple), faisant augmenter le risque de collision avec les poissons. Comme le montrent plusieurs saumons adultes trouvés morts (ainsi que d'autres espèces de grande taille comme l'esturgeon) dans différents tronçons du Rhin (probablement surtout dans le Waal), qui présentent des blessures typiques dues à des hélices de bateaux, ce facteur de stress augmente vraisemblablement. Cette hausse s'explique par le nombre croissant de gros bateaux fluviaux et des débits du Rhin tendanciellement en baisse, ce qui fait globalement grandir la probabilité d'une collision en raison de la faible profondeur d'eau et du volume d'eau réduit (jusqu'à un débit se concentrant uniquement dans le chenal de navigation). Des températures d'eau élevées peuvent aussi aggraver la situation, notamment dans les champs d'épis et sur les berges lorsque le rayonnement solaire intense réchauffe les enrochements.

3. Le facteur de « mortalité due aux turbines dans le bief aval » (« *Tailrace Mortality* ») est également en ligne de mire en raison des blessures caractéristiques relevées (sur les grands salmonidés). La cause en est l'entrée dans les canaux des turbines des poissons bons nageurs à la montaison. Selon les sites, ce facteur de stress devrait s'intensifier en période de faibles débits mais n'a vraisemblablement pas augmenté de manière significative pendant la période considérée. Les données sont insuffisantes.

=>

On s'attend à ce que le nombre de saumons adultes de retour (ainsi que celui de grandes aloses et de lampreies marines) soit en corrélation négative avec celui des grands silures et avec l'augmentation des grands bateaux fluviaux. Le facteur « *tailrace mortality* » n'est traité que de manière descriptive en raison du manque de données.

f) Débit et comportement migratoire

De faibles débits dans le Rhin peuvent perturber le sens de l'orientation des poissons migrateurs dans les ramifications du delta. Les grands salmonidés sont généralement plus motivés à migrer en cas d'augmentation du débit qu'en cas d'étiages, ces derniers conduisant à des interruptions prolongées de la migration selon le degré de maturité du poisson et éventuellement à un arrêt de la migration et/ou à un frai précoce avant l'atteinte des rivières d'origine. Des débits particulièrement faibles en été sont souvent accompagnés de hausses de la température de l'eau. À partir de $\geq 25^{\circ}\text{C}$, celles-ci conduisent également à des interruptions de la migration et à un stress (voire éventuellement à une surmortalité). Toutefois, de tels extrêmes n'ont été enregistrés jusqu'à présent que de manière sporadique.

=>

En cas de débits faibles dans le Rhin, il faut s'attendre à une moins bonne orientation dans le delta (en particulier dans la zone de retenue du Haringvliet) et des impacts négatifs sur la motivation des grands salmonidés à migrer. Dans l'interprétation des analyses, il faut prendre en compte la hausse des températures de l'eau en situation d'étiage (surtout en été).

Tab. 3 : Facteurs de stress attendus à différents stades de vie des saumons dans le Rhin (y compris côte/estuaire)

Facteur de stress	Tacons/phase de croissance	Smolts	Post-smolts	Adultes de retour
Harle bièvre	X	X		
Cormoran	X	X		
Aspe, sandre, brochet	X	X		
Loup de mer et autres poissons piscivores			X	

Silure		x		x
Phoque commun		x	x	
Phoque gris		x	x	x
Marsouin			x	
Navigation fluviale				x
Usines hydroélectriques		x		x
Pêche			x	x
Débit	x	x		x
Température de l'eau	x	x	x	x

5. Détermination et impact de facteurs de stress

5.1 Facteurs biotiques

5.1.1 Cormoran (*Phalacrocorax carbo sinenses*) et harle bièvre (*Mergus merganser*)

Pertinence pour les stades de vie : croissance et dévalaison, CA 0+ à CA 2+

État des données dans l'hydrosystème du Rhin : L'influence du **cormoran** (*Phalacrocorax carbo sinenses*) sur les taux de survie de smolts de salmonidés et d'adultes de retour (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine, lamproie fluviale) n'a pas encore été analysée de manière systématique sur le cours principal du Rhin. Les études réalisées sur l'Aar, sur la Sieg inférieure (WKA Unkelmühle, NRW) et sur le Speyerbach (LÖB, en cours de traitement), de même que des données du Rhin inférieur et du delta du Rhin, font état d'une prédation considérable sur les smolts de saumons (voir ci-dessous).

État des données dans les cours d'eau accueillant des saumons et des truites de mer à l'échelle internationale : Dans la Skjern Å, les pertes imputables à la prédation du cormoran sont de l'ordre de 50 % et on signale dans d'autres fleuves des taux de perte de 79 % pour les smolts de saumons, voire jusqu'à 88 % pour les smolts de truites de mer (JEPSEN *et al.*, 1998 ; 2018) (voir liste dans le tableau A1 de l'annexe II).

Évolution de la population dans différentes régions

Cormoran et harle bièvre en Suisse

La population de cormorans fluctue dans les rivières de repeuplement du saumon en Suisse. Elle a d'abord connu une forte croissance depuis 2002. Après une régression temporaire autour des années 2013 à 2015, on note une hausse jusqu'en 2018-2019. La population de harles bièvres a nettement augmenté depuis 1994 dans les rivières de repeuplement du saumon en Suisse tout en connaissant de légères fluctuations et elle stagne depuis 2018 à un niveau élevé (figure 29).

Des analyses télémétriques effectuées sur l'Aar ont mis en évidence sur 27,5 km de tracé une perte due à la prédation de 0,8 % par kilomètre sur des smolts déversés à une CA 0+ (WILMSMEIER *et al.*, 2023). SCHMUTZ *et al.* (2023) mentionnent une très forte prédation du cormoran et du harle bièvre (ainsi que de la loutre) sur les peuplements de huchons.

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

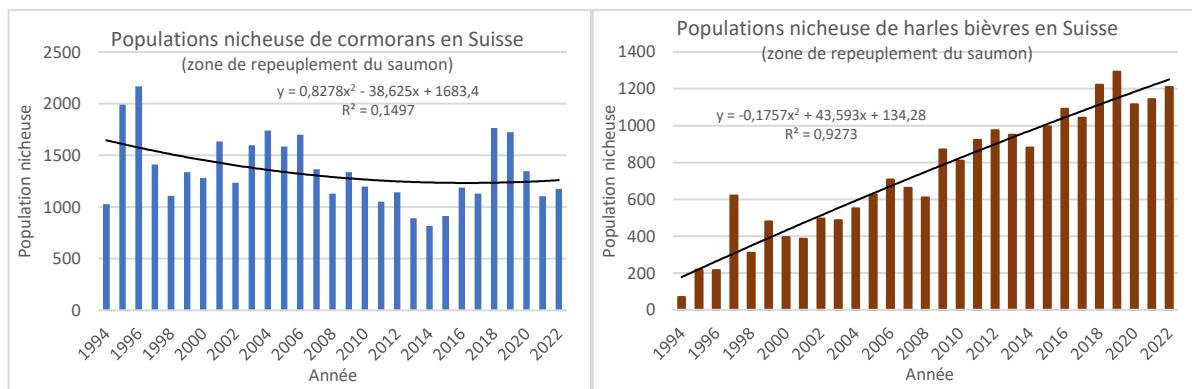


Fig. 29 : Évolution des populations de cormorans (à gauche) et de harles bièvres (à droite) en Suisse (rivières de repeuplement) Données : Station ornithologique suisse

Cormoran dans le Rhin supérieur

La population de cormorans a nettement augmenté dans le bassin du Rhin supérieur depuis 1994 avec de faibles fluctuations et a atteint son point culminant en 2022 (figure 30).

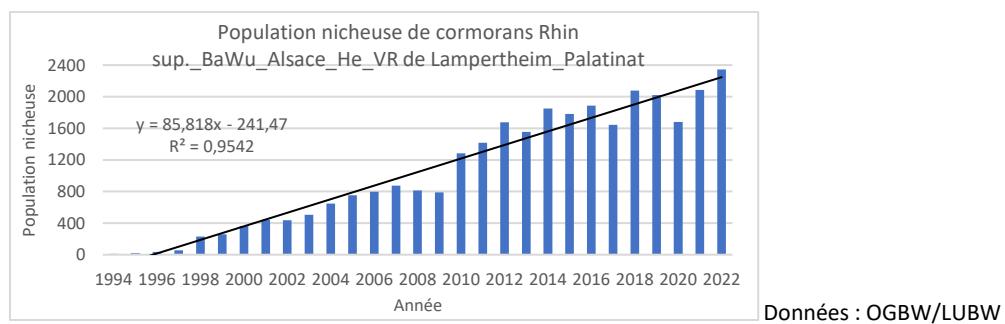


Fig. 30 : Évolution des populations nicheuses de cormorans dans le Rhin supérieur de 1994 à 2022

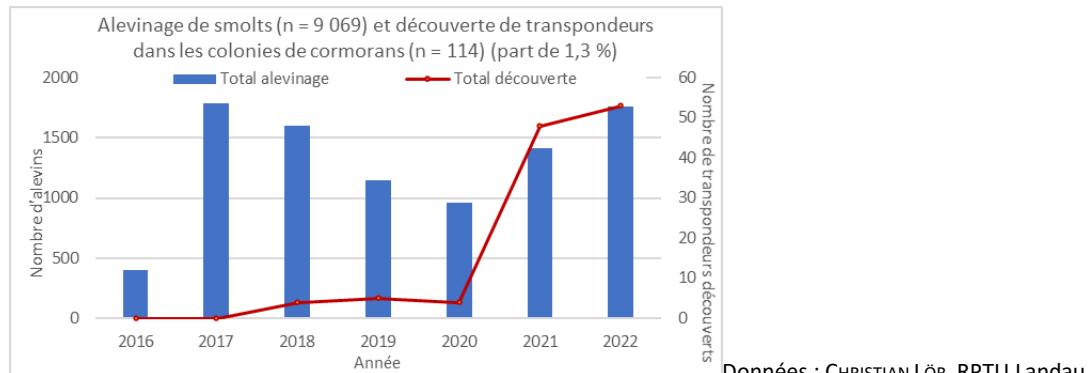


Fig. 31 : Smolts d'alevinage dotés de transpondeurs dans le Speyerbach et transpondeurs retrouvés sur les sites de repos de cormorans

BLASEL (2004) a identifié une forte pression de la prédateur dans le Vieux Rhin.

De 2016 à 2022, on a déversé au total 9 069 smolts (CA 1 et CA 2) marqués par transpondeur dans l'hydro-système du Speyerbach (Rhin supérieur). Par la suite, 114 de ces transpondeurs ont été retrouvés sur trois sites de repos de cormorans (1,3 %), la plupart en 2021 et 2022 (données : LÖB, Uni Landau, 2023) (figure 31). Selon la source LÖB, seule une partie limitée de la superficie totale de ces sites a pu être balayée en raison de leur accès restreint et il n'a pas été possible, pour des raisons de méthode, de réitérer ces recherches de terrain. En extrapolant ces résultats à la superficie réelle occupée par les colonies et au temps de séjour des cormorans sur ces sites de repos, on estime que plus de 25 % des smolts ont été happés dans le Speyerbach par des cormorans avant d'avoir été détectés au passage d'une antenne dans le cours aval de la rivière (LÖB, communication orale). Ces

résultats sont donnés en exemple de nombreuses observations confirmant que la prédation des cormorans sur les smolts (et les tacons) démarre déjà dans les rivières de grossissement les plus en amont (entre autres la Nister, l'Ahr, le Guldenbach, le Saynbach). Cette remarque s'applique également au harle bièvre (A. PETERS, communication orale 2023).

Cormoran dans le Rhin moyen

Sous l'effet d'une progression quasiment continue, la population de cormoran a pratiquement été multipliée par dix dans le bassin rhénan-palatin du Rhin moyen, Moselle aval comprise, depuis 1994 avec un nombre d'oiseaux hivernants en augmentation modérée (figure 32).

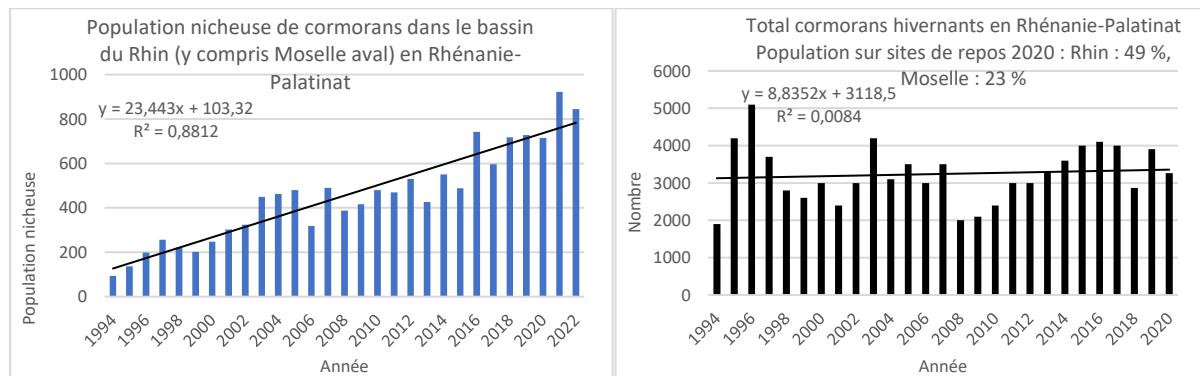


Fig. 32 : Évolution des peuplements de cormorans dans le bassin du Rhin en Rhénanie-Palatinat (y compris Moselle aval) ; à gauche : population nicheuse 1994-2022 ; à droite : oiseaux hivernants 1994-2020. En 2020, la répartition des oiseaux hivernants a été de 49 % sur le Rhin et de 23 % sur la Moselle. (Données : Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR))

Cormoran dans le Rhin inférieur

On relève entre 1994 et 2021 dans le Rhin inférieur, Sieg aval incluse, une croissance de la population nicheuse d'env. 250 %. Un pic est atteint en 2019 avec environ 570 couples nicheurs (figure 33).

Les données recensées avec le système NEDAP Trail® dans le cadre d'analyses de la dévalaison (jusqu'en 2016 inclus) montrent également pour le Rhin inférieur une pression prédatrice massive sur les smolts (CAMARA, LANUV, communication orale, 2024). Ainsi, dans l'hydrosystème du Rhin, environ 130 smolts ont été équipés de transpondeurs NEDAP chaque année et surveillés jusqu'à leur arrivée en mer du Nord ($n = 1\ 305$) dans le cadre d'un projet de coopération entre le LANUV (NRW) et le ministère néerlandais de l'environnement (Rijkswaterstaat NL), ceci sur une période de dix ans (2006-2011 ; 2013-2016). En prenant en compte les pertes dues à des problèmes techniques, on constate sur le trajet total jusqu'à la mer du Nord des pertes moyennes de détection d'env. 90 % chez les saumons juvéniles. Deux tiers des pertes sont déjà relevés en amont de la frontière néerlandaise (moyenne, station de Xanten : 66 %). Des recherches ultérieures réalisées à l'aide d'antennes mobiles NEDAP (de manière aléatoire) dans quatre colonies de cormorans implantées le long du corridor de migration des smolts montrent qu'une partie considérable des pertes de détections étaient dues à la prédation, sans que l'on sache avec précision si les smolts ont d'abord été dévorés par d'autres poissons, eux-mêmes happés par des cormorans, ou si la prédation a été directement celle de ces oiseaux. Sur le seul tronçon allant jusqu'à Xanten, on obtient en moyenne de 2014 à 2016 des pertes de prédation d'un ordre de grandeur de 17 %, ce qui permet de déduire : « *qu'une partie considérable des saumons dévalants ayant été déversés au stade de smolt dans la Sieg et la Wupper subissent la prédation des cormorans* » (CAMARA, LANUV, communication orale, 2024).

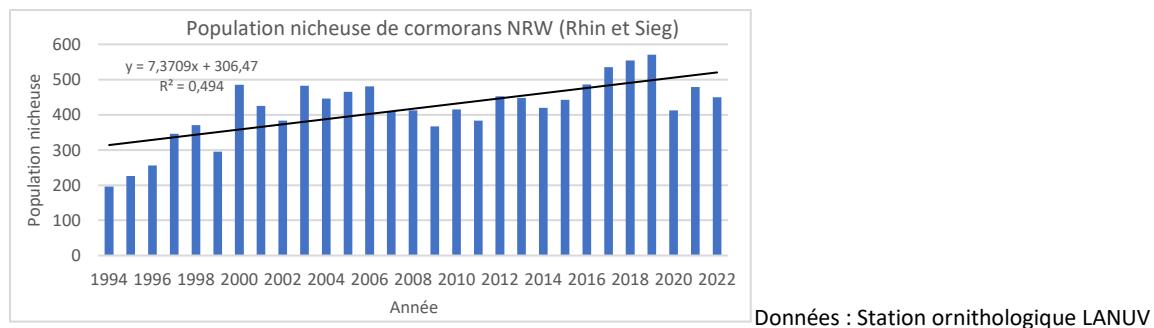


Fig. 33 : Population nicheuse de cormorans dans le Rhin inférieur, y compris Sieg aval entre 1994 et 2021

Cormoran dans le delta, y compris Haringvliet

Aux Pays-Bas, la population nicheuse de cormorans s'est stabilisée depuis le début des années 1990 à un niveau élevé. En revanche, le nombre moyen d'individus a doublé entre 1998 et 2018. Dans la zone du Haringvliet, on constate une croissance encore plus importante. Ici, la population de cormorans en quête de nourriture/prédatrice est passée d'env. 200 individus en 2008 à près de 900 individus en 2018 (+ 450 %) et à env. 840 en 2021 (+ 420 %) (figure 34). La présence des cormorans se concentre sur les mois de juillet à septembre, c'est-à-dire en dehors de la migration principale des smolts.

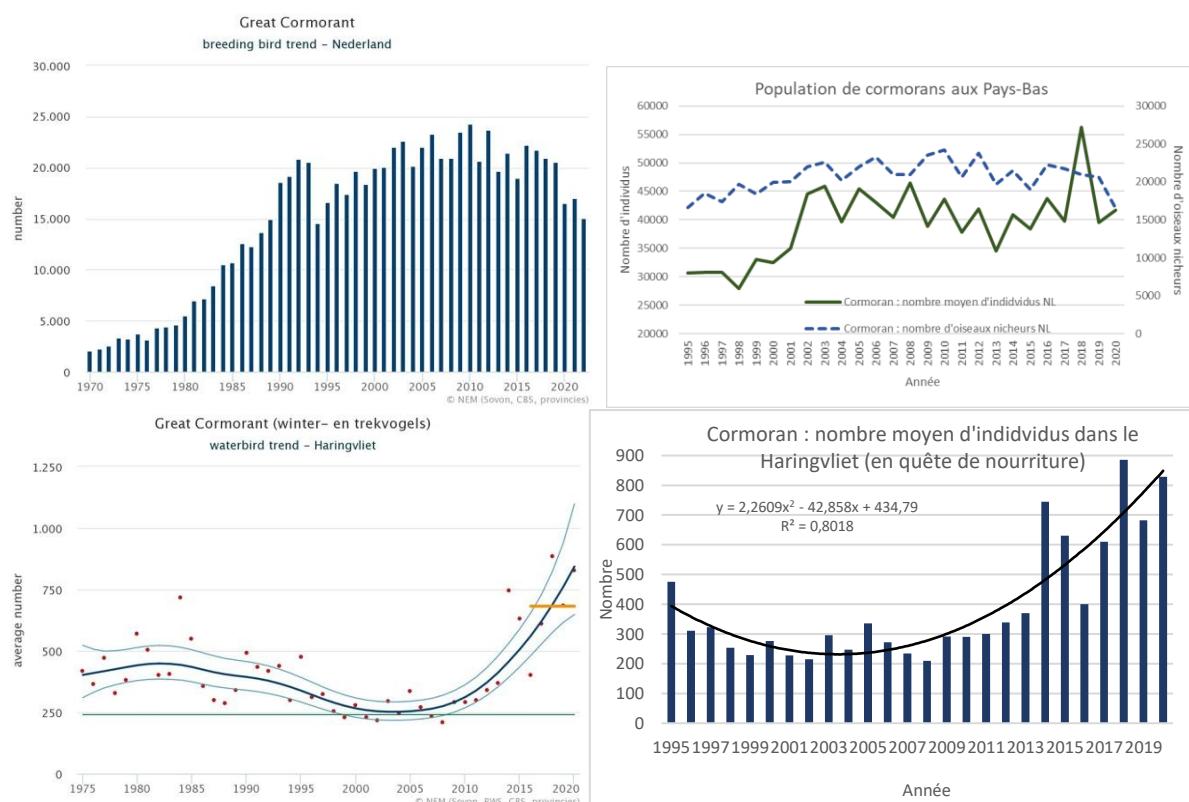


Fig. 34 : Population de cormorans aux Pays-Bas (en haut) et dans la zone du Haringvliet (en bas). Données et graphiques tirés de : <https://stats.sovon.nl/>.

Évaluation : L'augmentation parfois massive du nombre de cormorans dans l'hydrosystème Rhin-Meuse, y compris dans les rivières de grossissement, les connaissances sur le comportement de chasse et d'alimentation et les études réalisées sur les affluents (Sieg, Nister, Speyerbach) mettent en évidence une pression de préation croissante sur les saumons et les truites de mer en phase de dévalaison, ainsi sur les grandes aloses dévalantes (Rhin inférieur, delta) et les lamproies anadromes quand la taille de ces proies est > 8-10 cm.

=> impact/facteur de stress : augmentation

Voir chapitre 10.4.1 pour les calculs de corrélation entre « saumons adultes de retour et tendances des effectifs de cormorans ».

5.1.2 Silure européen (*Silurus glanis*)

Pertinence pour les stades de vie : adultes de retour, en partie smolts

État des données dans l'hydrosystème du Rhin : L'influence du silure sur les taux de survie de smolts de salmonidés et d'adultes de retour (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine, lamproie fluviatile) n'a pas encore été analysée de manière systématique dans l'hydrosystème du Rhin. On dispose de chiffres d'identification pour les dispositifs d'aide à la montaison d'Iffezheim et de Gamsheim. L'évolution sensible de la population de silures aux Pays-Bas a été documentée par l'association SPORTVISSERIJ NEDERLAND (VAN AALDEREN & BEELEN, 2011) et VAN RIJSSEL *et al.* (2021).

Plusieurs photos de saumons adultes de retour blessés par des morsures de silures sont disponibles dans la source SCHNEIDER & SEUFERT (2022) (annexe I & figure 41). CLAUS *et al.* (2021) documentent également des morsures de silures aux Pays-Bas. Les silures tolèrent les eaux saumâtres (FRIMODT 1995) et peuvent ainsi coloniser la zone d'ouverture (De Kier) du Haringvliet également à proximité de l'ouvrage de fermeture. La température optimale de cette espèce est de l'ordre de 25 à 27 °C.

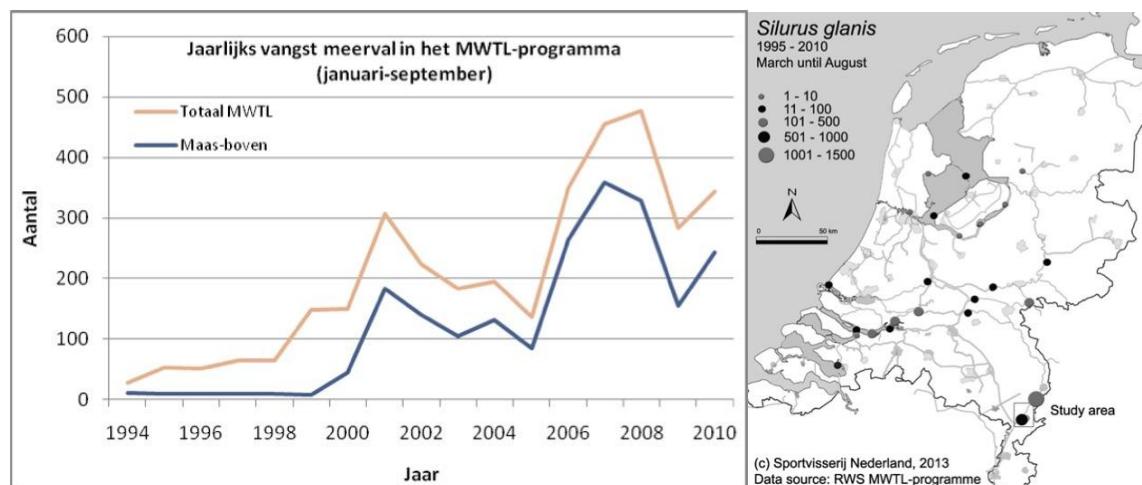


Fig. 35 : À gauche : captures annuelles de silures aux Pays-Bas (données tirées du programme MWTL « Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands » (lignes : jaune : total ; bleue : Meuse). Graphique tiré de VAN AALDEREN & BEELEN, 2011. À droite : La carte de distribution des silures aux Pays-Bas entre 1994 et 2010 affiche les captures de la pêche professionnelle à la nasse qui ont été collectées pour le programme MWTL. Environ 60 % des individus recensés ont été capturés dans un segment canalisé de la Meuse de 12 km de long ; graphique tiré de BREVÉ *et al.*, 2014, modifié à l'exemple de VAN AALDEREN & BEELEN (2011).

Le silure a fortement gagné en importance dans tout l'hydrosystème du Rhin et on documente de plus en plus fréquemment la présence de très gros individus (> 180 et jusqu'à 240 cm). Aux Pays-Bas, le nombre de silures recensés dans les monitorings augmente chaque année depuis 1999, les captures atteignant leur maximum entre 2007 et 2008. Il est également frappant de constater que les silures sont principalement capturés dans la Meuse entre Maasbracht et Ruremonde (60 % des captures en moyenne ; VAN AALDEREN & BEELEN, 2011) (figure 35). Entre-temps, on rencontre fréquemment de gros silures, surtout dans la Meuse, l'IJssel et le Waal. Selon BREVÉ *et al.* (2014), les silures sont extrêmement sédentaires. Des données de monitoring des stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim dans le Rhin supérieur démontrent également une augmentation sensible des effectifs de silures à partir de 2014 (pic en 2018) (figures 36 et 37).



Fig. 36 : Silures dans la passe à poissons de la station de contrôle d'Iffezheim au printemps 2023. Les traits bleus sur le lit fixent des écarts de 10 cm (d'autres individus en annexe I) photo : St. THEOBALD).

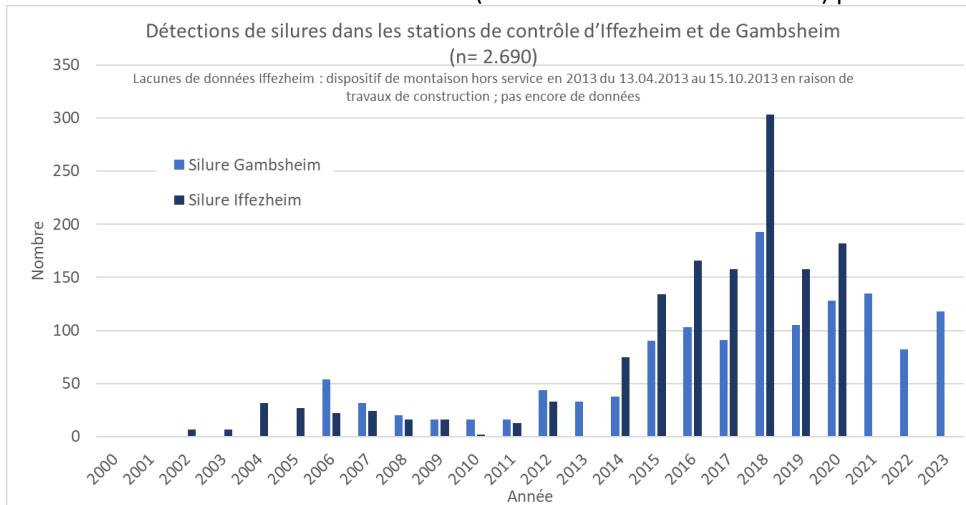


Fig. 37 : Silures identifiés dans les stations de contrôle d'Iffezheim (à partir de 2000) et de Gamsheim (à partir de 2006). Lacunes de données à Iffezheim : dispositif de montaison hors service en 2013 du 13.04.2013 au 15.10.2013 en raison de travaux de construction ; pas encore de données disponibles pour 2021 & 2022.

Le silure s'est manifestement propagé dans les affluents au cours des dernières années également et il constitue donc également une menace dans diverses rivières de frai. On a ainsi constaté la présence de grands silures ces 10 dernières années entre autres dans le cours aval de la Sieg (NEMITZ, comm. écrite du 9.4.2024), de la Lahn et de la Nahe (BFS, données propres), de la Kinzig (Baden-Württemberg) (RP Freiburg, comm. écrite du 5.4.2024) et de l'Ill (COLL, ASR, comm. écrite du 9.4.2024). Entre 30 à 50 silures remontant dans la Sieg sont enregistrés dans la station de contrôle de Buisdorf chaque année depuis une quinzaine d'années et la tendance se poursuit à la hausse (NEMITZ, comm. écrite du 6.4.2024). On enregistre de plus en plus de silures dans l'Ill également (une cinquantaine en 2022 et en 2023, COLL, ASR, comm. écrite du 9.4.2024). Le silure s'est propagé dans l'Aar sur tout son cours, même si les peuplements restent limités la plupart du temps ; l'espèce n'était pas encore détectée dans l'Aar en 2012 (HESSELSCHWERDT *et al.*, 2023).

La croissance des effectifs de silures pourrait (aussi) provenir de la hausse des températures de l'eau au cours des trois dernières décennies et de périodes plus longues d'eaux chaudes ($> 22^{\circ}\text{C}$) dans l'(hydrosystème du) Rhin (cf. fig. 38). Le silure ne se reproduit qu'à des températures de l'eau supérieures à $20-22^{\circ}\text{C}$ et trouve donc plus fréquemment (avec le changement climatique) de meilleures conditions de vie.

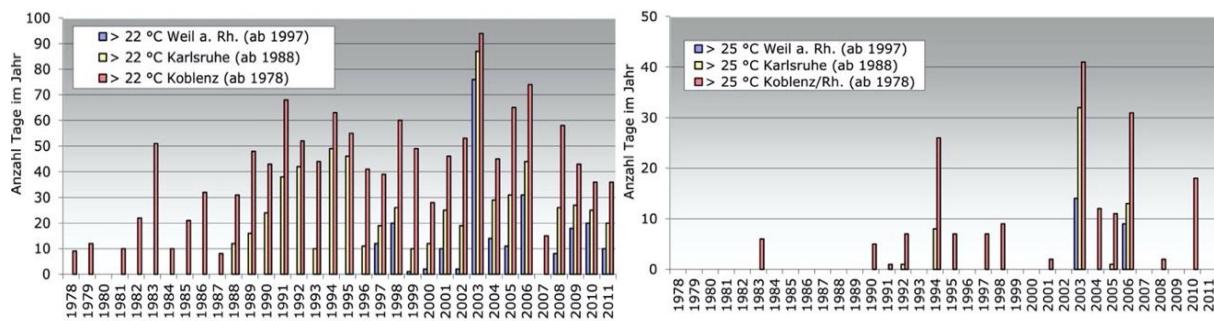


Fig. 38 : Évolution de la température de l'eau du Rhin (jours de dépassement de 22 °C et de 25 °C) sur la période comprise entre 1978 et 2011 (graphiques tirés de CIPR, 2013, rapport n° 209).

État des données dans les cours d'eau accueillant des poissons migrateurs à l'échelle internationale :
 BOULÉTREAU *et al.* (2018 ; 2020 ; 2021) ont effectué sur la Garonne (FR) des études sur la pression prédatrice de silures (allochtones dans ce milieu) sur le saumon, la grande alose et la lamproie marine. La prédatation des silures sur les saumons adultes de retour a été analysée dans l'ascenseur à poissons de Golfech sur la période 1993-2016. Le taux de prédatation en 2016 s'élevait en moyenne à 35 % (14 sur 39) sur cette seule passe. Sur les 25 saumons ayant pu remonter, 18 (72 %) ont été attaqués (sans succès) en sortie par des silures européens (BOULÉTREAU *et al.*, 2018). Il en résulte que 82 % des saumons adultes de retour au total ont été attaqués dans l'ascenseur à poissons. Une prédatation accrue a également lieu dans le bief aval en raison de la repérabilité restreinte de l'ascenseur. Les auteurs désignent le silure comme un nouveau prédateur pour les saumons adultes. Une vidéo montre un saumon de 80 cm avalé par un silure de 160 cm (figure 39). Les auteurs estiment très probable que la forte prédatation sur les saumons est due à l'adaptation du comportement de chasse des silures aux grands salmonidés.

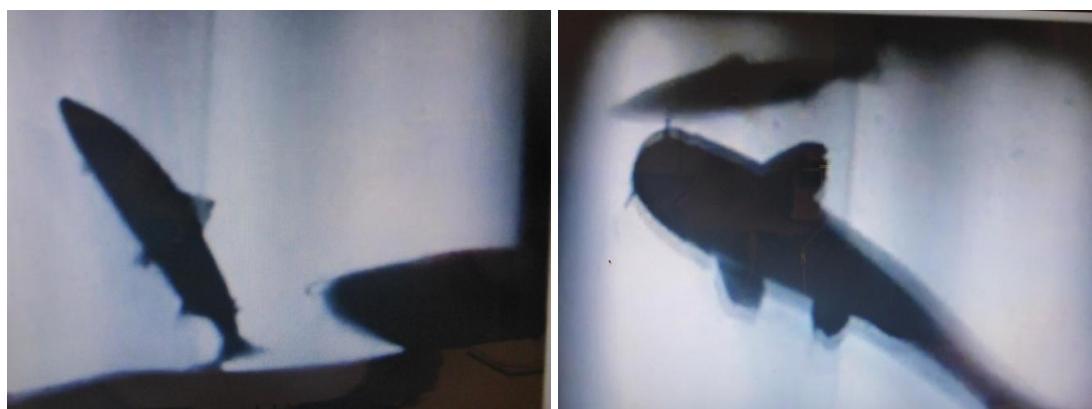


Fig. 39 : Un silure long de 160 cm de long dévore un saumon adulte de 80 cm ayant passé deux hivers en mer. (Scène tirée d'un enregistrement vidéo, BOULÉTREAU *et al.*, 2018).



Fig. 40 : Attaques de silures sur des aloses en phase de frai (scène tirée d'un enregistrement vidéo, BOULÊTREAU *et al.*, 2021).



Fig. 41 : Trace de morsure de silure sur un saumon œuvé de 89 cm (Wisper, 2017).

La thèse d'une adaptation comportementale est étayée par d'autres études sur le comportement prédateur de silures en France méridionale. Ainsi, BOULÊTREAU *et al.* (2021) rapportent des attaques répétées de grands silures sur des grandes aloses en phase de frai. Ces attaques ont eu lieu à la surface de l'eau et plusieurs silures y étaient associés (figure 40). Les silures ont perturbé 12 % des 1 024 phases de frai nocturnes filmées et ce pourcentage est monté à 37 % des 129 phases de frai supposées qui ont pu être filmées par caméra dans des conditions de faible luminosité. Il ressort d'analyses du contenu d'estomacs de 251 gros silures (longueur > 128 cm) capturés dans le même tronçon fluvial que les grandes aloses représentaient 88,5 % des proies identifiées dans l'alimentation des silures. Les auteurs estiment que la pression prédatrice des silures contribue pour une très grande part au recul des effectifs de grandes aloses dans la Garonne. BOULÊTREAU *et al.* (2020) constatent dans une autre étude qu'au moins 80 % des lamproies marines marquées par leurs soins (39 sur 49) ont été prédatées en l'espace d'un mois et que 50 % des lamproies relâchées ont été dévorées en moyenne dès les 8 jours ayant suivi leur marquage. Ce taux de préation très élevé indique que le silure glane constitue une sérieuse menace supplémentaire pour les populations indigènes de lamproies marines.

Évaluation : La forte augmentation de silures dans l'hydrosystème Rhin-Meuse, les connaissances les plus récentes sur leur comportement de chasse et d'alimentation, de même que les morsures identifiées sur des saumons dans le Rhin et ses affluents (Sieg, Lahn) pouvant être clairement attribuées à des attaques de silures, et enfin la présence permanente de silures dans le périmètre du système de montaison d'Iffezheim mettent en évidence une préation croissante sur les saumons, les truites de mer, les grandes aloses (poissons dévalants et adultes de retour) ainsi que sur les lamproies anadromes.

=> impact/facteur de stress : forte augmentation

Voir chapitre 10.4.3 pour les calculs de corrélation entre « saumons adultes de retour et tendances des effectifs de silures ».

5.1.3 Phoque commun (*Phoca vitulina*) et phoque gris (*Halichoerus grypus*)

Pertinence pour les stades de vie : smolts, post-smolts, adultes de retour

État des données dans l'hydrosystème du Rhin : L'influence des phoques communs et des phoques gris sur les taux de survie de smolts de salmonidés et d'adultes de retour (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine, lamproie fluviatile) n'a pas encore été analysée de manière systématique dans l'hydrosystème du Rhin. En mer du Nord, les phoques gris chassent également les phoques communs et les marsouins, en plus des poissons (y compris salmonidés).

État des données dans les cours d'eau accueillant des saumons et des truites de mer à l'échelle internationale : études diverses, voir plus bas.

Phoques communs et phoques gris en tant que prédateurs

Le phoque gris est le plus grand prédateur (principalement piscivore) de la mer du Nord, mais il arrive qu'il s'attaque aussi aux phoques communs et aux marsouins. Les indices s'accumulent depuis quelques années sur la prédation (croissante) que les phoques gris (*Halichoerus grypus*) exercent sur les espèces anadromes dans le delta du Rhin. Les salmonidés en phase de dévalaison dans les eaux côtières tiennent probablement une place importante dans l'alimentation des phoques gris (voir entre autres SUURONEN & LEHTONEN, 2012 ; figure 42). D'après CRONIN *et al.* (2014), les petites populations de saumons sont celles les plus exposées au risque de prédation, car même une faible pression prédatrice de pinnipèdes « spécialisés » suffit à impacter de manière excessive ces faibles peuplements.



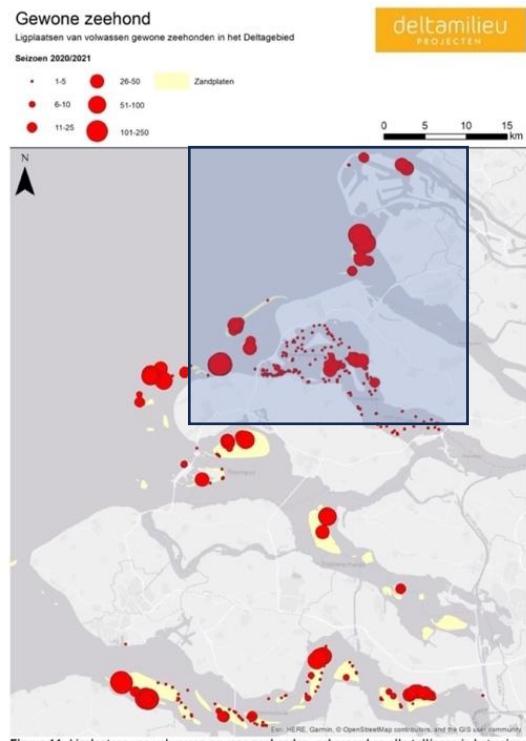
(photo : ©Rob Harris, University of St. Andrews)

Fig. 42 : Un phoque gris (*Halichoerus grypus*) dévore un saumon adulte dans le fleuve Ness en Écosse

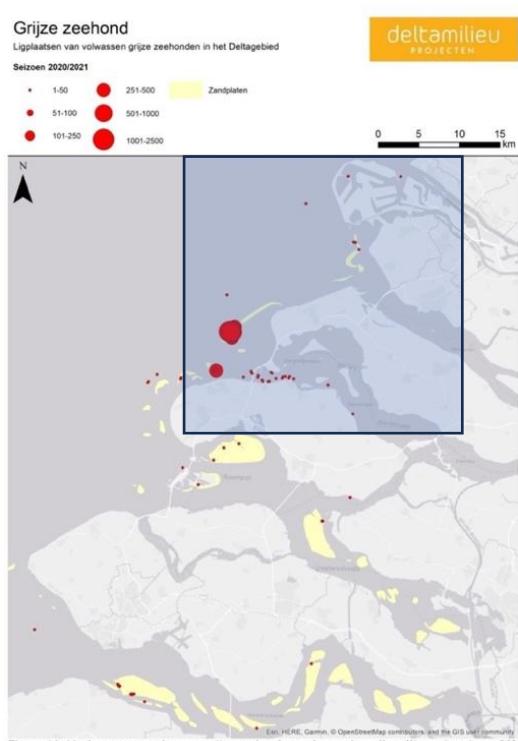
Gradients de déplacement et évolution des populations de phoques gris et de phoques communs

Les indications de plusieurs études laissent supposer, pour l'hydrosystème Rhin-Meuse, que les populations de ces deux espèces sont particulièrement importantes dans le delta néerlandais du Rhin (figure 43). On signale depuis les années 1990 une augmentation sensible des phoques communs comme des phoques gris dans le delta (en particulier à proximité des écluses du Haringvliet) et dans la mer de Wadden (figure 44). Les populations regroupées de phoques communs (*Phoca vitulina*) et de phoques gris (*Halichoerus grypus*) dans la mer des Wadden néerlandaise représentent environ 14 000 individus en 2022 (figure 44 à droite). Alors que les populations de phoques communs sont à peu près stables depuis 2008, celles de phoques gris augmentent nettement depuis 2008. L'implantation de ces deux espèces se concentre sur les bancs de sable de la zone côtière périphérique du Haringvliet (MEISE, Common Wadden Sea Secretariat, note écrite 5.6.23).

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024



Figur 11. Ligplaatsen van volwassen gewone zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in het seizoen 2020/2021.



Figur 16. Ligplaatsen van volwassen grijze zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in seizoen 2020/2021.

Fig. 43 : Distribution régionale des peuplements de phoques communs (à gauche) et de phoques gris (à droite) dans la zone deltaïque ; case bleue : zone de Grevelingen, Haringvliet et Nieuwe Waterweg (tiré de : Hoekstein *et al.*, 2022)

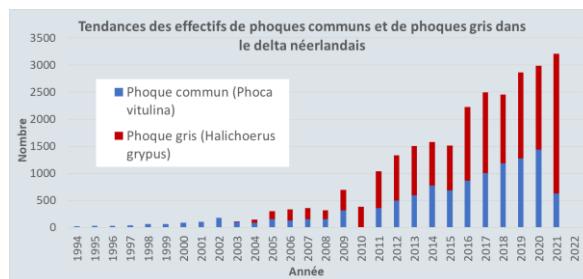
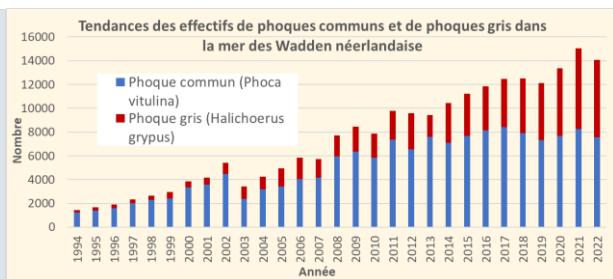


Fig. 44 : Nombre total de phoques communs et de phoques gris pendant la période de mue (août et/ou mars) ; à gauche dans le delta (pas de données en 2022) ; à droite : dans la mer des Wadden (données : COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT, 2023).



Évaluation : Au regard de l'évolution des populations de phoques commun, et plus encore de phoques gris, et de leur mode de chasse et d'alimentation, il est fort probable que ces espèces exercent une préation croissante sur les saumons, les truites de mer, les grandes aloses (poissons dévalants et adultes de retour) ainsi que sur les lampreies anadromes, en particulier dans le périmètre du Haringvliet.

=> impact/facteur de stress : augmentation

Voir chapitre 10.4.2 pour les calculs de corrélation entre « saumons adultes de retour et tendances des effectifs de phoque communs et de phoques gris ».

5.1.4 Marsouin (*Phocoena phocoena*)

Pertinence pour les stades de vie : Post-smolts

État des données dans l'hydrosystème du Rhin : L'influence des marsouins chassant en mer du Nord sur les taux de survie de smolts de salmonidés et d'adultes de retour (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine, lamproie fluviatile) n'a pas été analysée de manière systématique pour l'hydrosystème du Rhin. La population de marsouins dans la mer du Nord (NL) documentée par des

comptages (observations) est soumise à des fluctuations importantes ; on note cependant une légère tendance à la hausse sur la période comprise entre 2000 et 2018 (annexe II, figure A13).

Évaluation : L'évolution très oscillante et globalement plutôt modérée de la population de marsouins dans la mer du Nord néerlandaise de 2000 à 2023 ne laisse pas attendre une prédatation *croissante* de cette espèce sur les saumons, truites de mer, grandes aloses et lampreys anadromes.

=> Impact/facteur de stress : pas d'influence croissante

Voir chapitre 10.4.4 pour les calculs de corrélation entre « saumons adultes de retour et tendances de la population de marsouins ».

5.1.5 Autres poissons en tant que prédateurs

Pertinence pour les stades de vie : Smolts, post-smolts

Hors des rivières de grossissement, on trouve dans l'hydrosystème du Rhin et sur la côte d'autres prédateurs comme le loup de mer, le sandre, le brochet et l'aspé. Cette pression prédatrice (ici : sur les smolts) n'a probablement pas augmenté de manière significative. Le loup de mer européen (*Dicentrarchus labrax*) constitue éventuellement une exception, car sa population a nettement augmenté, du moins dans la mer des Wadden néerlandaise. Cette espèce atteint des tailles de 50 à 70 cm (rarement 80 cm) et entre en ligne de compte comme prédateur potentiel des smolts et post-smolts ainsi que des grandes aloses juvéniles.

On trouvera en annexe II un examen plus détaillé de ce sujet (également dans les figures A14 et A15).

Évaluation : Les connaissances actuelles sur l'évolution des peuplements de sandres, brochets et aspes laissent supposer une pression prédatrice déjà existante, qui est cependant jugée probablement stable à légèrement croissante sur les smolts de saumons et de truites de mer, sur les grandes aloses et sur les lampreys anadromes. Le loup de mer, dont les effectifs ont nettement augmenté dans le delta, représente probablement une exception (significative pour les smolts, post-smolts et alosons).

=> Impact/facteur de stress : augmentation probablement stable à modérée.

Par manque de données fiables, il est impossible d'effectuer des calculs de corrélation pour ces trois espèces.

5.1.6 Saumon rose à bosse

Le saumon rose à bosse (*Oncorhynchus gorbuscha*) est originaire du nord du Pacifique. Le saumon à bosse a rejoint le nord de la Russie jusqu'aux eaux salmonicoles du sud de la Norvège, en Écosse et en Irlande ainsi que dans quelques cours d'eau danois (WHELAN & MO, 2022). Il n'a pas réussi jusqu'à présent à coloniser le Rhin ; quelques détections sont signalées dans l'hydrosystème de la Wupper (Dhünn, 12.8.2019, enregistrement vidéo VAKI) et de la Meuse.

Évaluation : une influence de cette espèce sur les populations de saumons rhénans peut donc être écartée avec certitude.

=> Impact/facteur de stress : aucune influence jusqu'à présent

Par manque de données fiables, il est impossible d'effectuer des calculs de corrélation.

5.2 Facteurs abiotiques

5.2.1 Débit

Pertinence pour les stades de vie : smolts, adultes de retour

Delta du Rhin (Pays-Bas)

Le débit du Rhin se répartit dans le delta sur trois bras, le Waal, l'IJssel et le Nederrijn, dont l'alimentation en eau varie selon le débit total. En règle générale, quand le débit mesuré à l'échelle de Lobith (Bovenrijn) est bas, la répartition est de 80 % sur le Waal, 18 % sur l'IJssel et 2 % sur le Nederrijn. Quand le débit est élevé, la répartition est de 65 % sur le Waal, 15 % sur l'IJssel et 20 % sur le Nederrijn (tab. 4). Cette répartition de l'eau est manœuvrée par le barrage de Driel (Nederrijn). Le débit transitant par le Haringvliet et le Nieuwe Waterweg dépend (aussi) du débit au niveau de Lobith. Quand le débit est inférieur à 1 100 m³/s, la digue du Haringvliet est fermée. Quand le débit atteint env. 2 000 m³/s, env. 80 % du débit passe par le Nieuwe Waterweg et 20 % par le Haringvliet. Quand le débit atteint env. 4 000 m³/s ou plus, env. 55 à 60 % du débit passe par le Haringvliet et 40 % par le Nieuwe Waterweg. La régulation du flux d'eau se fait à l'aide du barrage de Driel et des écluses du Haringvliet, de telle sorte qu'env. 1 500 m³/s si possible s'écoulent dans la mer du Nord via le Nieuwe Waterweg, qui constitue la principale voie navigable (figure 45). Par le passé, le Haringvliet était fermé à partir de débits < 1 200 m³/s (débit mesuré à Lobith) et faisait ainsi obstacle à la migration. Entre 1 200 et 1 700 m³/s, les écluses étaient ouvertes sur 20 m², ce qui permettait le passage potentiel d'espèces performantes. Au-dessus de 1 700 m³/s, les écluses étaient progressivement ouvertes (0,45 m² par m³/s).



Tab. 4 : répartition du débit du Rhin en m³/s sur les trois bras du Rhin : Waal, IJssel et Nederrijn (RIJKSWATERSTAAT, 2012).

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

Fig. 45 : Contributions moyennes des différents bras estuariens au débit du Rhin et de la Meuse ; graphique : M. DÖRRBECKER (Chumwa) <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=46692314>.

En 2003, année caractérisée par des débits particulièrement faibles, le Haringvliet est resté fermé presque la moitié du temps lors de la principale vague de migration entre mai et novembre ; en revanche, cette fermeture a touché moins de 5 % des jours en 2004. Pourtant, on n'observe aucune modification significative du nombre de remontées ni pour le saumon ni pour la truite de mer entre ces deux années au droit des stations de contrôle d'Iffezheim, de Buisdorf/Sieg et de Coblenze/Moselle (SCHNEIDER, 2009). Avec l'adaptation successive du mode de fermeture vers une ouverture pratiquement permanente, on attend cependant que le saumon, moins sujet à l'erratisme

que la truite de mer, voie ses conditions de migration vers l'amont s'améliorer progressivement. Selon les études de radiopistage, la truite de mer, plus sujette à l'erratisme, trouve plus souvent la voie de migration alternative et toujours ouverte par le biais du Nieuwe Waterweg (données du RIZA). Les saumons, quant à eux, passent fréquemment par le Haringvliet. Par la suite, le Waal, et dans une moindre mesure le Lek, sont les principales voies de migration (VAN RIJSSEL *et al.*, 2024). Lorsque le débit passe au-dessous de 1 800 m³/s, la migration par le Lek s'arrête et les salmonidés empruntent la rivière Noord pour rejoindre le Waal (voir figure 46). La gestion des barrages Hagestein, Amerongen et Driel (Lek et Nederrijn) et les différentes migrations qu'elle permet sont représentées dans le tableau 5 (voir JURJENS, 2006). Selon VRIESE, ATKB (comm. écrite du 29.4.2024), le nombre de saumons marqués est resté relativement bas pendant toutes les années d'études avec le système NEDAP. Partant du total des salmonidés marqués (saumons et truites de mer), la répartition de 2/3 sur le Haringvliet et d'1/3 sur le Nieuwe Waterweg semble approximativement correct. Au cours des premières années (1996-2000) de l'étude, le nombre de poissons migrant par le Nieuwe Waterweg était toutefois plus élevé. Ceci était dû au fait que la première station de contrôle sur le Haringvliet se trouvait plus en amont (à proximité de la ville de Hellevoetsluis) et non au droit des écluses du Haringvliet. Quand par la suite la station de détection a été placée au niveau des écluses du Haringvliet, le nombre de détections a augmenté (poissons entrés dans le Haringvliet, probablement un plus grand nombre de truites de mer vagabondes). Il faut savoir également que la capture et le marquage des salmonidés a toujours lieu dans l'avant-delta (à Stellendam, à proximité du Haringvliet) et non dans le Nieuwe Waterweg (trop profond, trop de trafic fluvial, usage de nasses pratiquement impossible). Avoir 1/3 d'entrées par le Nieuwe Waterweg indique donc que la migration vers l'amont par les écluses du Haringvliet était plus ou moins problématique. Depuis l'entrée en service de la gestion du « Kier » (ouverture des écluses à marée haute et flux entrant d'eau salée dans le Haringvliet depuis 2019), le franchissement des écluses du Haringvliet est beaucoup plus facile. Environ 65 % des poissons d'eau douce qui sont entraînés vers la mer peuvent revenir dans le Haringvliet grâce au Kier. Au cours des dernières années, le nombre de poissons marqués est tombé au niveau le plus bas jamais atteint, de sorte qu'il est actuellement impossible de fournir d'estimation précise.

Tab. 5 : Gestion des barrages en fonction du débit et conséquences pour les possibilités de migration (remontée) avant 2019 (tiré de JURJENS, 2006, modifié)

Nombre de barrages fermés	Débit à Lobith m ³ /s	Période (%)	Estimation des possibilités de migration
0	> 3 500	10	bonnes
1	de 2 400 à 3 500	20	restreintes
2	de 1 400 à 2 300	50	mauvaises
3	< 1 400	20	très mauvaises

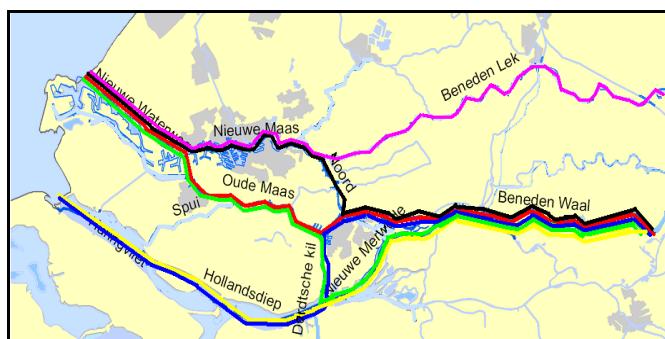


Fig. 46 : Présentation des principales voies de migration dans le delta du Rhin (tiré de JURJENS 2006).

Les années de débit particulièrement faible dans le Rhin ont été 2003, 2011, 2015, 2017 et 2020, mais une tendance négative est reconnaissable depuis 1997 (figure 47). La plupart des rivières de grossissement ont également été touchées. La continuité des débouchés et des zones de hauts-fonds dans les affluents a localement été fortement dégradée en raison des faibles débits (par ex. la Sieg, l'Ahr, la Wisper) ; on ne dispose pas d'enregistrements systématiques à ce sujet.

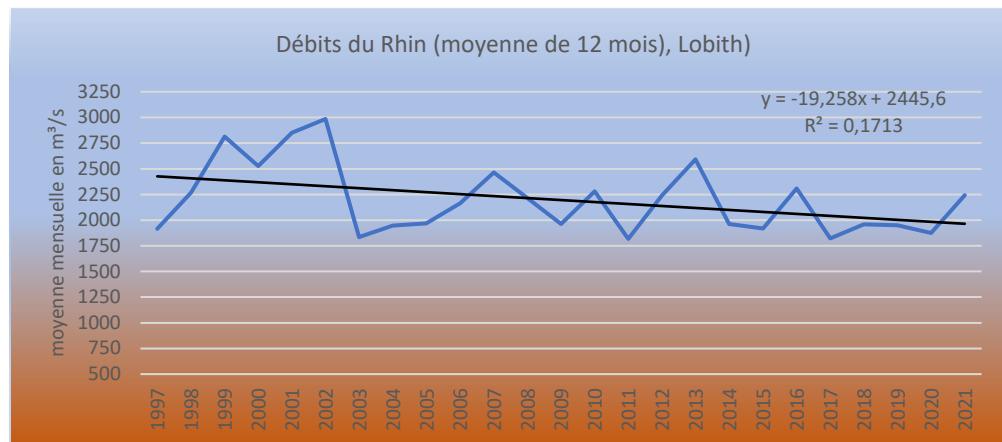


Fig. 47 : Débits du Rhin (Lobith) : moyennes mensuelles. 2003, 2011, 2015, 2017 et 2020 ont été des années de faible débit (valeurs les plus basses en 2023, 2011 et 2017).

Évaluation : Les débits tendanciellement en baisse dans le Rhin ont très probablement une influence négative croissante sur les saumons, les truites de mer, les grandes aloses et les lampreys anadromes en cela qu'ils amplifient les effets de la préation, du trafic fluvial, de la mortalité due aux turbines et de la hausse des températures. Un impact positif de l'entre-ouverture des écluses du Haringvliet n'est pas reconnaissable jusqu'à présent à partir des données disponibles. Dans les rivières de grossissement, les étiages peuvent se traduire par une mortalité surélevée des saumoneaux, une continuité restreinte (à la montaison comme à la dévalaison) et des conditions limitées de frai.

=> impact/facteur de stress : augmentation

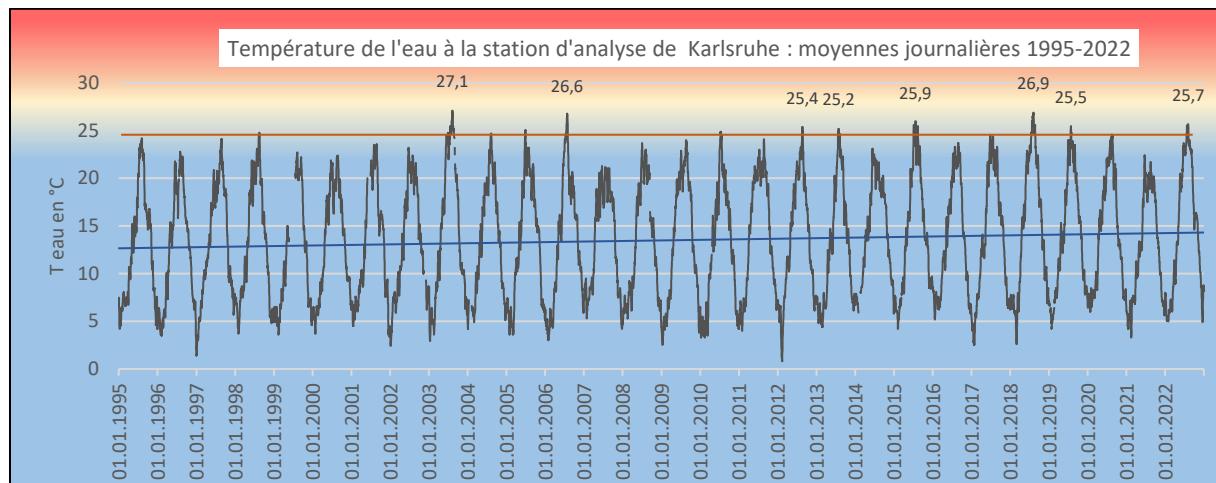
Voir chapitres 10.1 et 10.2 pour les calculs de corrélation entre « saumons adultes de retour et débits ».

5.2.2 Température et oxygène

Pertinence pour les stades de vie : croissance et dévalaison, CA 0+ à CA 2+ ; adultes de retour

Sur toute l'aire de distribution du saumon atlantique, les températures de l'eau sont proches des limites thermiques qu'il est en mesure de supporter, avec des valeurs basses légèrement supérieures à 0 °C sous les latitudes les plus septentrionales et des valeurs estivales élevées en Europe occidentale se rapprochant des 25 °C (ELLIOT et al., 1998). Dans la partie sud de cette aire de distribution (par. ex la Loire), les températures de l'eau atteignent entre 25 et 27 °C. Le seuil léthal de 28 °C n'a jamais été dépassé dans le Rhin. Si aucune anomalie négative n'a été constatée sur les taux de retour (SCHNEIDER, 2009) bien que des valeurs atteignant 30 °C aient été atteintes en 2003 à proximité de la surface (SCHNEIDER, propres mesures dans le Rhin supérieur septentrional), c'est probablement parce que les saumons et truites de mer ont pu trouver refuge dans des zones d'eaux plus fraîches. Dans une plage de température de 23 à 25 °C, les saumons interrompent leur migration (SCHNEIDER, 2009) ; de tels arrêts ont dû se produire en 2003, 2006, 2012, 2013, 2018, 2019 et 2022 (valeur maximale : 27,1 °C en 2003) (figure 48 en haut). Même dans les années extrêmes de 2003 et 2018, particulièrement chaudes et pauvres en débits, les teneurs en oxygènes ne sont jamais tombées au-dessous de 5,4 mg/l dans le Rhin (figure 48 en bas ; voir également figure 47).

Le facteur de la température de l'eau est important pour la phase de grossissement (la limite létale de 28 °C n'a manifestement pas encore été atteinte) et pour les smolts dévalants. Des températures > 23 °C stressent les saumoneaux, ce qui peut se traduire par une mortalité surélevée (BERNTHAL *et al.*, 2023). La migration vers l'aval s'enclenche généralement à partir d'une température de l'eau d'env. 8 °C et est également motivée par des hausses de débit ; la vitesse de migration est mentionnée dans une marge comprise entre 0,2 - 112 km/jour (informations synthétiques tirées de WILMSMEIER *et al.*, 2023). On a identifié dans l'Aar sur trois obstacles (usines hydroélectriques) des vitesses de 4,3 à 35,3 km/jour (médiane de 23,3) pour des smolts « semi-sauvages » et de 1,2 à 22,3 km/jour (médiane 11,8) pour des smolts issus d'alevinages (affluent Bünz) ; un smolt a parcouru 8,4 km/jour dans la Wigger en traversant 7 usines hydroélectriques. Les saumons semi-sauvages issus de la Bünz ont effectué la totalité du trajet allant de la Bünz au Rhin en 50,7 h en moyenne (env. 2 jours), ce qui correspond à une vitesse moyenne de 1,14 km/h (27,4 km/jour) (WILMSMEIER *et al.*, 2023). Les vitesses moyennes de migration dans l'hydrosystème Loire-Allier étaient de l'ordre de 32 km/jour (fourchette comprise entre 5 et 106 km/jour), sachant que cette vitesse se réduisait nettement dans les passages avec obstacles transversaux (IMBERT *et al.*, 2013). Dans l'hydrosystème Loire-Allier, les smolts franchissent 890 km de tracé fluvial depuis l'amont en 22 jours en moyenne. Ces smolts atteignent en moyenne le delta de la Loire aux alentours du 20 avril. La « fenêtre de temps physiologique » d'adaptation à l'eau salée est d'env. 3 semaines. La fourchette de température propice est de 8 °C à 15 °C (AREVALO *et al.*, 2021) pour la transition du milieu dulçaquicole au milieu marin liée à une adaptation de l'osmorégulation et à un changement de régime alimentaire. Cette fourchette de température a été atteinte principalement d'avril à mai dans la série temporelle 1994-2022 à l'embouchure du Rhin à Hoek van Holland ; les températures de juin étaient déjà supérieures. Par le passé, la fourchette idéale de températures en pleine mer du Nord survenait de début mai à juin (figure 49), les smolts ayant déjà achevé leur adaptation osmotique et trouvant ici, grâce à ces températures, l'alimentation requise.



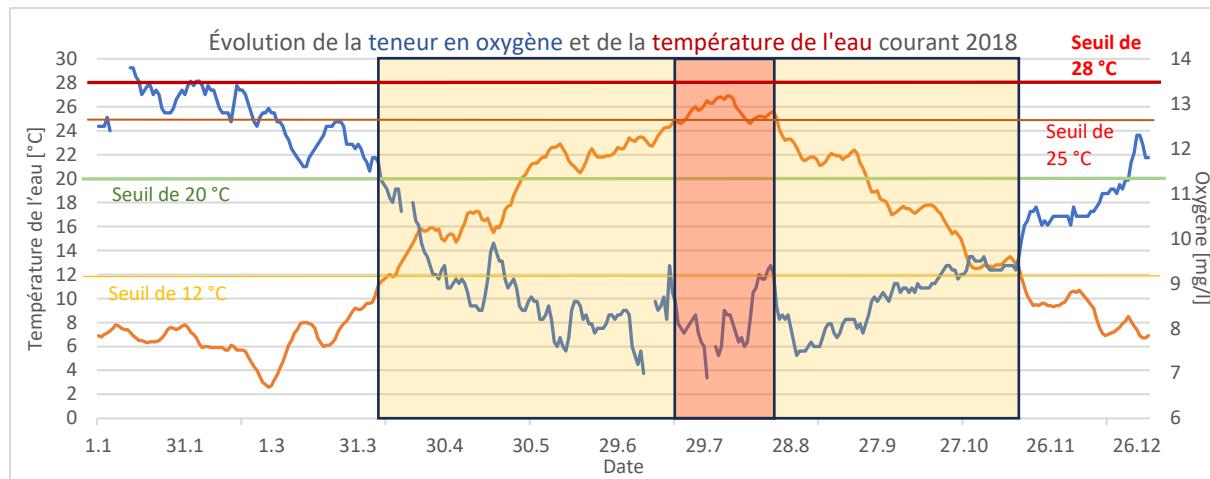


Fig 48 : En haut : moyennes journalière de température de l'eau, station d'analyse de Karlsruhe (avec tendance à la hausse) ; en bas : teneur en oxygène (ligne bleue) et température de l'eau (ligne rouge), case : période $>25^{\circ}\text{C}$; station d'analyse de Karlsruhe pendant l'année extrême 2018 (1.1-31.12.2018).

Les données obtenues pour la période 1994-2022 montrent pour le Rhin une tendance légèrement régressive pour les températures avec un printemps anormalement froid en 2013. Les conditions de température dans le Rhin (au printemps) sont jugées non problématiques dans l'ensemble. On s'attend cependant à un démarrage plus précoce des migrations de smolts sous l'effet du changement climatique (AREVALO *et al.*, 2021).

La migration des smolts vers la mer a démarré plus tôt en moyenne avec 2,5 (± 0.3) jours d'avancée par décennie au cours des 50 dernières années dans tout l'Atlantique Nord (OTERO *et al.*, 2014).

Comme la montée des températures au printemps est plus lente dans la mer du Nord que dans le Rhin et ses affluents, on ne peut exclure que la mer du Nord soit souvent atteinte plus tôt qu'il ne le faudrait pour rencontrer les conditions optimales. On peut toutefois y opposer le fait que le parcours de migration dans le Rhin est relativement long pour la plupart des sous-populations et que des pertes de temps sont à attendre en raison des retenues, ce qui plaide plutôt pour une atteinte tardive de l'estuaire en règle générale. En 2023 et en conditions de débits élevés, il a fallu entre 49,9 h (2,08 jours) et 808,7 h (33,7 jours) aux smolts venant de Suisse pour réaliser leur migration à partir de l'usine hydroélectrique de Birsfelden (médiane = 157,6 h ; 6,6 jours) (communication d'A. PETER, 3.5.2024).



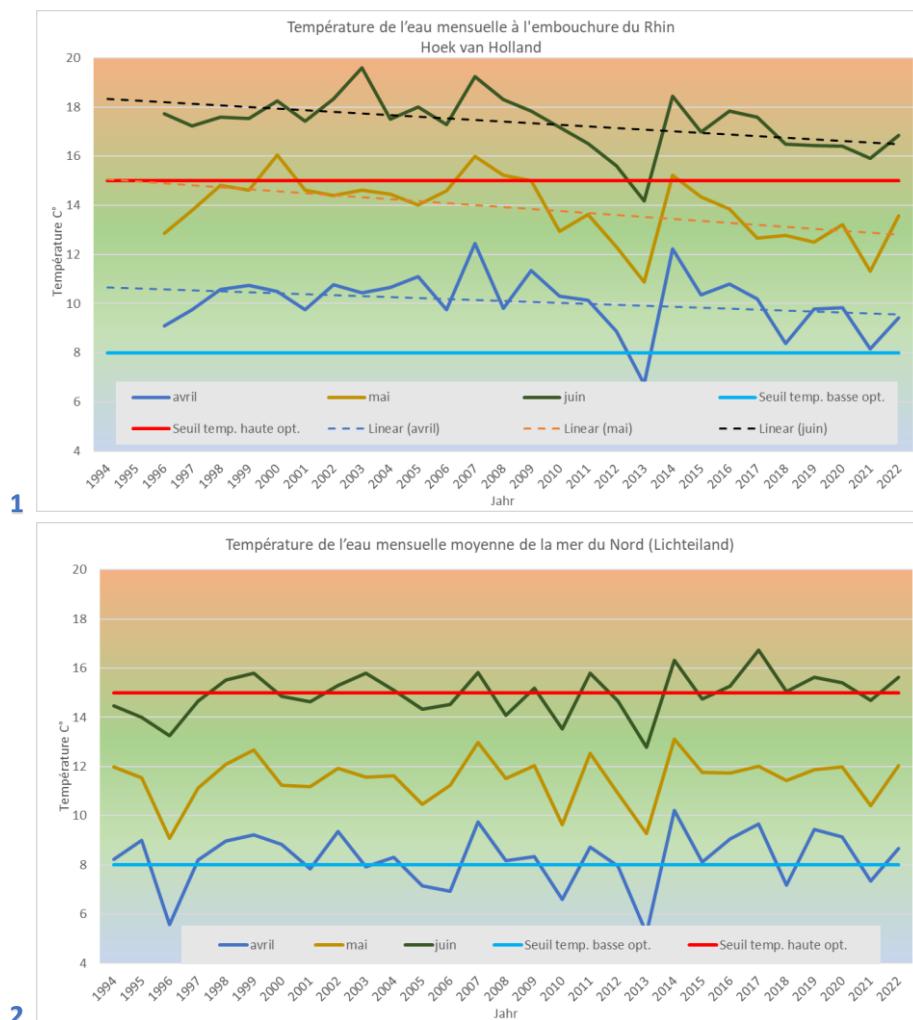


Fig. 49 : Températures de l'eau mensuelles moyennes au printemps ; au milieu : à l'embouchure du Rhin (Hoek van Holland ; (1) ; en bas : en pleine mer (2) ; carte en haut : localisation des stations d'analyse (hors mer du Nord en avril 2007 et d'avril à juin 2008 : données de l'Europlattform Nordsee)

Évaluation : Les teneurs en oxygène ne sont jamais tombées au-dessous de 5,4 mg/l dans le Rhin, même pendant les années extrêmes pauvres en débit et chaudes de 2003 et 2018. On peut donc exclure comme cause directe de mortalité des *saumons adultes de retour* une carence en oxygène dans le Rhin. Même au cours des années extrêmes 2003 et 2018, les températures de l'eau n'ont pas atteint de la limite létale de 28 °C (pour les salmonidés). Il est probable que des salmonidés aient pu éviter ce stress thermal en se déplaçant vers des zones de refuge aux eaux plus fraîches, ce qui a eu pour conséquence d'interrompre la montaison et de renforcer le risque de préation. Une mortalité surélevée due au stress thermique dans le Rhin ne peut être exclue. Les séries temporelles observées laissent apparaître une tendance vers des années chaudes et pauvres en débit à mettre probablement sur le compte du changement climatique.

L'évolution passée des températures au printemps n'a très probablement eu aucune incidence négative sur la *dévalaison des smolts* et le passage du Rhin à la mer du Nord.

=> impact/facteur de stress : augmentation pour les adultes de retour

5.2.3 Navigation fluviale

Pertinence pour les stades de vie : adultes de retour, en partie smolts

Des rapports établis, entre autres, aux États-Unis, en Russie et en Chine font état de nombreux cas de poissons de différentes espèces blessés (entailles profondes et coupures) et tués dans des fleuves

caractérisés par une navigation industrielle intense. Les études sur la « mortalité causée par les hélices de bateaux » viennent pour la plupart des États-Unis. SPIERTS (2016) expose dans une étude bibliographique plusieurs travaux avec preuves à l'appui. Dans différentes études sur la mortalité des poissons imputable aux convois poussés dans les fleuves Mississippi et Illinois (USA), p. ex. dans la source GUTREUTER *et al.* (2003), on relève des taux de mortalité de 2,52 individus/km (1,00-6,09 ind./km) pour l'aloé à gésier (*Dorosoma cepedianum*), dont la longueur peut atteindre 47 cm, et de 0,53 individu/km (0,00-1,33 ind./km) pour l'esturgeon scaphirhynque (*Scaphirhynchus platorynchus*), d'une longueur généralement comprise entre 50 et 85 cm). La source KILLGORE *et al.* (2011) a déterminé en relation avec les conditions hydrauliques et géomorphologiques du fleuve que < 1 à > 30 individus de différentes espèces étaient « happés » par kilomètre parcouru, ceci avec une probabilité croissante par rapport à la taille du poisson.

Preuves pour l'hydrosystème du Rhin (voir également 7.1)

On a trouvé en 2011 sur une plage du Waal 4 barbeaux morts de grande taille sur une longueur de rive d'env. 500 m. Les poissons étaient très abimés et ont probablement heurté des hélices de bateaux. On suppose que les poissons ont été « aspirés » dans les hélices, notamment en raison du niveau d'eau extrêmement bas. Un phénomène similaire avait été observé des années auparavant avec la découverte aux Pays-Bas de nombreuses brèmes mortes dans les lacs de bordure des polders (randmeren) « coupées en deux ». En mai 2011, divers rapports ont fait état de centaines d'anguilles argentées et lampreies marines découvertes mortes sur les plages sablonneuses des grands fleuves aux Pays-Bas. Dans tous ces cas, il a été établi une relation directe entre des niveaux d'étiage extrêmes et la collision des poissons avec les hélices de bateaux (voir plus bas).

SCHNEIDER & SEUFERT (2022a) ont identifié à partir de photos qui leur ont été envoyées sur des poissons morts découverts le long du Rhin ainsi que sur la base de leurs propres analyses sur les débris flottants retenus dans les grilles de l'usine de Kostheim (Main) les victimes d'hélices de bateaux provenant de 10 espèces : anguille, esturgeon (ici : esturgeon étoilé), saumon, truite de mer, barbeau, gardon, silure, sandre, perche fluviatile et brochet.

Débits, types de bateaux et probabilité de collision

Pendant les phases d'étiage, comme celles survenues en 2003, 2011 et 2018, le débit du Rhin navigable se concentre dans le chenal de navigation. Dans de telles conditions, le risque d'une collision des poissons de grande taille avec des hélices des bateaux est *a priori* plus important qu'en périodes de débits normaux ou élevés, car les poissons sont pratiquement contraints d'emprunter le passage étroit du chenal de navigation.

La probabilité qu'une hélice de bateau heurte un poisson augmente avec la taille du poisson et la vitesse de rotation (par minute) de l'hélice, de même qu'avec le gabarit (capacité de charge) du bateau. La vitesse de pointe respective de l'espèce joue également un rôle important dans le comportement de fuite, ce qui revient à dire que les espèces à faible puissance de nage (les esturgeons par exemple) sont plus exposés encore à ce risque de collision (SPIERTS, 2016). Le danger est moins grand dans les larges tronçons fluviaux, dans les eaux profondes et dans les zones de fort courant.

Le risque principal vient des bateaux rapides et lourdement chargés, avec un gros tirant d'eau et un système puissant de propulsion multiple, notamment en périodes de faible débit (VAN DE VEN, 2021).

La flotte marchande, qui utilise le Rhin comme voie navigable, a été estimée en 2021 à environ 10 000 bateaux dont env. 7 000 circulant sur les bras néerlandais du Rhin. La Commission Centrale

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

pour la Navigation du Rhin et (NL) VAN DE VEN (2021) communiquent les indications suivantes sur les chiffres moyens de trafic fluvial (déplacements de bateaux/jour) dans différents tronçons du Rhin :

- Waal : 300, Boven Merwede : 260, IJssel : 35, Nederrijn : 20 (total : 615)
- Frontière germano-néerlandaise : 600
- Cologne : 400
- Mayence : 300
- Karlsruhe : 200
- Iffezheim : 100

Le nombre total de bateaux naviguant sur le Rhin est en baisse depuis 2005. On note également un net recul des petits bateaux (capacité de charge jusqu'à 1 000 t). Les gros bateaux fluviaux d'une capacité de charge $\geq 3 000$ t en revanche sont en forte augmentation (+25 %). Le nombre de déplacements sur le Waal et la Boven Merwede ne connaît pas de grandes fluctuations.

Mesurée à l'intensité du trafic fluvial, la « probabilité de contact » est la plus élevée pour les anguilles argentées dans le Waal (cf. figure 50). Le Waal est en première place autant en ce qui concerne le nombre absolu de déplacements de bateaux que le nombre relatif par rapport au volume d'eau (VAN DE VEN, 2021). Le Waal est aussi le principal axe (migratoire) des anguilles argentées, des saumons et des truites de mer.



Fig. 50 : Liens : Le trafic fluvial sur le Waal (NL) est le plus intense de tous les tronçons du Rhin (source : Google Maps, 2023) ; à droite : représentation schématique de la zone latérale de danger avec une largeur de chenal d'environ 120 m et un trafic de gros porte-conteneurs

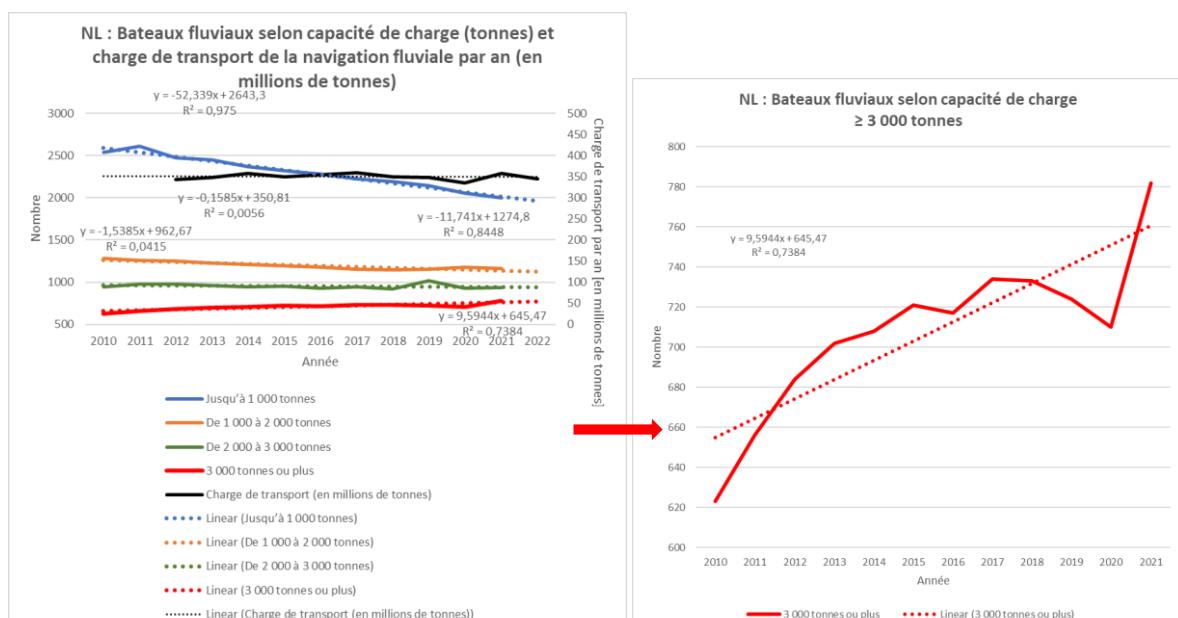


Fig. 51 : Bateaux fluviaux en fonction de leur capacité de charge (en tonnes ; t) et charge de transport de la navigation fluviale (en millions de tonnes) (à gauche) ; augmentation de 25 % des grands bateaux fluviaux avec une capacité de charge $\geq 3 000$ tonnes (à droite).

VAN DE VEN (2021) a utilisé un modèle mathématique pour le Waal à Druten, afin d'estimer par période de 24 heures le débit total passant par les hélices des bateaux de passage (ce qu'il appelle le débit de transit par l'hélice) par rapport au débit fluvial. Différents scénarios ont été envisagés ici pour représenter l'ordre de grandeur et la relation entre les différents facteurs et le risque en découlant pour les poissons. Scénario 3 : « été sec » : pendant l'été 2018, le débit total du Waal a transité trois fois par les hélices des bateaux.

La fréquence d'endommagement est en lien direct avec l'intensité du trafic fluvial (voir entre autres SPIERTS, 2016) et la taille des poissons individuels (GUTREUTER *et al.*, 2003 ; KILLGORE *et al.*, 2011 ; BALAZIK, 2012). La largeur et la profondeur du chenal sont des facteurs supplémentaires à considérer (cf. KILLGORE *et al.*, 2011) (cf. figure 50). En phase d'étiage, il ne reste dans le Rhin (Lek et Waal inclus) entre la coque du bateau et le lit du fleuve que quelques décimètres de libre (profondeur du chenal généralement de l'ordre de 250 cm).

Évaluation : Au regard de l'évolution des débits décroissants du Rhin (voir chapitre 10.1) et de l'augmentation du nombre de gros bateaux, la probabilité théorique de collision des poissons avec les hélices des bateaux a très fortement augmenté entre 2010 et 2022 malgré une charge de transport constante et des déplacements de navigation pratiquement inchangés (données 2009 à 2018), étant donné que les bateaux de plus grande capacité de charge ont augmenté (+ 25 % ; cf. figure 51 à droite). Le risque principal pour les poissons vient des bateaux rapides et lourdement chargés, avec un gros tirant d'eau et un système puissant de propulsion multiple, notamment en périodes de faible débit. Le risque de collision est le plus haut dans le Waal où le trafic fluvial est le plus intense. Il est peu probable que les salmonidés adultes empruntent les zones de moindre fond (souvent plus chaudes) entre les berges et les digues longitudinales comme axes de migration.

=> Impact/facteur de stress : nette augmentation

5.2.4 Énergie hydraulique et continuité

Pertinence pour les stades de vie : smolts, adultes de retour (habitats : également reproduction et phases de grossissement des CA 0+ à CA 2+)

5.2.4.1 Continuité à la montaison

La continuité dans les corridors de migration du saumon et l'accès aux affluents listés dans le programme sur les poissons migrateurs ont connu des améliorations substantielles depuis qu'ont été engagés des efforts de réimplantation au début des années 1990 dans le cours principal du Rhin et dans quelques affluents (tableau 6). Voir figures A16 et A17 de l'annexe II pour la situation dans le Rhin et le bassin du Rhin supérieur. La continuité des segments court-circuités dans les affluents peut être restreinte, selon les règles en vigueur, par les faibles débits ; les phases d'étiage sont plus fréquentes dans le bassin du Rhin.

Tab. 6 : Entrée en service de dispositifs importants d'aide à la montaison dans l'hydrosystème du Rhin ; interdiction de capture de saumons & truites de mer

Année	Delta	Rhin supérieur	Moselle	Sieg
2000	(Interdiction de capture S&TM)	Iffezheim		Buisdorf
2001	Driel			
2004	Amerongen, Hagestein			
2006		Gambsheim		
2012			Coblence (nouvelle passe)	
2016		Strasbourg, Kembs		
2018	Haringvliet (Kier)			
2019		Gerstheim		

Évaluation : La continuité de l'hydrosystème du Rhin pour les poissons migrateurs s'est améliorée depuis l'an 2000. Cependant, des moyens de contrôle spécifiques font défaut dans la plupart des sites. Avec l'ouverture partielle du Haringvliet à partir de 2018, une optimisation de la dévalaison des smolts et de la migration des adultes de retour était attendue. On comptait également sur une hausse successive du nombre d'adultes de retour à partir de 2019 et jusqu'en 2022 (2022 : retour des saumons ayant dévalé en 2019 et ayant passé 3 hivers en mer).

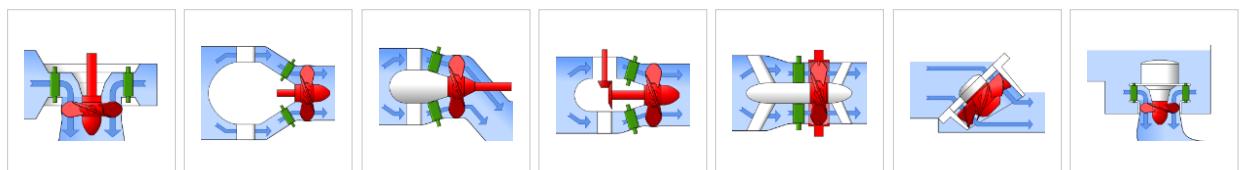
=> impact/facteur de stress : nette baisse dans le cours principal du Rhin état incertain dans la plupart des affluents

5.2.4.2 Énergie hydraulique

Dans les usines équipées de turbines à axe horizontal et avec un faible Δh , des vitesses d'écoulement dans l'aspirateur allant jusqu'à 6 m/s peuvent amener certains poissons à forte capacité de nage (les salmonidés en particulier) à s'engager dans cet aspirateur et à s'exposer à de graves blessures en cas de contact avec les turbines et d'autres parties de l'installation (le plus souvent au niveau du museau) (FERC, 1995) (*Tailrace mortality* - voir chap. 7.5). Dans le cas de turbines à axe vertical, la valeur critique conditionnant le contact avec la turbine est probablement nettement inférieure à 6m/s car les poissons doivent effectuer une rotation de 90 ° pour atteindre les pales de la turbine. Néanmoins, le risque d'être projeté dans l'aspirateur par des forces de cisaillement et des turbulences est présent, comme dans les turbines à axe horizontal (notamment lorsque les poissons sont fatigués, par ex. après plusieurs tentatives de remontée). Les blessures infligées ici sont des écorchures et des pertes d'écaillles.

Le tableau 7 illustre les variantes du type de turbine le plus fréquent, celui de la « turbine Kaplan » ; le tableau A2 de l'annexe II montre l'impact estimé de l'effet de barrière et du *Tailrace Mortality Risk* sur les principaux sites d'usines hydroélectriques sur le Rhin et la Meuse, y compris indications sur les types de turbines et les vitesses de courant dans l'aspirateur.

Tab. 7 : Schémas de différents types de turbines Kaplan (source : <https://de.wikipedia.org/wiki/Kaplan-Turbine>)

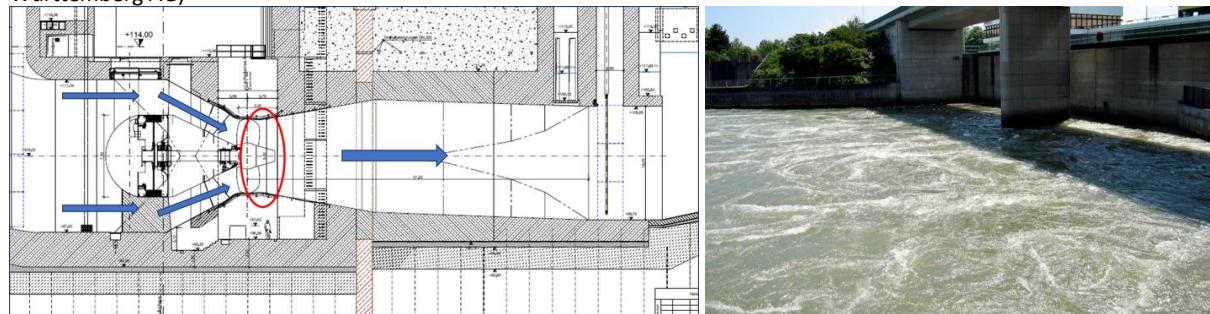


Turbine Kaplan à axe vertical ; l'alternateur est au-dessus de la conduite d'amenée	Turbine bulbe type Kaplan (à axe horizontal) ; l'alternateur est à l'intérieur du carter	Turbine type S ; l'arbre de la turbine traverse l'aspirateur pour rejoindre l'alternateur	Turbine bulbe à transmission ; l'arbre de la turbine est relié à l'alternateur par un système de transmission	Turbine type Straflo ; les pales de la turbine supportent une roue fixée sur le rotor de l'alternateur	Turbine VLH ; l'alternateur est installé dans le corps du rotor	Turbine DIVE à pales de roue fixes ; l'alternateur est installé directement au-dessus de la turbine et est complètement immergé.
---	--	---	---	--	---	--

Deux différents types de turbines sont en place à Iffezheim (groupes 1-4 et groupe 5). Le tableau 8 affiche les informations relatives aux turbines, y compris les vitesses de sortie au niveau du moyeu (indiquées très approximativement dans l'hypothèse simplifiée d'une distribution uniforme des débits) (ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG, communication écrite du 27.9.2023). Il en découle que l'intrusion de gros saumons PHM depuis le bief aval ne peut être complètement

écartée en situation de faibles débits. En revanche, quand les débits sont plus élevés, le courant important et turbulent ($> 6-7\text{-m/s}$) fait obstacle à cette intrusion (cf. FERC, 1995).

Tab. 8 : Informations sur les turbines de l'usine d'Iffezheim (graphique et tableau : ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG)



	Groupes 1-4	Groupe 5
Capacité d'absorption en plage de fonctionnement min - max	$140 \text{ m}^3/\text{s} - 275 \text{ m}^3/\text{s}$	$160 \text{ m}^3/\text{s} - 400 \text{ m}^3/\text{s}$
Diamètre du rotor = section la plus étroite au niveau du moyeu	5 m	6 m
Surface traversée par le fluide au niveau du moyeu	20 m^2	28 m^2
Vitesse directe au niveau du moyeu (cercle rouge) dans la plage de capacité d'absorption min - max	$7 \text{ m/s} - 14 \text{ m/s}$	$6 \text{ m/s} - 14 \text{ m/s}$

Étude pilote sur l'usine hydroélectrique d'Unkelmühle (Sieg)

La prédateur au droit des usines peut représenter un facteur de perte très significatif pour les smolts de saumons (ØKLAND *et al.*, 2016), comme il est documenté à l'exemple de l'usine hydroélectrique installée sur la Sieg à Unkelmühle (figure 52). Le taux total de perte occasionné par l'exploitation hydroélectrique sur le site d'Unkelmühle s'est élevé à au moins 16,0 % en 2014 et à 25,1 % en 2015 malgré une optimisation des techniques de protection des poissons incluant des systèmes d'aide à la dévalaison. En 2016, le taux de perte provoqué par l'usine a été inférieur à celui des deux années antérieures (2,9 %) en raison d'un débit de transit plus abondant que les années passées, ce qui a permis à un plus grand nombre de smolts de franchir l'usine avec succès en passant par l'écluse de décharge des crues (HAVN *et al.*, 2018) (voir chap. 6.1 sur l'importance du débit). Les analyses n'ont pas enregistré de passage dans les turbines, c'est-à-dire que la grille de 10 mm a assuré un effet répulsif de 100 %.

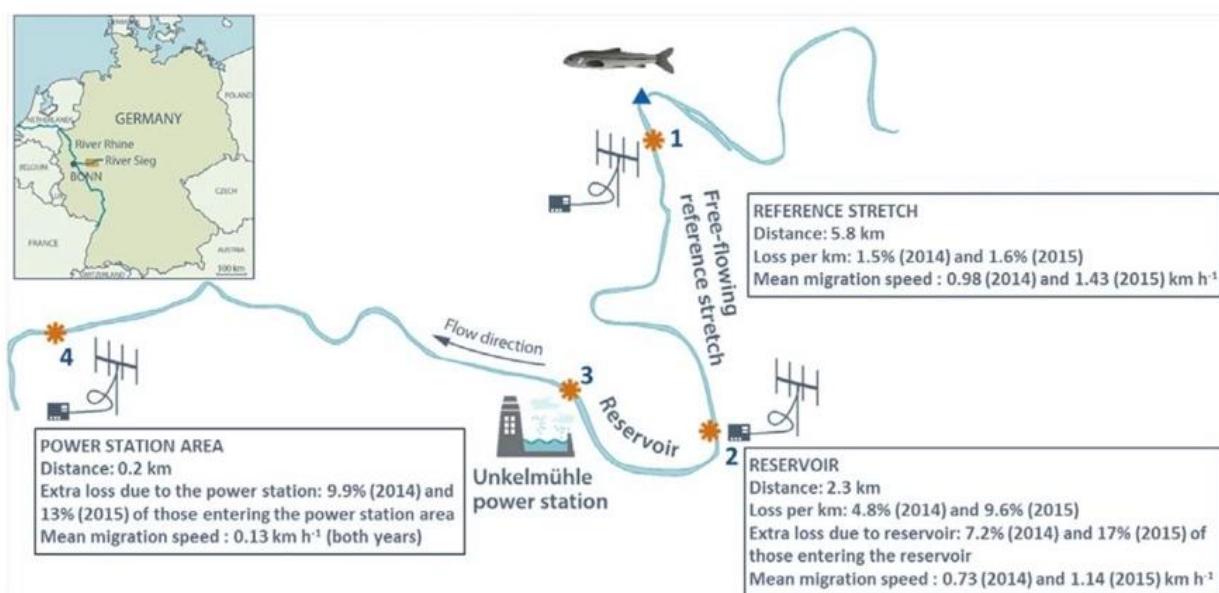


Fig. 52 : Principaux résultats obtenus avec des smolts équipés d'émetteurs radio dans différents tronçons de la Sieg (voir cases). Le triangle bleu montre le point de mise à l'eau des smolts marqués ; les étoiles orange signalent les emplacements des récepteurs enregistrant le passage des smolts (le site 4 n'est entré en service qu'en 2015). Graphique tiré de ØKLAND *et al.*, 2016

Évaluation : Le nombre d'usines hydroélectriques a légèrement augmenté dans les rivières de migration. Dans le même temps (notamment au Bade-Wurtemberg et sur la Sieg en NRW), diverses usines hydroélectriques ont été équipées de dispositifs de protection et de dévalaison des poissons. On devrait donc partir d'une évolution légèrement régressive de l'impact/du facteur de stress 'Hydroélectricité'.

L'impact négatif des usines hydroélectriques sur la probabilité de survie des smolts (mortalité dans les turbines, préation, pression sur le budget de temps) doit toutefois être aussi vu sous l'angle du débit (ici : printemps), car plus la portion d'eau passant en surverse du barrage s'amenuise, plus celle du débit turbiné augmente. Les faibles débits favorisent également la probabilité de préation au droit des usines, en particulier dans la zone de remous, et ralentissent la vitesse de dévalaison. Les analyses réalisées sur le site d'Unkelmühle (Sieg) et très probablement aussi les corrélations entre « *nombre d'adultes de retour et débits au printemps 1 et 2 ans plus tôt* » (voir chapitre 9) mettent en relief le lien correspondant.

=> Impact/facteur de stress : augmentation modérée

Le risque que les poissons s'introduisent dans la conduite des turbines a très probablement augmenté, du moins au niveau local, dans le Main avec l'entrée en service de l'usine hydroélectrique de Kostheim (2010) et la connexion ainsi établie avec le bief aval d'Eddersheim. La plupart des indications proviennent de la Meuse.

=> Impact/facteur de stress : augmentation locale

5.2.5 Champs électromagnétiques autour des câbles sous-marins

Pertinence pour les stades de vie : post-smolts, adultes de retour

Les câbles sous-marins produisent des champs électromagnétiques (CEM) dans l'environnement marin. À l'heure actuelle, aucun indice établi ne permet de supposer que les câbles sous-marins ont un impact négatif sur la migration des saumons et d'autres poissons migrateurs (voir entre autres WYMAN *et al.*, 2023).

Une présentation plus détaillée du facteur « champs électromagnétiques et câbles sous-marins » peut être consultée en annexe II.

Évaluation : Des études supplémentaires axées sur la migration sont nécessaires pour mieux analyser les effets de câbles sous-marins sur la migration des poissons (y compris les conséquences éventuelles dans le long terme).

=> **impact/facteur de stress : augmentation, mais importance indéterminée**

6. Attribution de blessures infligées aux adultes de retour

Dans de nombreux cas, l'identification des causes des blessures sur la base des lésions externes est affectée de grandes incertitudes. Sont présentés ci-dessous des types de lésions dont les causes ont pu être déduites avec un haut degré de certitude. On trouvera en annexe I une compilation sous forme de documentation photographique.

6.1 Collisions avec les hélices de bateaux

Les collisions avec des hélices de bateaux provoquent des coupures profondes, des amputations de parties du corps (souvent des nageoires caudales) voire le sectionnement total du poisson en deux parties. Selon SCHNEIDER & SEUFERT (2022a), les blessures externes les plus fréquentes constatées sur les poissons trouvés morts dans le Rhin sont les « gorges tranchées » de biais au niveau de la tête. Les blessures de ce type ont en commun de ne survenir que d'un côté du corps du poisson et d'être souvent en travers de l'axe du corps des poissons (figure 53), de manière analogue à la position des hélices. Au vu des cas déclarés, ce sont surtout les espèces les plus grosses et à forte capacité de nage qui sont touchées (barbeau, sandre, esturgeon, truite de mer, saumon).



Fig. 53 : À gauche : Saumon œuvé avec coupure récente à la gorge du haut de l'opercule jusqu'à la gorge, capturé vivant le 17.11.2012 dans le Saynbach ; à droite : saumon laité trouvé mort avec une lésion à la gorge dans le port d'Oppenheim en septembre 2009 (photo : HERZOG, déclaré à la SGD Süd Neustadt/Weinstraße)

6.2 Morsures de silures

La figure 54 montre deux saumons œuvés PHM photographiés à Iffezheim. Comme le montrent la taille et la forme en demi-cercle des traces de morsures, ces saumons (et de nombreux autres non présentés ici) ont été attaqués par le bas par de grands silures. Les enregistrements VAKI de la station de contrôle de la Moselle (Coblence) ont apporté d'autres indications allant dans ce sens (MOCKENHAUPT, comm. écrite).



Fig. 54 : Traces de morsures de silures, passe à poissons d'Iffezheim : en haut : saumon laité d'env. 80 cm avec deux traces de morsure (30.5.2021) ; en bas : saumon laité d'env. 90 cm (23.4.2023) (photos : STEFAN THEOBALD).

6.3 Blessures infligées par les phoques communs et les phoques gris

Les blessures infligées par les phoques communs et les phoques gris sont généralement très caractéristiques en raison des traces de griffes (souvent près de plaies musculaires parfois plus profondes et aux contours moins nets).



Fig. 55 : Saumon œuvré avec une morsure (confirmée) de phoque (hydrosystème de la Sieg) 2003 (photo : ARMIN NEMITZ)

6.4 Pêche (captures avec filets et nasses, manipulations)

Les blessures par filets maillants sont reconnaissables par leurs marques linéaires, qui vont de lignes fines et foncées à de grandes plaies ouvertes. De telles blessures se trouvent généralement autour du museau, à l'arrière de la tête et s'étendent de la pointe avant de la nageoire dorsale jusqu'à l'attache de la nageoire ventrale (BASS *et al.*, 2018). On relève par ailleurs d'autres indices typiques de blessures de filets tels que des nageoires caudales partiellement déchirées (en haut à droite) et des traces de lignes croisées (en bas) (K. WHELAN, ATLANTIC SALMON TRUST, comm. orale 2023) (figure 56).



Fig. 56 : À gauche : saumon intercepté à Iffezheim (22.2.2023) avec traces de blessures de type filet ; à droite saumon d'Iffezheim (3.4.2023) avec nageoire caudale partiellement déchirée (photos : ST. THEOBALD)

6.5 Turbines hydroélectriques (*Tailrace Mortality*)

Étant donné que les poissons suivent généralement le courant principal du fleuve et que l'eau rejetée par les turbines, par son volume et sa vitesse, a un fort effet de guidage, l'intrusion dans le tuyau d'aspiration jusqu'à la turbine est une éventualité à prendre en compte pour toutes les espèces de poissons bons nageurs dès lors que la vitesse de sortie de l'eau est plus faible que la vitesse de pointe du poisson et que les conditions hydrauliques le permettent. Pour les salmonidés bons nageurs qui

s'orientent sur les courants forts, comme la truite de mer et le saumon (figure 57), le risque potentiel d'être blessé dans ces zones est particulièrement important, car ces espèces peuvent remonter jusqu'aux pales du rotor en sprintant. Les poissons peuvent également se blesser en heurtant la conduite d'aspiration ou en étant happé par les forces de cisaillement dans l'aspirateur (FERC, 1995). Il existe aussi un risque de blessure probablement très élevé pour les autres espèces (notamment la grande alose) en cas de hauteurs de chute assez basses et de vitesses de sortie de turbines faibles (par ex. turbines horizontales, turbines VLH).



Figure 57 : Saumons de la Meuse en aval des usines avec des blessures caractéristiques sur le museau (photos : SPORTVISSERIJ NEDERLAND ; Y. NEUS)

6.6 Lamproie marine et lamproie fluviale

Ces deux cyclostomes sont anadromes. Leurs bouches dépourvues de mâchoires sont munies de dents cornées acérées. Il s'agit ici d'une adaptation à un mode de vie parasitaire. Pour les deux espèces, la langue a pour fonction de râper les particules du tissu de leurs proies. Les marques restantes sont de petites blessures nettes plus ou moins arrondies, qui peuvent ensuite s'infecter (figure 58). Aucun saumon n'a encore été documenté avec des traces de morsure avérées de lamproies dans le bassin du Rhin (à l'exception d'exemples individuels détecté dans la Sieg (2015) et dans l'Eifel-Rur (hydrosystème de la Meuse, 2019)).



Fig. 58 : Saumons avec traces de morsures de lamproie marine dans la Sieg, 2015 (photo : A. NEMITZ) ; dans l'Eifelrur près de Roermond, 2019 (photo : T. BELGERS).

6.7 Maladies, parasites et polluants

Monitoring

Il n'existe pas de monitoring spécifique des maladies et des affections parasitaires sur les adultes de retour dans les États riverains du Rhin. En France, les adultes de retour prélevés dans les passes à poissons d'Iffezheim et de Gambsheim et transportés dans la pisciculture d'Obenheim y sont examinés (pas de cas de parasitisme jusqu'à présent). Les blessures dermiques observées plus fréquemment dans un passé récent ne viennent pas en premier lieu de maladies et de parasites. Diverses substances polluantes sont soumises à un monitoring presque systématique dans le Rhin.

« Red skin disease » : Cette maladie (RSD) représente un danger potentiel pour les peuplements de saumons dans l'hydrosystème du Rhin. Aucun saumon avec des symptômes correspondants n'a été documenté jusqu'à présent dans le bassin du Rhin.

Bactérie d'eau de mer *Tenacibaculum dicentrarchi* : des scientifiques norvégiens ont souligné la menace que représentait la bactérie d'eau de mer *Tenacibaculum dicentrarchi* pour les post-smolts⁴. Il n'y a pas de cas connus de cette maladie dans le Rhin.

***Gyrodactylus salaris* :** La propagation du parasite *Gyrodactylus salaris* en Norvège a eu des répercussions dramatiques sur un grand nombre de peuplements de saumons sauvages. Aucun saumon présentant un cas de *Gyrodactylus salaris* n'a été documenté jusqu'à présent dans le bassin du Rhin.

AIS (anémie infectieuse du saumon - virus) : L'anémie infectieuse du saumon (AIS) est une infection du saumon atlantique par l'orthomyxovirus, qui cause un état systémique et mortel caractérisé par une forte anémie et des hémorragies variables et des nécroses dans différents organes. Aucun saumon présentant un cas d'ASI n'a été documenté jusqu'à présent dans le bassin du Rhin.

Polluants

En raison de la baisse générale des flux (mesurés et surveillés) de substances polluantes malgré la plus grande fréquence des débits d'étiages (plus faible dilution), une perturbation croissante sur ces 20 dernières années des smolts et des adultes de retour due aux polluants dans le Rhin est jugée plutôt invraisemblable. Pour les saumons adultes de retour, une telle perturbation peut être pratiquement exclue en raison du court temps de séjour et l'arrêt de l'alimentation.

7. Pêche intérieure et côtière

Aux Pays-Bas, l'obligation de remise à l'eau a été introduite en 2000 comme mesure visant à améliorer la situation du saumon et de la truite de mer (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005).

Les études sur les saumons et les truites de mer marqués laissent penser que les deux espèces sont pêchées. Près de 15% des poissons marqués (dans leur partie interne) ont été retrouvés au cours des recensements. La moitié de ces poissons avaient été capturés par des pêcheurs professionnels, l'autre moitié par des amateurs (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005).

Selon les recensements et les programmes de suivi, les saumons débarqués par les différentes pêcheries semblent être principalement pêchés à la nasse et au chalut (pêche aux crevettes et petite pêche au chalut) ; ceci représente probablement plusieurs centaines de smolts et de saumons adultes, même si le taux de mortalité des salmonidés par pêche à la nasse ou au chalut est estimé entre 0 et 25 %. Cependant, de grandes incertitudes et des déficits de connaissances subsistent quant à la représentativité de ces données (VAN RIJSSEL *et al.*, 2019).

7.1 Pêche à la ligne (pêche illicite, pêche accessoire)

Prise accessoire : Il n'existe pas de données quantitatives fiables sur les captures par pêcheurs à la ligne dans l'hydrosystème du Rhin. Sur l'ensemble de l'hydrosystème rhénan, les captures « accessoires » fortuites sont soumises à une obligation de remise à l'eau, mais il n'est pas possible

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

de contrôler si elle est respectée. Cette obligation de remise à l'eau s'appliquant aux pêcheurs amateurs peut certes être une mesure efficace de gestion, mais la survie des saumons n'est que partielle (DEMPSON *et al.*, 2002 ; THORSTAD *et al.*, 2003).

Le nombre de saumons capturés par des pêcheurs amateurs allemands et néerlandais reste imprécis. Il est estimé qu'entre 5 à 30 salmonidés sont capturés dans les écluses du Haringvliet selon JANSEN et al. (2008), voire des centaines par an, selon les informations collectées sur la base d'interviews (VAN GIELS & VRIESE 2016). Bien que les pêcheurs professionnels et amateurs soient obligés depuis 2000 de remettre à l'eau les salmonidés capturés, le pourcentage de pêcheurs qui le font réellement reste inconnu.

Pêche illicite (braconnage) : L'étendue des pertes imputables au braconnage intentionnel ne peut pas être quantifiée par manque de données. Il est notoire aux Pays-Bas que plusieurs pêcheurs amateurs capturent de manière ciblée les salmonidés, mais il semblerait que cela reste une exception et que la capture d'un saumon dans les cours d'eau néerlandais reste rare (source : SPORTVISSERIJ NEDERLAND), bien que les chances de capturer un saumon sur les « hotspots » que sont le Haringvliet et le Maasvlakte (Nieuwe Waterweg) et IJmuiden (principalement des truites de mer) sont vraisemblablement plus élevées. On estime qu'entre 5 à 30 salmonidés sont capturés dans les écluses du Haringvliet selon JANSEN et al. (2008), voire des centaines par an, selon les informations collectées sur la base d'interviews (VAN GIELS & VRIESE 2016). Dans une étude sur le taux de capture potentiel de saumons par la pêche à la ligne *ciblée* dans la zone de débouché d'une rivière de frai (Saynbach ; Rhin moyen), on a mis en évidence que l'on pouvait capturer plus de saumons sur une période donnée qu'en identifier par d'autres méthodes (observations, pêche électrique sur trois jours de recensement) (cf. SCHNEIDER, 2009). Un « rendement de capture » comparable semble également être possible dans d'autres embouchures de rivières et en aval d'ouvrages transversaux dans les grands fleuves. BLASEL (comm. orale 2008) a connaissance d'un cas où un seul pêcheur à la ligne aurait capturé en 2007 quelque 40 grands salmonidés en aval de Gamburgsheim (tous prélevés). Comme les saumons ne se répartissent pas de manière homogène dans le cours principal, mais empruntent des voies de migration spécifiques (y compris zones de repos) (raison pour laquelle des « sites de capture » fixes de saumons ont été mis en place dès la fin du Moyen Âge) et se regroupent, notamment à la période de frai, aux embouchures des affluents frayères, la connaissance accrue de tels lieux « profitables » peut permettre à certains pêcheurs d'augmenter sensiblement leurs chances de capture.

7.2 Pêche côtière (braconnage, captures accessoires)

Prise accessoire : Sur la base d'interviews, de questionnaires, de données de surveillance et d'observations menées en 2018, VAN RIJSSEL *et al.* (2019) ont fait une estimation grossière (provisoire) selon laquelle 187 saumons atlantiques adultes et 202 smolts sont capturés annuellement par la pêche commerciale aux Pays-Bas. Les auteurs supposent que ces captures diminuent depuis en raison de la baisse des peuplements.

Pêche illicite (braconnage) : On dispose certes d'indications précises mais sans données fiables cependant.

Évaluation : Le facteur de la pêche est quasiment impossible à estimer faute de données fiables. Il exerce très probablement un impact négatif *permanent* sur les saumons et truites de mer, et éventuellement sur les grandes aloses.

=> Impact/facteur de stress : permanent, probablement sans augmentation

Par manque de données fiables, il est impossible d'effectuer des calculs de corrélation.

8. Formes hybrides *Salmo salar x Salmo trutta*, saumons d'élevage, génétique

8.1. Formes hybrides *Salmo salar x Salmo trutta*

La présence de formes hybrides juvéniles *Salmo salar x Salmo trutta* dans l'hydrosystème du Rhin n'est confirmée jusqu'à présent que dans quelques rares cas. En 2017, sept saumons sauvages potentiels de l'Elzbach (hydrosystème de la Moselle) ont été identifiés comme hybrides dans le cadre d'analyses génétiques (ENSING, 2018). En 2018, une forme hybride de saumon et truite a été enregistrée en plus de 75 truitelles de la CA 0+ (SCHNEIDER, 2020). THEOBALD (2022) a identifié avec certitude 5 hybrides parmi 6 586 échantillons prélevés dans des piscicultures. En France également, le nombre d'hybrides documentés est très bas (DÉLÉGATION FRANÇAISE, comm. écrite 2024 à la CIPR). Il n'est pas encore connu de problème génétique dû aux formes hybrides *Salmo salar x Salmo trutta* dans l'hydrosystème du Rhin. Une influence passée sur les peuplements locaux de saumons peut donc être exclue avec une grande probabilité.

8.2 Saumons d'élevage

Aucun recensement systématique de saumons d'élevage n'a pu être établi dans le bassin du Rhin. Étant donné que les caractéristiques externes comme des déformations des nageoires et des opercules plus petits existent aussi parmi les smolts d'alevinage, les saumons d'aquaculture ne sont identifiables que par analyse génétique. On ne peut certes exclure qu'ils aient une influence sur les peuplements de saumons locaux, mais celle-ci est jugée mineure.

Évaluation : Les facteurs évoqués aux points 9.1, 9.2 et 9.3 n'ont aucun impact jusqu'à présent sur les saumons et les truites de mer.

=> Impact/facteur de stress : aucune importance jusqu'à présent

Par manque de données fiables, il est impossible d'effectuer des calculs de corrélation.

8.3 Génétique

Sieg : Les évaluations réalisées sur la diversité génétique des saumons remontant dans la Sieg ont montré que cette diversité était globalement comparable à celle de populations naturelles. La diversité génétique des saumons de la Sieg n'est donc pas limitée par rapport à celle d'autres populations. On peut en déduire que les piscicultures travaillent avec un nombre de géniteurs suffisamment important et que la consanguinité n'entre pas parmi les problèmes de pérennité de l'espèce (AQUABIOS, 2017). **Rhin supérieur/Suisse :** L'analyse de la diversité génétique en relation avec les adultes de retour ne fait apparaître pour toutes les populations alevinées et pour tous les géniteurs aucune restriction de cette diversité. Les résultats obtenus montrent cependant une perte de tonus (reconnue dans les sources bibliographiques) due à la domestication. Ainsi, les saumons alevinés à partir de saumons sauvages survivent mieux que les saumons issus de saumons d'élevage (VONLANTHEN, 2020; AQUABIOS, 2023).

9. Mortalité marine

Le taux de retour de saumons adultes a régressé ou s'est effondré dans de nombreux peuplements sauvages ou d'élevage de l'Atlantique Nord depuis 1985 (cf. chapitre 4.5). Les mesures de soutien, l'arrêt de la pêche commerciale et les restrictions de pêche à la ligne n'ont pas pu endiguer ce déclin. Les impacts anthropiques occasionnés par les barrages de retenue, la pollution environnementale ou

la surpêche en mer étaient les raisons de la baisse de quelques populations par le passé, mais le nombre de saumons adultes est également en recul ou se dégrade fortement dans les peuplements fluviaux et reproducteurs sans influences locales manifestes (DADSWELL *et al.*, 2022). De nombreux peuplements en Europe du Nord sont en outre confrontés aux poux de mer, un parasite du saumon qui s'attaque massivement aux smolts et post-smolts autour des piscicultures de saumons et les affaiblit (COSTELLO, 2009).

Changement climatique : Les impacts négatifs des poux de mer sur les saumons et leur survie semblent s'amplifier avec le réchauffement de leur milieu (BATEMAN *et al.* 2016, SHEPHERD *et al.* 2016). La surmortalité des saumons en mer est considérée comme l'une des principales causes des baisses de peuplements observées ces dernières décennies (CHAPUT 2012 ; OLIMOS *et al.* 2019 ; THORSTAD *et al.* 2021). Les températures en hausse dans l'Atlantique Nord ont modifié les conditions océaniques et fait diminuer la croissance ainsi que le taux de survie des saumons en raison de la baisse des sources de nourriture en milieu marin (PEYRONNET *et al.* 2007; TODD *et al.* 2008; FRIEDLAND *et al.* 2009). Pour les populations de saumons rhénans, la montée du niveau de la mer constitue un risque croissant, car si l'eau salée s'introduit en plus grande quantité dans le Nieuwe Waterweg, les écluses de chasse du barrage du Haringvliet et de la digue de fermeture resteront ouvertes moins longtemps (phase de vidange plus brève).

Prédation : On estime que les phoques ont contribué à la baisse de certains peuplement locaux de saumons (BUTLER *et al.*, 2006).

Pêche : La pêche en mer du saumon dans l'Atlantique Nord est pratiquement stoppée par des conventions de droit international (CIEM 2019 ; NASCO 2014, 2020). Selon les connaissances actuelles, la baisse des taux de survie en mer ne peut pas s'expliquer par une augmentation de la pression de la pêche *légale* (!) en milieu marin (mentions bibliographiques dans GILLSON *et al.*, 2022). La baisse d'abondance de poissons adultes et le rapetissement de leur taille moyenne sont toutefois des éléments caractéristiques de nombreux peuplement surpêchés et amènent à conclure qu'il existe une pêche en mer illégale, non déclarée et non réglementée (INN) (DADSWELL *et al.*, 2022).

Une présentation plus détaillée de la problématique « mortalité marine » peut être consultée en annexe II.

Évaluation : Le facteur de mortalité marine comme conséquence du changement climatique semble augmenter sensiblement. On ne peut exclure une influence grandissante de la pêche illicite. La mortalité marine a probablement un impact négatif *croissant* sur les saumons et truites de mer, et éventuellement sur les grandes aloses.

=> impact/facteur de stress : augmentation

Par manque de données fiables, il est impossible d'effectuer des calculs de corrélation.

10. Corrélations statistiques et statistiques multivariées

10.1 Débit et identifications d'adultes de retour

10.1.1 Débit printanier

Un débit printanier moins abondant pour la dévalaison des smolts (figures 59 et 60, exemple de la station d'Emmerich) coïncide avec de faibles chiffres de retour dans le Rhin au cours des deux années suivantes (saumons d'1 HM et de 2 HM) ; dans le cas de saumon de 3 HM, cette relation ne peut être

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

établie (débit printemps 3 ans auparavant = année de dévalaison des saumons de 3 HM : corrélation Rhin : - 0,09 ; Iffezheim : 0,8 ; Sieg : 0,02).

Les données laissent supposer une corrélation étroite entre le débit printanier et les taux de survie des smolts. Ceci confirme l'hypothèse que des débits faibles ont un impact négatif majeur sur l'ampleur des effets des facteurs de stress que sont la préation du cormoran, du harle bièvre (en particulier en Suisse), celle des poissons et des oiseaux piscivores, les blessures dues aux turbines (dans les usines hydroélectriques) et sur la vitesse de migration des smolts et leur orientation dans le delta (surtout dans la zone de retenue du Haringvliet). Du fait de son influence sur la vitesse de dévalaison des smolts et l'atteinte du milieu marin dans le cadre d'une fenêtre de temps physiologiquement appropriée, le facteur « débit » a probablement un impact sur l'efficacité des captures de saumons par les prédateurs phoques communs, phoques gris et marsouins, ainsi que sur la mortalité marine des post-smolts.

Il est impossible de quantifier l'étendue des effets de chaque facteur de stress (mais la petite taille des smolts laisse supposer que l'impact négatif des dommages infligés par les hélices de bateaux est ici secondaire). D'autres facteurs semblent se superposer à cet effet chez les saumons de 3 HM.

La figure A19 de l'annexe II montre la faible corrélation entre les adultes de retour identifiés à Iffezheim (uniquement les individus mesurés avec répartition selon le nombre d'hivers en mer) et les débits (somme des moyennes mensuelles d'avril et mai) à la station d'Emmerich ; en haut : printemps 1 an auparavant (= saumons d'1 HM) (corrél. 0,24) ; au milieu et en bas : printemps 2 ans auparavant (= saumons 2 HM) (corrél. 0,46 et 0,31).

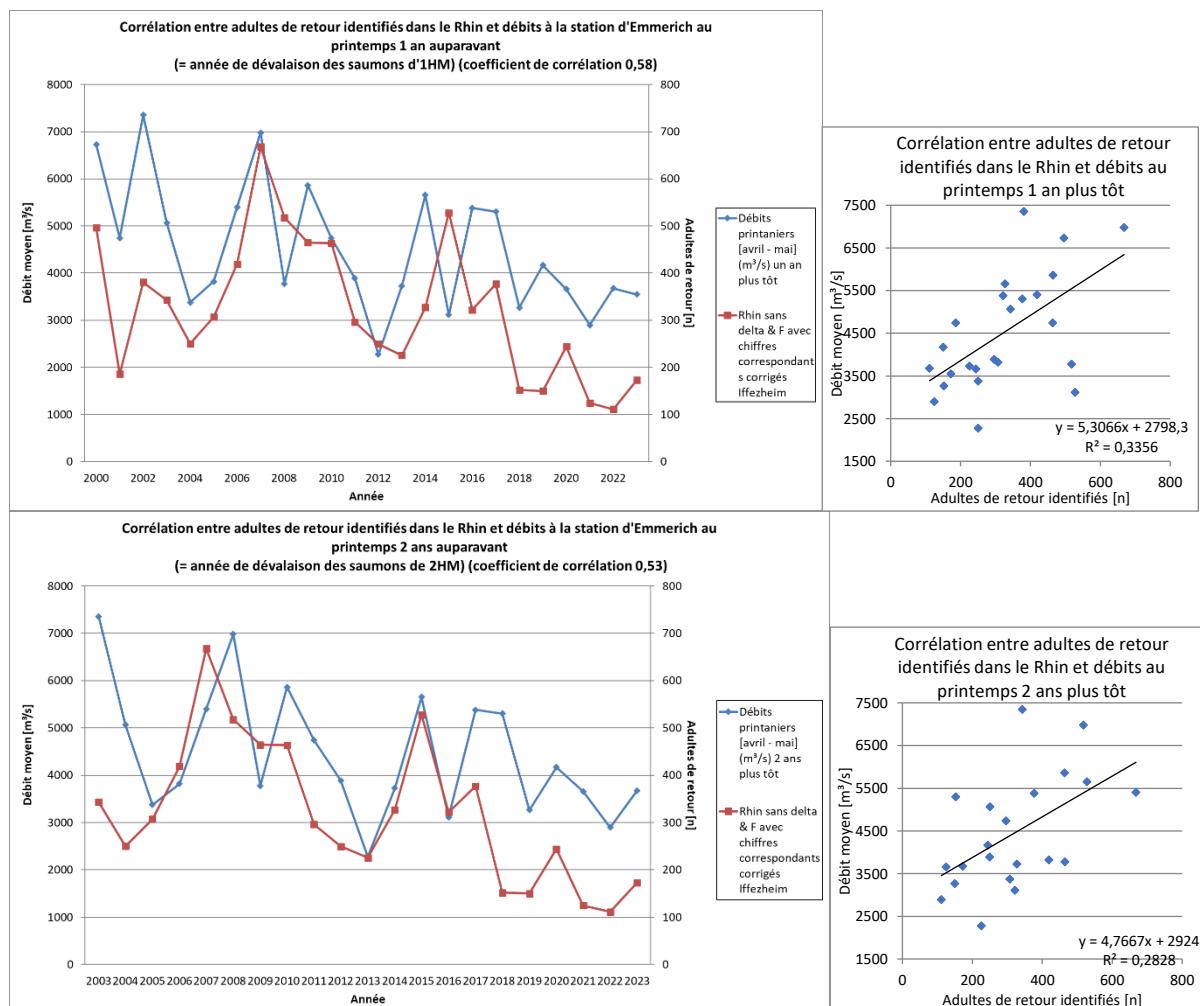


Fig. 59 : Corrélation entre adultes de retour identifiés dans le Rhin et débits (somme des moyennes mensuelles d'avril et mai) à la station d'Emmerich ; en haut : printemps 1 an auparavant (= année de dévalaison des saumons d'1 HM) (corrél. 0,58 ; p = 0,01**) ; en bas : printemps 2 ans auparavant (= année de dévalaison des saumons de 2 HM) (corrél. 0,53 ; p = < 0,05*) ; N.B : la série pluriannuelle des saumons de 2 HM ne démarre qu'en 2003 en raison du passage à des souches avec pourcentage élevé de PHM.

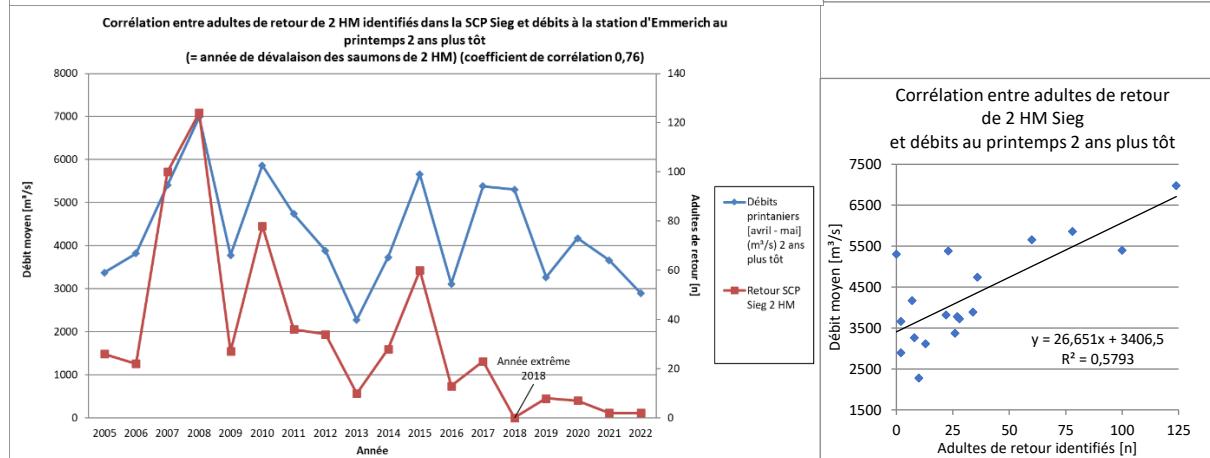
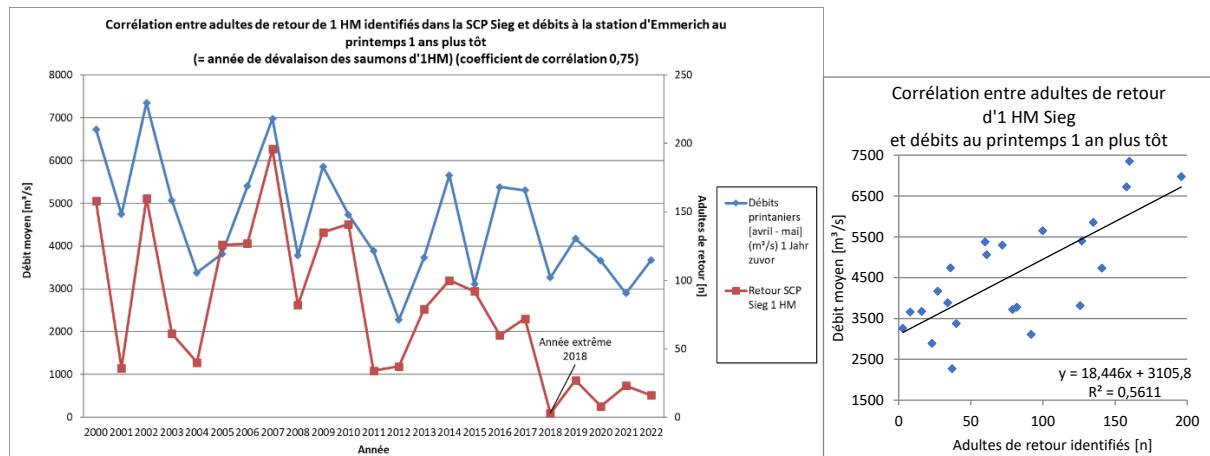


Fig. 60 : Corrélation entre adultes de retour identifiés dans la SCP Sieg (uniquement les individus mesurés avec répartition correspondante d'hivers en mer) et débits (somme des moyennes mensuelles d'avril et mai) à la station d'Emmerich ; en haut : printemps 1 an auparavant (= saumons d'1 HM) (corrél. 0,75 ; p = < 0,001***) ; en bas : printemps 2 ans auparavant (= saumons de 2 HM) (corrél. 0,76 ; p = < 0,001***) ; N.B : la série pluriannuelle des saumons de 2 HM ne démarre qu'en 2005 en raison du passage à des souches avec pourcentage élevé de PHM.

Il convient de souligner que les résidus dans les figures 59 et 60 augmentent nettement à peu près à partir de 2015, ce qui signifierait que les facteurs de stress non dépendant du débit augmentent depuis 6 à 8 ans.

Pour la migration de retour, les faibles débits de printemps laissent attendre un impact sur l'ampleur des effets des facteurs de stress que sont les blessures infligées par les hélices de bateaux, la *tailrace mortality* (sur certains sites, cf. tableau A2 de l'annexe II), les difficultés d'orientation dans le delta (en particulier dans la zone de retenue du Haringvliet) et la motivation à migrer. Les calculs de corrélation n'apportent ici aucune indication (corrélation Rhin : 0,17 ; Iffezheim : -0,17 ; Sieg : 0,19 ; tous p = > 0,1 n.s.) (figures A20 – A22 en annexe II).

10.1.2 Débit annuel, d'automne et d'été

Un débit automnal plus faible n'a pas d'impact sur la dévalaison des smolts.

Pour la migration de retour, les faibles débits (et les températures d'eau élevées) laissent logiquement attendre un impact majeur sur l'ampleur des effets des facteurs de stress que sont les blessures infligées par les hélices de bateaux, la *tailrace mortality* (sur certains sites, cf. tableau A2 de l'annexe II), les difficultés d'orientation dans le delta (en particulier dans la zone de retenue du Haringvliet) et la motivation à migrer (et éventuellement un impact secondaire sur l'ampleur des effets des facteurs de stress que sont la prédateur des silures et la pêche à la ligne). Cette hypothèse n'est pas étayée par les calculs de corrélation concernant les adultes de retour dans le Rhin. Il ressort de la figure 61 que le nombre élevé d'adultes de retour en 2007 coïncide p.ex. avec des débits élevés, alors que les débits élevés de 2002 et 2013 ne se traduisent pas en revanche par une hausse substantielle des retours. Les « années extrêmes » 2003 et 2018 (entourées) n'affichent de faibles retours que dans le cas de 2018, cette tendance se confirmant en 2019 malgré des débits comparativement plus élevés. THIELMANN-SCHLICH (2022) arrive à de mêmes résultats en comparant les débits de la Sieg et le nombre d'adultes de retour enregistrés dans la SCP Sieg (2000 à 2020). Dans l'ensemble, ces résultats inégaux semblent indiquer que le nombre de saumons de montaison ne dépend qu'en partie des volumes moyens de débit et que d'autres variables d'influence sont plus importantes. Il faut néanmoins prendre en compte le fait que les facteurs de stress dont l'effet est probablement en relation avec les faibles débits, comme les peuplements de silures (pic en 2018, cf. figure 37 au chapitre 5.1.2 et chapitre 10.4.3) et le nombre de très grands bateaux fluviaux (nette augmentation à partir de 2010, pics intermédiaires en 2017 et 2018, cf. figure 51 au chapitre 5.2.3 et chapitre 10.4) ne sont sensiblement montés en puissance qu'après 2010, et que les faibles débits des 5 à 10 dernières années ont un impact négatif croissant par rapport aux années antérieures.

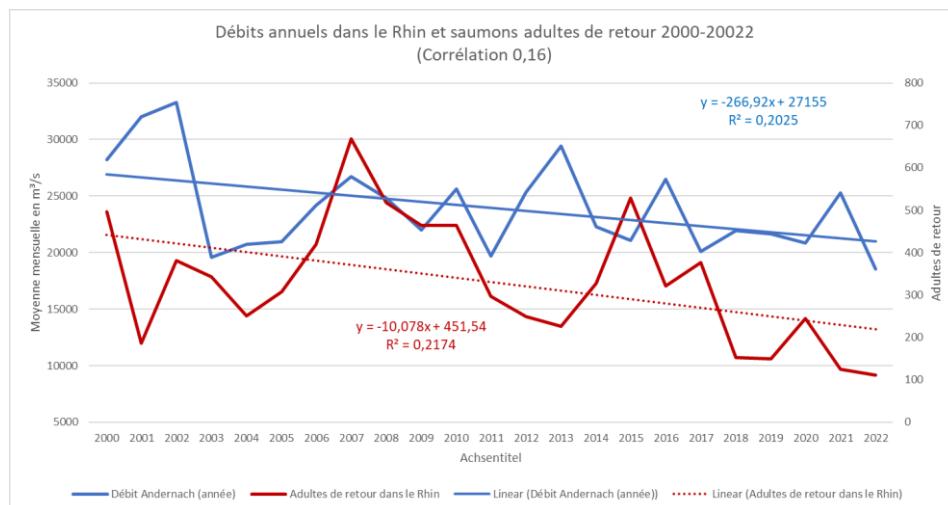


Fig. 61 : Saumons adultes de retour dans le Rhin et débits moyens (coefficient de corrélation 0,16 ; p > 0,1 n.s.). Les deux « années extrêmes » 2003 et 2018 sont mises en relief par des cercles.

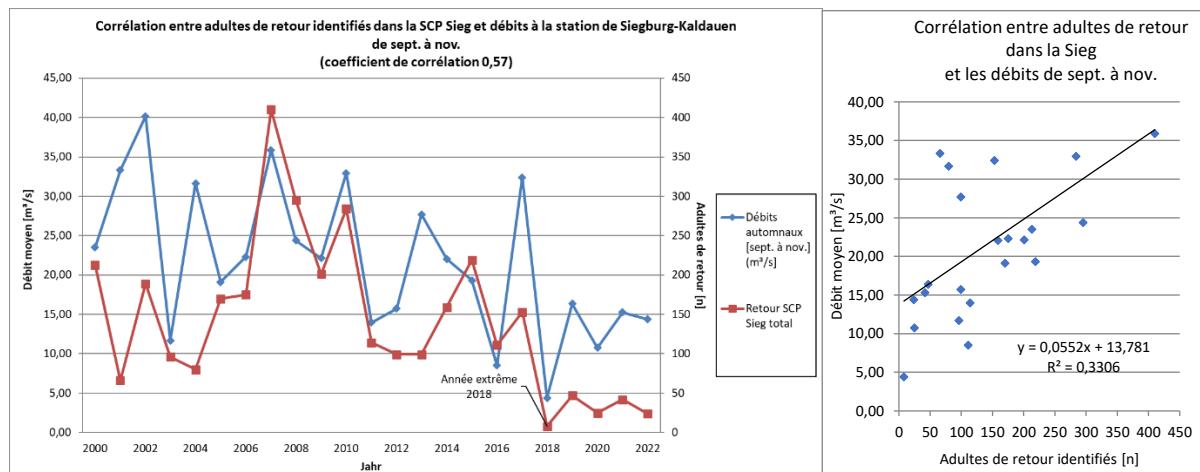


Fig. 62 : Adultes de retour identifiés dans la Sieg et débits (Kaldauen) de septembre à novembre (coefficients de corrélation 0,57 ; $p = < 0,01^{**}$). À gauche : les « années extrêmes » 2003, 2016 et 2018 sont mises en relief par des cercles ; à droite : les quatre années s'écartant fortement de la tendance (2001, 2004, 2013 et 2017) sont mises en relief par une case grise.

Les adultes de retour remontent dans les affluents et les rivières de frai principalement à la fin de l'été et en automne. On ne dispose de données fiables sur les adultes de retour et les débits dans les affluents et les rivières de frai que pour la SCP Sieg. Ces données montrent certes pour la fenêtre de la principale phase de montaison allant de septembre à octobre une corrélation positive entre les deux paramètres (coefficient de corrélation 0,58), mais elle n'apparaît plus au cours des années 2001, 2004, 2013 et 2017 malgré des débits relativement élevés (figure 62). On ne peut donc pas identifier une nette corrélation pour l'affluent rhénan Sieg entre débits en hausse pendant la principale phase de migration et nombre d'adultes de retour. Les données signalent cependant que les années de débit extrêmement bas (2003, 2016 et 2018) s'impriment de manière négative sur le nombre d'adultes de retour.

10.2 Températures de l'eau et identifications d'adultes de retour

Les températures de l'eau du Rhin ont dépassé la limite de 25 °C critique pour les saumons (stress thermique) dans la station d'analyse de Karlsruhe entre l'an 2000 et 2022 pendant 105 jours au total et les phases de canicule les plus longues ont été enregistrées (comme pour les débits d'étiage, chapitre 10.2) en 2003 (32 jours) et 2018 (29 jours) (figure 63). On a relevé en 2003 un nombre d'adultes de retour plus élevé qu'en 2001 et 2004 alors que ces deux années n'avaient pas connu de jours de dépassement des 25 °C. En 2018, le nombre d'adultes de retour a certes régressé à nouveau de manière dramatique (cf. 2007 à 2011), mais il est aussi resté à un niveau très bas au cours des années suivantes pourtant plus fraîches. Il n'a pas non plus de corrélation arithmétique entre le nombre d'adultes de retour et les jours de canicule (corrélation -0,13 ; $p = > 0,1$ n.s.).

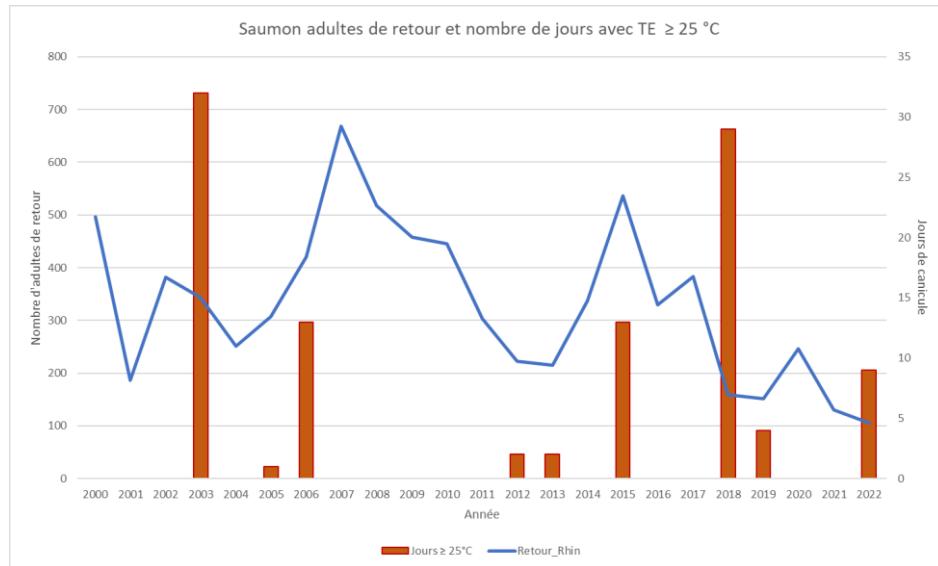


Fig. 63 : Saumon adultes de retour dans le Rhin et nombre de jours avec TE $\geq 25^{\circ}\text{C}$ (station d'analyse de Karlsruhe)

10.3 Débit et identifications d'adultes de retour

Les détections de saumons adultes de retour évoluent sont arithmétiquement en corrélation inverse avec l'augmentation des grands bateaux fluviaux ($\geq 3\,000$ t) (figure 64). Les grands bateaux fluviaux à propulsion multiple font significativement augmenter la probabilité de collision avec les hélices, en particulier quand les poissons sont gros et les débits bas (cf. chapitre 5.2.3).

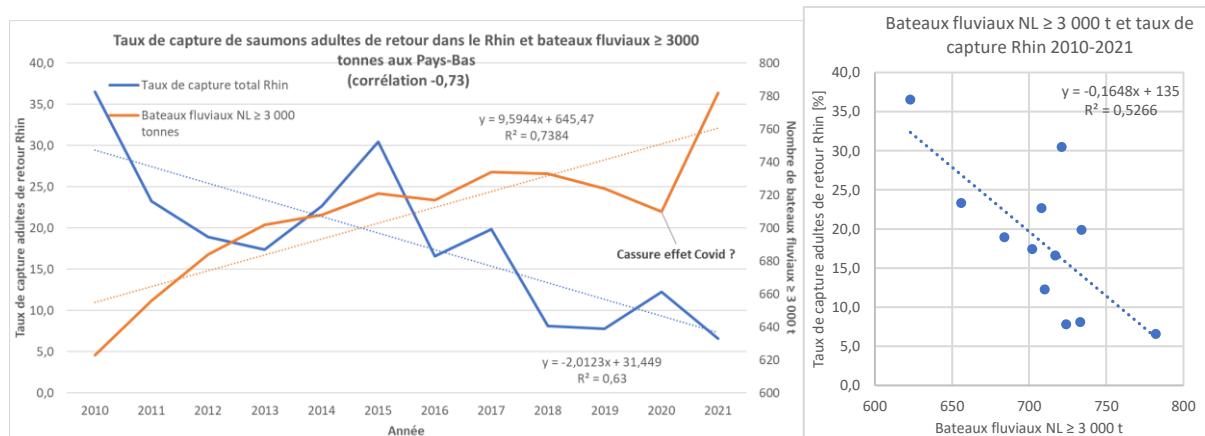


Fig. 64 : Taux de capture de saumons dans le Rhin et évolution des grands bateaux fluviaux NL $\geq 3\,000$ tonnes aux Pays-Bas (coefficient de corrélation -0,73 ; $p = < 0,01^{**}$).

10.4 Abondance des prédateurs et identifications d'adultes de retour

10.4.1 Cormoran et harle bièvre

Les identifications d'adultes de retour évoluent très probablement en corrélation inverse avec l'augmentation des cormorans. Les figures 65 et A23-A26 de l'annexe II montrent les calculs de corrélation pour le Rhin, la Sieg (SCP) et Iffezheim (tous : oiseaux nicheurs) au vu du peuplement de cormorans (chasseurs) en quête d'alimentation dans le Haringvliet. Les données sur les adultes de retour sont ventilées en retour 1 et 2 ans en fonction des chiffres annuels indiqués pour les cormorans, car ce facteur de stress impacte les smolts au cours des années antérieures.

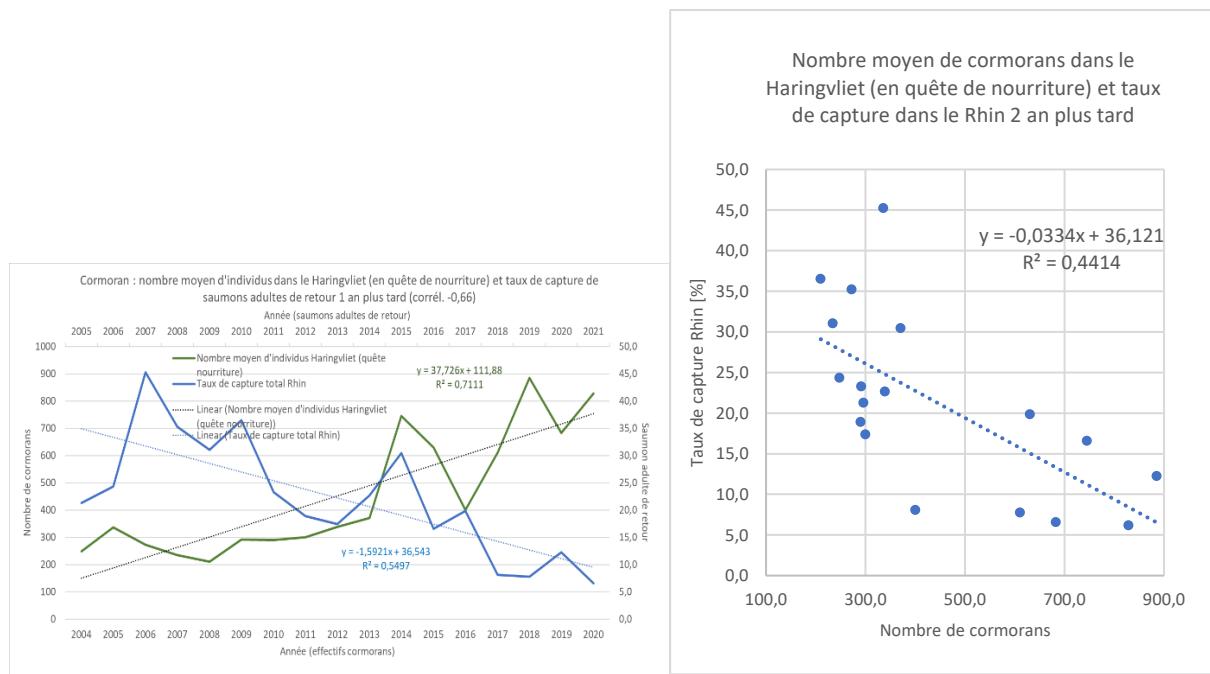


Fig. 65 : Nombre moyen de cormorans dans le Haringvliet et taux de capture d'adultes de retour dans le Rhin 2 an plus tard

(Corrélation -0,66 ; $p = < 0,01^{**}$) ; voir également figures A23-A26 en annexe II

Il y a manifestement une corrélation particulièrement étroite entre le nombre de cormorans en quête de nourriture dans le Haringvliet et les taux de capture de saumons adultes de retour dans le Rhin 1 et 2 ans plus tard. Ici, les coefficients de corrélation sont de -0,66 (tous les deux = $< 0,01^{**}$) (figures 65 & A26 en annexe II).

10.4.2 Phoque commun et phoque gris

Le nombre de saumons adultes de retour est très probablement en corrélation inverse avec l'augmentation des phoques communs et des phoques gris (figure 66 et figure A27 en annexe II). Des corrélations négatives sont constatées dans les jeux de données « Rhin », « Hesse & Rhénanie-Palatinat » et « SCP Sieg ». On relève une corrélation légèrement positive uniquement pour « Iffezheim », mais celle-ci doit être vue sous l'angle des chiffres d'alevinage à la hausse dans le bassin du Rhin supérieur.

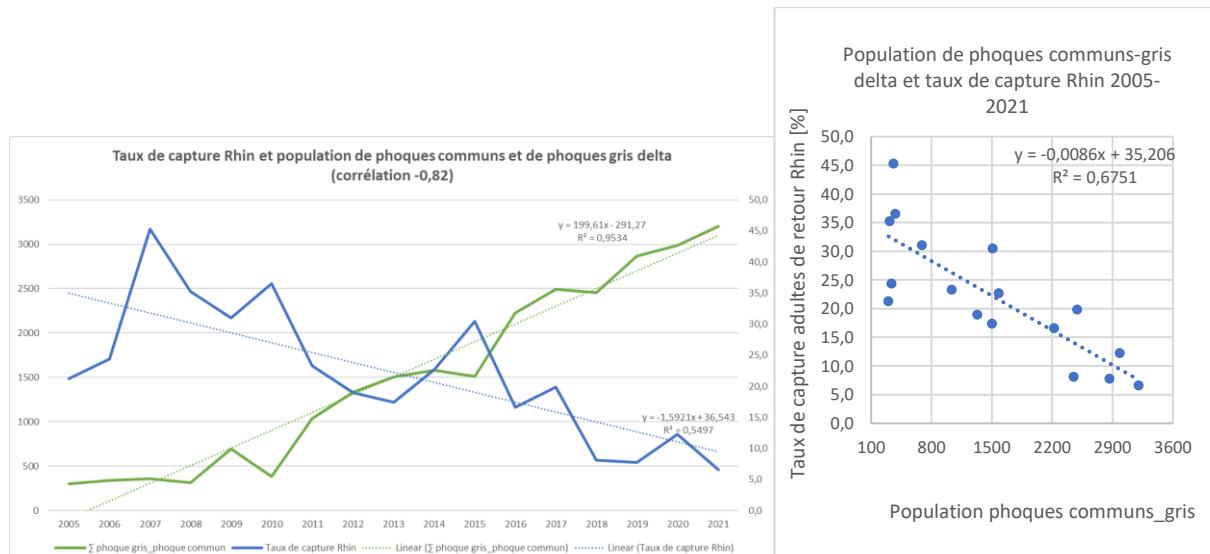


Fig. 66 : Population regroupée de phoques communs-gris et taux de capture Rhin (coefficient de corrélation -0,82 ; $p = < 0,001^{*}$).**

10.4.3 Silure

Le nombre d'adultes de retour évolue très probablement de manière proportionnellement inverse à l'augmentation des silures. Les données sur l'évolution des populations de silures sont très rares et lacunaires. La seule série temporelle continue utilisable est celle des données sur les silures à Gamsheim ; elle a été comparée avec les taux de capture dans le Rhin (figure 67). Il en ressort une corrélation négative (coefficient de corrélation -0,73). Cette série temporelle est toutefois relativement courte (2006-2022).

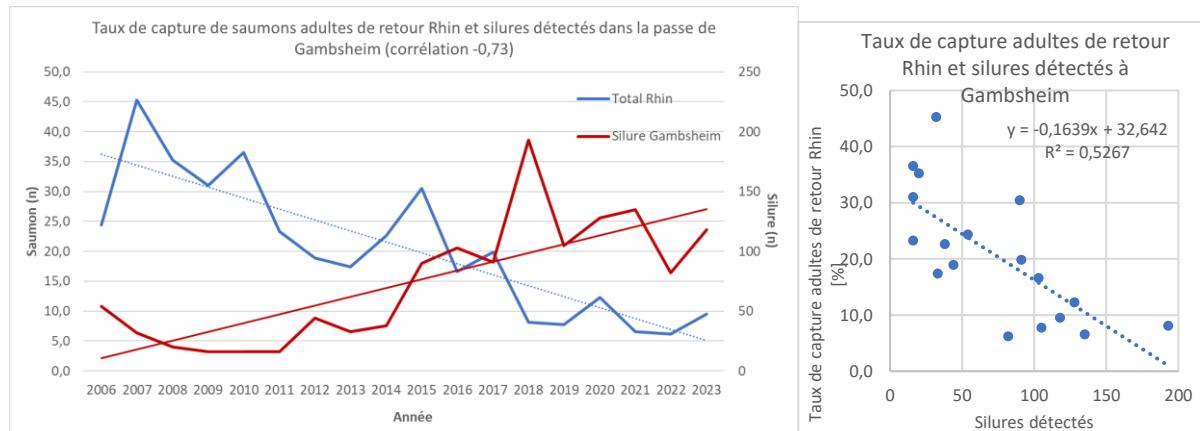


Fig. 67 : Taux de capture Rhin et silures détectés dans la passe à poissons de Gamsheim ; coefficient de corrélation -0,73 p = < 0,001 ***).

10.4.4 Marsouin

La figure A28 de l'annexe II montre qu'il n'existe pas de relation entre les détections de saumons adultes de retour dans le Rhin et les observations de marsouins pour la période 2000-2018 (coefficient de corrélation : 0,08). Les chiffres disponibles sur les peuplements pendant la dévalaison une année (pour les saumons ayant passé 1 hiver en mer) et deux années (2 hivers en mer) plus tôt indiquent une faible corrélation négative avec les détections de saumons adultes de retour (coefficients de corrélation : -0,31 et -0,15 ; figure A28 au milieu et en bas dans l'annexe II). La série temporelle relativement courte (2000 à 2018) n'est pas représentative pour une évaluation plus poussée.

10.5 Mise en comparaison avec les tendances relevées pour la truite de mer dans le Rhin

Les données n'autorisent une comparaison des identifications de saumons dans le Rhin (stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim) qu'avec les truites de mer identifiées et non pas avec la grande alose ni la lamproie marine. Au cours des années de monitoring restreint à Iffezheim, cette station a été évaluée comme valeur Gamsheim x 1,53 (ce qui correspond à l'ordre de grandeur relatif des années représentatives). Comme le met en évidence l'absence de concordance, il n'y a pas de corrélation entre les tendances caractérisant les peuplements de ces deux espèces (voir figures A29 & A30 en annexe II).

10.6 Mise en comparaison avec les tendances relevées dans d'autres fleuves et régions

Pratiquement toutes les populations de saumons, à l'exception de celles de rivières danoises telles que la Skjern Å, sont marquées par des reculs au cours des 5 à 10 dernières années (voir figures A12, A31 & 32 en annexe II). Cette régression est particulièrement constatée chez les saumons d'1 HM (voir figure 26 et 27 à gauche). La Skjern Å mise à part, toutes les données font état d'une tendance

nettement régressive après 2017. Une corrélation directe n'est pas reconnaissable. Il convient de signaler, comme élément hors norme, le pic de détections dans la Loire en 2015 (voir aussi figure 20) ; d'autres analyses sont impossibles faute de données épurées des alevinages.

10.7 Statistiques multivariées

Remarques préliminaires : Les fluctuations des taux d'adultes de retour entre les fleuves sur une année sont (très probablement) dues en grande partie aux différences locales et régionales caractérisant les facteurs agissant sur la phase précoce de migration marine et sur la survie, alors que les modèles temporels d'évolution des taux de retour sont très probablement déterminés dans le long terme par la combinaison de facteurs locaux, régionaux et nord-atlantiques qui agissent pendant toute la phase de vie du saumon en mer. Les pertes surélevées imputables à la prédateur peuvent être liées aux pressions exercées à une période antérieure et à un autre endroit dans le cycle de vie. Ces effets de report peuvent survenir dans les eaux douces, dans la phase précoce de la migration marine et jusqu'au retour des poissons dans les fleuves au stade de géniteurs potentiels. Pratiquement tous les facteurs de stress décrits (exceptés les peuplements de phoques communs et gris) se répercutent sur les taux de survie en relation avec le débit dans la fenêtre de temps significative correspondante.

Le tableau 9 fournit une estimation appuyée sur les données au vu des possibilités de tests statistiques.

Méthodes : Aux fins de représentation synthétique dans un seul modèle de la corrélation entre les taux de saumons adultes de retour (avec et sans prise en compte des efforts de repeuplement) et les facteurs d'influence potentiels identifiés à l'aide de la méthode univariée, on a appliqué la méthode statistique multivariée appelée analyse en composantes principales (ACP) (logiciel : R, progiciel : « végane »). L'approche fondamentale a été la suivante :

1. On a ordonné en premier lieu les taux d'adultes de retour en fonction de leur similitude dans la performance des variables potentielles d'influence (sur la base de la matrice des corrélations) :
 - débit printanier pendant la dévalaison des smolts
 - évolution des populations d'oiseaux piscivores dans le bassin et/ou dans le corridor de migration pendant la dévalaison des smolts
 - évolution des populations de phoques (communs et gris) dans le delta du Rhin et la mer des Wadden l'année de la migration de retour
 - débit automnal pendant la migration de retour
 - évolution des populations de silures dans le corridor de migration pendant la migration de retour
 - nombre de grands bateaux fluviaux (> 3000 t) dans le corridor de migration pendant la migration de retour
2. À partir de cette ordonnance, on n'a considéré que les composantes principales jugées significatives (valeur propre $> 1,0$; ressortant dans le screeplot) pour une analyse plus poussée
3. La relation entre nombre de saumons adultes de retour (avec et sans prise en compte des efforts de repeuplement) et composantes principales significatives a été statistiquement testée *a posteriori* au moyen du test de permutation Monte-Carlo (999 itérations).

Tab. 9 : Estimation de la signification du débit sur l'intensité de l'effet de différents facteurs de stress : impact sur les taux de survie

Facteur de stress	Fenêtre de temps / stade de vie	Principal cadre spatial	Impact débit élevé	Impact débit moyen	Impact faible débit	Impact très faible débit	Analyse multifactorielle avec débit
Cormoran	Phase de croissance 1-2 ans, dévalaison des smolts	Rivières de grossissement, corridor de migration, côte	très positif	positif	négatif	très négatif	oui
Harle bièvre	Phase de croissance 1-2 ans, dévalaison des smolts	Rivières de grossissement (notamment CH)	très positif	positif	négatif	très négatif	oui
Silure	Adultes de retour (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Rhin, Moselle, Main : ouvrages transversaux, dispositifs d'aide à la montaison, débouchés d'affluents	plutôt indépendant	plutôt indépendant	négatif aux débouchés des rivières de frai	très négatif aux débouchés des rivières de frai	oui
Phoque commun & phoque gris	Migration des smolts (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Débouché, côte, mer du Nord	indépendant	indépendant	indépendant	indépendant	oui
Trafic fluvial	Adultes de retour (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Rhin (notamment Waal), décroissant de l'embouchure vers l'amont	positif	négatif	très négatif	très négatif	oui
Tailrace mortality	Adultes de retour (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Usine hydroélect. avec turbines Kaplan à axe horizontal (entre autres Meuse, Main)	localement variable	localement variable	négatif	très négatif	non, données insuffisantes
Pêche intérieure	Adultes de retour (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Débouchés des rivières de frai ; sites historiques de captures (?)	positif	négatif	très négatif	très négatif	non, données insuffisantes
Température	Phase de croissance 1-2 ans ; retour (1HM : automne, PHM : à partir du printemps)	Rivières de grossissement, corridor de migration	très positif	positif	négatif	très négatif	Facteur de stress est corrélé au débit
Concurrence, qualité de l'eau, habitat	Phase de croissance	Rivières de grossissement, corridors de migration	très positif	positif	négatif	très négatif	non, données insuffisantes

Cette analyse a été effectuée d'une part pour tous les adultes de retour déclarés dans le bassin du Rhin, d'autre part pour chaque station de capture où tout comptage multiple d'un même poisson était exclu (Sieg, Iffezheim, Moselle). Dans ce cadre, les données de référence sur les peuplements d'oiseaux piscivores en amont du Haringvliet ont été adaptées dans l'espace. L'annexe III (tab. A III 1) donne plus de détails sur les variables utilisées. En plus de l'analyse de fond décrite, l'année de retour a aussi été systématiquement associée *a posteriori* aux composantes principales (PC dans les graphiques) pertinentes, étant donné que les résultats des rapports univariés laissent supposer une forte corrélation temporelle.

Résultats :

Les affichages graphiques (« biplots ») doivent être compris comme suit :

Les points creux indiquent les années de retour, leur position correspond à leur score sur les composantes principales affichées dans le graphique (cf. description des axes). Plus deux points sont proches, plus les données d'entrée des deux années de retour symbolisées par les points étaient similaires. Les valeurs des axes / leur part de variance expliquée indiquent dans quel ordre de grandeur la variabilité dans les données d'entrée (les variables potentielles d'influence, voir ci-dessus) est reproduite par les composantes principales.

Les lignes bleues partant du centre représentent des vecteurs (l'affichage a été adapté pour assurer une meilleure lisibilité, mais elles devraient en fait être sous forme de flèches), qui montrent pour chaque variable d'entrée (lettrage en bleu) sa relation avec les composantes principales. Celui-ci est exprimé par la longueur (les coordonnées entre -1 et 1 sur les deux axes des points finaux correspondent aux coefficients de corrélation avec les composantes principales) et la direction des vecteurs. Plus le trait du vecteur en direction d'une composante principale est long, plus la relation de la variable à l'axe est étroite / plus la variabilité au sein de cette variable est représentée par cette composante principale (saturation factorielle élevée).

Les vecteurs indiquant la même direction suggèrent des corrélations positives des variables entre elles, ceux indiquant la direction opposée des corrélations négatives entre les variables, et les vecteurs perpendiculaires les uns aux autres signalent une forte indépendance statistique des variables entre elles. Ceci n'est pas seulement valable pour les variables qui ont été intégrées arithmétiquement dans l'analyse des gradients (en bleu), mais également pour les vecteurs ajoutés individuellement *a posteriori* pour les saumons adultes de retour (avec et sans prise en compte des mesures d'alevinage, indiqués en rouge) et pour l'année de retour (en vert).

Dans le cadre de l'analyse de la structure de corrélation des variables potentielles d'influence sur les adultes de retour dans l'ensemble du Rhin, l'analyse des composantes principales pour les quatre variables calculées (pour les deux modèles avec un décalage d'un ou de deux ans des débits de printemps et des données sur les oiseaux prédateurs, dont deux modèles avec les données de prédation aviaire de l'ensemble du bassin / données des cormorans du Haringvliet) montrent que les variables se laissent facilement regrouper en deux composantes principales (fig. 68). À partir de la troisième composante principale, les gradients calculés ne sont plus clairement informatifs (non-atteinte du critère de Kaiser pour la valeur propre $> 1,0$ / ne ressortant pas dans le screeplot). En raison de la redondance importante des résultats, seule une variante de modélisation est présentée ici à titre d'exemple sous forme de graphique, les autres se trouvant en annexe III (fig. A III 1-3). Au total, les deux premières composantes principales reproduisent conjointement toujours au moins 70% à $> 85\%$ de la variabilité des données d'entrées, sachant que $> 50\%$ proviennent de la première de ces composantes. Dans les quatre variantes de l'analyse, cette principale composante (PC) n° 1 est constituée majoritairement des facteurs de stress dans le corridor aval de migration (saturation factorielle élevée de $> 0,7$ pour les silures, les pinnipèdes, la navigation fluviale, et pour leur intégration dans le modèle pour les cormorans dans le Haringvliet). La deuxième composante principale, qui présente dans toutes les variantes une valeur explicative nettement plus basse, est caractérisée par les variables de débit (saturation factorielle respective de $> 0,7$ ou de $< -0,7$) avec un décalage des phases d'un an qui conduit à une orientation identique des vecteurs des débits de printemps et d'automne (fig. 68, fig. A III 2), alors qu'un décalage de deux ans conduit à une orientation en sens opposée (fig. A III 1, A III 3).

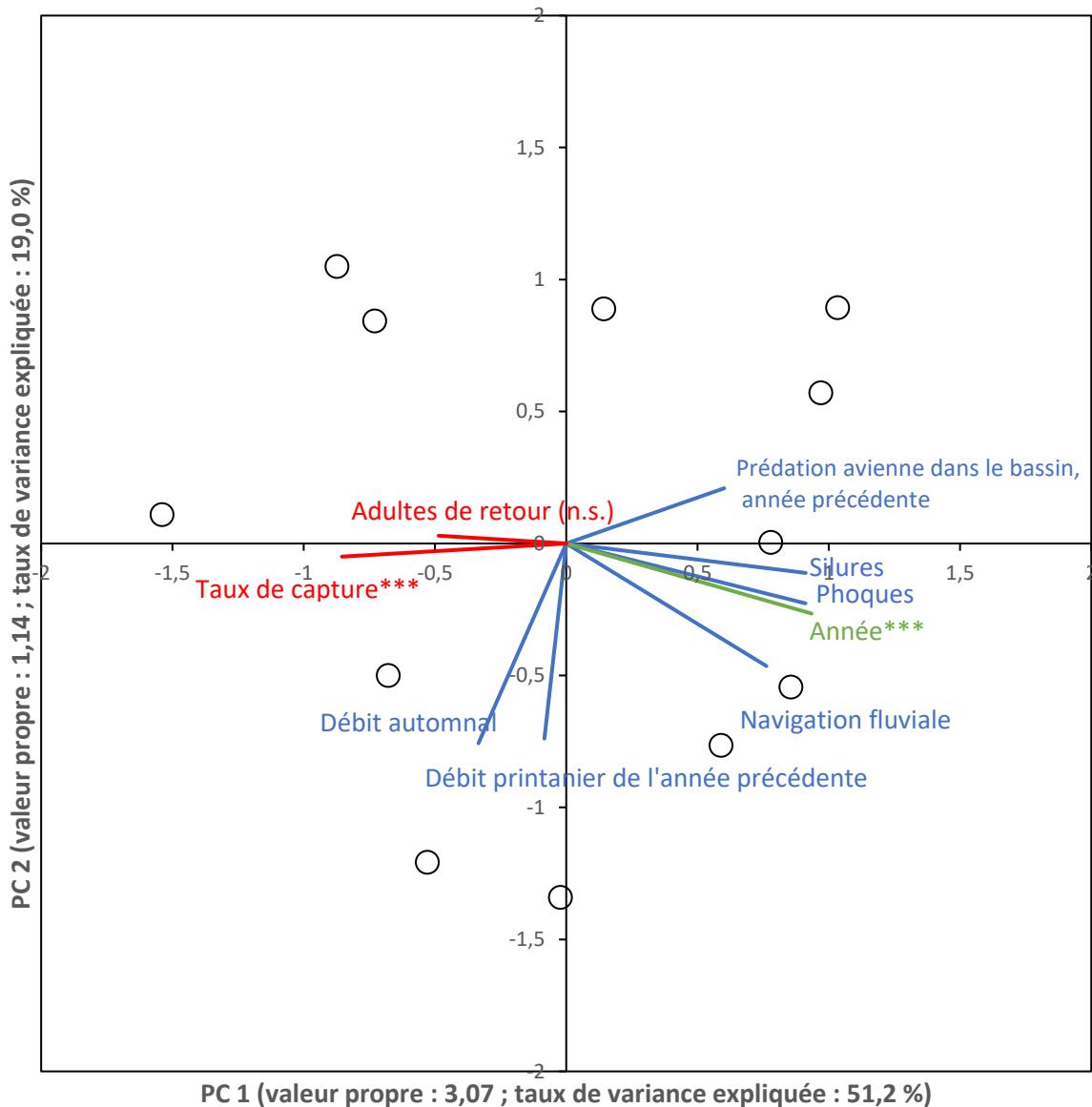


Fig. 68 : Analyse des composantes principales pour le Rhin (saumons adultes de retour 2010-21). Modélisation présentant la prédation aviaire dans l'ensemble du bassin versant et un décalage des phases d'un an pour les variables ayant une influence supposée sur les smolts à la dévalaison (voir le texte pour les détails). Seuils de signification : $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Au premier regard, on pourrait donc juger que, dans les quatre variantes de modélisation, PC 1 représente la pression exercée par les prédateurs dans la partie aval du corridor de migration. Plus le score sur PC 1 est élevé, plus la pression exercée par les prédateurs est grande. PC 2 représenterait en tant que deuxième dimension une composante du débit. PC 1 est toutefois simultanément en corrélation très positive avec l'année de retour des saumons (flèche verte, introduite *a posteriori*) et pourrait ainsi représenter également un axe purement temporel, même si l'année n'a absolument pas été prise en compte dans l'analyse des composantes principales. Il n'est donc pas possible de déterminer si les vecteurs introduits *a posteriori* dans le modèle en place sont en corrélation directe avec les données sur la pression exercée par les prédateurs ou s'ils n'indiquent qu'une évolution continue dans le temps. Pour ces raisons, la corrélation négative significative entre le nombre d'adultes de retour corrigé en fonction des efforts d'alevinage (taux de capture, en rouge) et la première composante principale ne peut pas être interprétée clairement. Elle montre uniquement

que le nombre d'adultes de retour (prenant en compte les efforts d'alevinage) baisse avec le temps, tandis que les facteurs de stress affichent parallèlement une tendance à la hausse. Les débits (PC 2) en revanche ne montrent aucune corrélation marquée avec le retour des saumons.

Si on mène cette analyse à l'échelle des différentes stations de capture, on remarque en premier lieu que les modèles basés sur la matrice de corrélation des variables entrant dans l'analyse de gradients (fig. 69 & 70 ; annexe III) sont très similaires, comme ceux de l'analyse pour l'ensemble du Rhin. Ceci est dû au fait que les variables introduites sont en grande partie presque identiques, étant donné que seules les variables du bassin versant ont été adaptées (cormorans, débits dans le cas de la Sieg) et que les données régionales sur la prédateur exercée par les oiseaux ont été intégrées aux calculs en même temps que les données du Haringvliet, contrairement à l'analyse précédente. De plus, les données de monitoring n'étaient pas disponibles pour 2010 et 2011 pour la Moselle, ce qui fait que ces années n'ont pas été intégrées à l'analyse.

L'exemple de la **Sieg** (modélisation avec un décalage d'un an pour les variables considérées comme liées à la dévalaison des smolts) permet de l'illustrer (fig. 69). Dans cette analyse aussi, les deux premières composantes principales expliquent en grande partie la variabilité visible dans les variables d'entrée, avec une part bien plus élevée dans les premiers axes. Ici aussi, la principale composante PC 1 est particulièrement influencée par les variables que sont la navigation fluviale, les phoques et les silures, et PC 1 présente à nouveau une forte corrélation positive avec les années de retour des saumons, tandis que les variables de débit présentent des rapports plus étroits avec PC 2.

Aussi bien les chiffres d'adultes de retour que le taux de capture corrigé en fonction des chiffres d'alevinage par rapport aux prévisions d'adultes de retour sont en corrélation négative avec PC 1. Dans le cas de la Sieg également, on ne peut pas évaluer dans quelle mesure il existe une corrélation avec les effectifs de prédateurs / l'intensité de la navigation ou s'il ne s'agit que d'une tendance inverse des variables dans le temps.

Ces résultats ne changent que très peu dans le cadre d'une modélisation avec un décalage des phases de deux ans pour les variables considérées comme liées à la dévalaison des smolts (fig. A III 4).

Le cas de la station de capture sur la **Moselle** se distingue toutefois des autres analyses, en cela que seule une chronique plus courte a pu être analysée en raison d'une pause du monitoring en 2010 et en partie en 2011 aussi. De plus, la Moselle est un cas à part au sens où le nombre d'adultes de retour dans la Moselle est toujours beaucoup moins élevé que celui d'autres stations de capture, ce qui fait que des différences de quelques poissons seulement ont de fortes répercussions sur les résultats de l'analyse.

Comme dans les précédentes analyses, les mêmes variables sont en corrélation avec PC 1, et PC 2 est corrélé aux données de débit pour la Moselle également (modèle avec un décalage de phases d'un an pour les variables considérées en corrélation avec la dévalaison des smolts) (fig. 70). Dans ce cas, l'année du retour des saumons est encore plus fortement en corrélation avec la première composante principale que les différentes variables s'y référant. Contrairement aux analyses précédentes, aucun lien significatif n'apparaît entre les adultes de retour et les composantes principales, ce qui est également reconnaissable à la petite longueur des vecteurs (en rouge) (sur la période observée, il n'y a pas non plus de corrélation négative entre les chiffres d'adultes de retour sur la Moselle et le facteur temps, les chiffres d'adultes de retour n'ont donc pas baissé de manière marquée). Les variantes de modélisation redondantes avec un décalage de deux ans pour les

variables considérées en corrélation avec la dévalaison des smolts sont présentées en annexe III (fig. III 5).

L'analyse des données liées aux adultes de retour sur la station de capture d'**Iffezheim** donne des résultats similaires à celle de la station de la Moselle. La première composante principale présente une forte corrélation avec le temps, et aucune corrélation significative avec les composantes principales n'a pu être établie pour un décalage d'un an (fig. 71) ou de deux ans (fig. III 6 dans l'annexe III) des variables considérées comme liées à la dévalaison des smolts. Cependant, le nombre d'adultes de retour à Iffezheim affiche même une tendance légèrement à la hausse sur la période considérée.

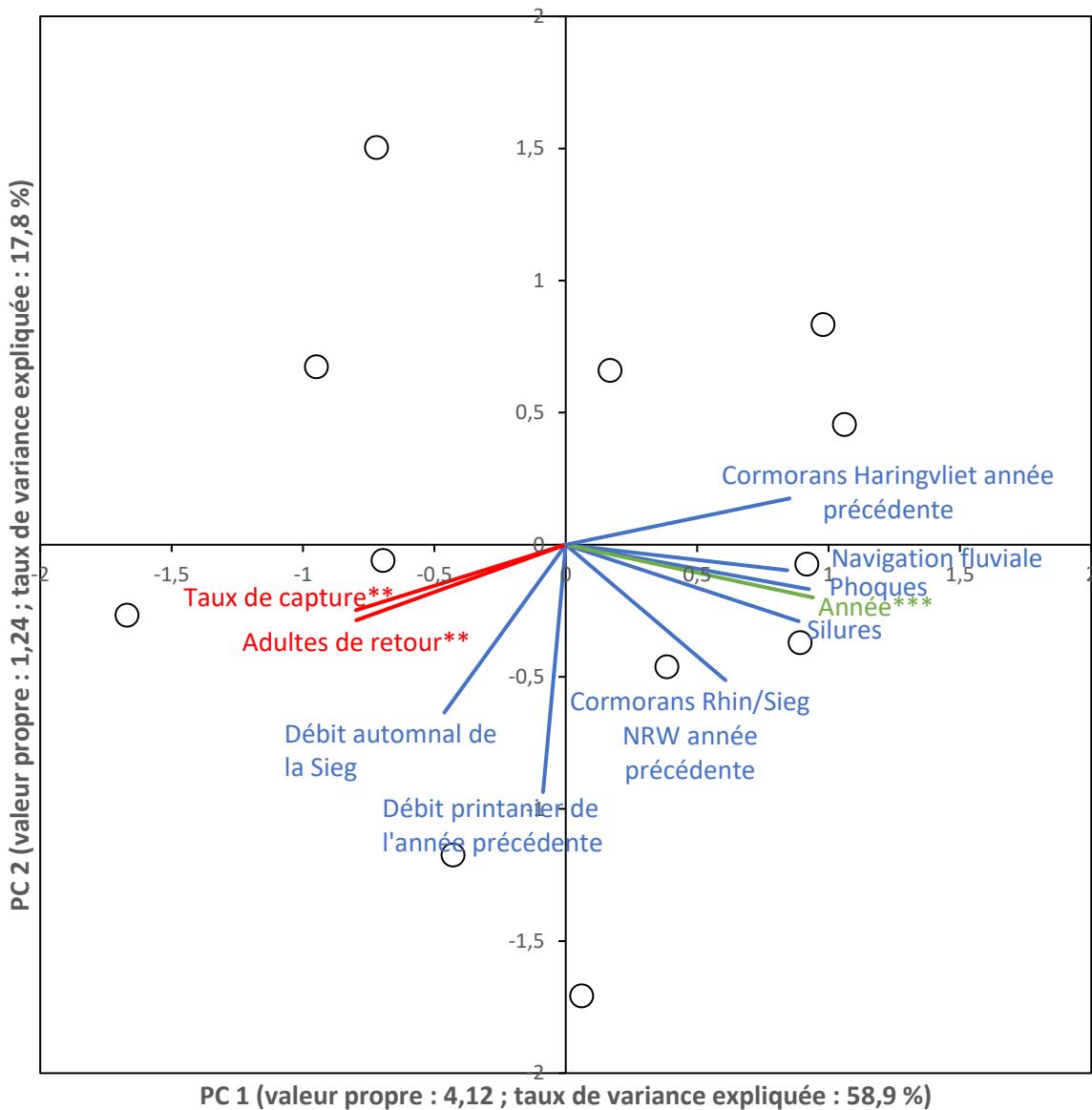


Fig. 69 : Analyse des composantes principales pour la station de capture de la **Sieg** (adultes de retour 2010-21). Modélisation présentant les données des cormorans du Haringvliet (HV) et du bassin versant de la Sieg et décalage des phases d'un an pour les variables ayant une influence supposée sur les smolts à la dévalaison (voir le texte pour les détails). Seuils de signification : $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

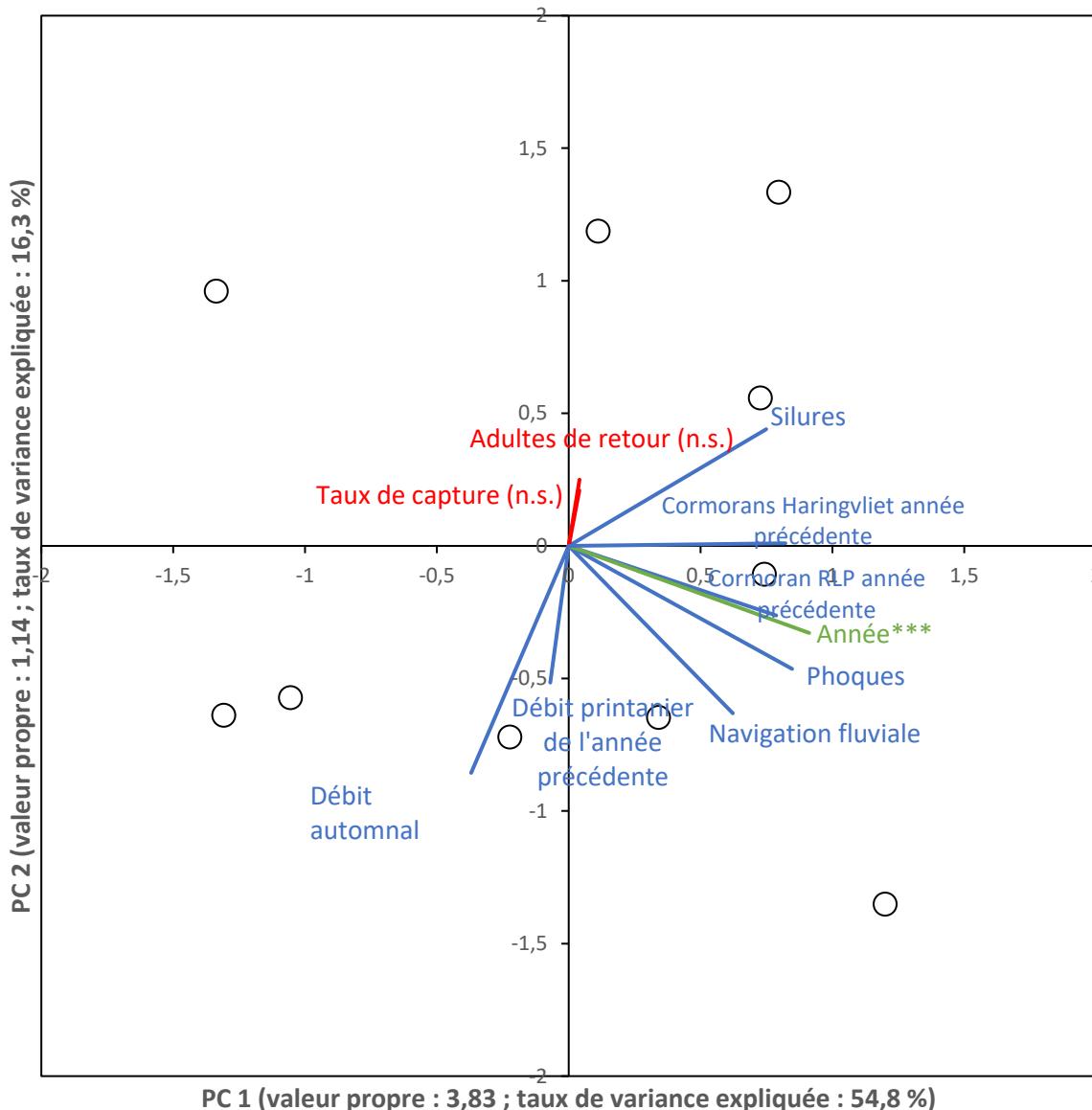


Fig. 70 : Analyse des composantes principales pour la station de capture de la Moselle (adultes de retour 2012-21). Modélisation présentant les données des cormorans du Haringvliet (HV) et du bassin versant de la Moselle et décalage des phases d'un an pour les variables ayant une influence supposée sur les smolts à la dévalaison (voir le texte pour les détails). Seuils de signification : $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Discussion :

Globalement, les résultats de l'analyse multivariée montrent un lien statistique entre les variables entrant dans la modélisation et le taux de succès de la migration de saumons alevinés. Cependant, les intercorrélations des variables et leur corrélation temporelle ne permet pas d'évaluation statistique des corrélations. Il n'est donc pas possible d'évaluer la pertinence des différents facteurs de stress à partir de ces liens.

Les approches analytiques (non présentées ici) avec des régressions séquentielles multiples (type I sum of squares), qui montrent certes des corrélations significatives des modélisations globales, mais dont les résultats dépendent fortement de l'ordre des variables intégrées successivement dans le modèle, conduisent au même résultat. Ceci est du moins valable pour les variables qui ne sont pas

directement liées au débit et constituent toujours la première composante principale dans les analyses multivariées. Les variables intégrées en premier dans les modèles ont toujours des valeurs explicatives élevées, tandis que les variables ajoutées par la suite ont peu de valeur explicative supplémentaire, indépendamment de la variable sélectionnée concrètement. Les taux de variance expliquée qui découlent des « shared effects » dépassent toujours d'un facteur multiple les effets individuels (c'est-à-dire les effets indépendants sur le plan statistique des autres variables explicatives), ce qui fait que cette approche analytique ne permet pas non plus d'évaluer la pertinence des facteurs de stress indépendants du débit. Les résultats ont déjà été présentés en réunion de la CIPR du 19.01.2024 et ne sont pas répétés ici pour éviter toute redondance.

Au total, la qualité des données disponibles est un problème majeur pour l'identification des principaux facteurs de risque pour les saumons alevinés dans l'hydrosystème rhénan.

Les principaux jeux de données sur l'évolution des peuplements de saumons ont été recensés dans des conditions peu standardisées (p. ex. les taux de capture des stations varient entre autres en fonction des conditions environnementales, la part d'adultes de retour issus de reproduction naturelle n'est pas mesurable) ou ont dû être calculés sur la base d'hypothèses statistiques (p. ex. équivalents smolt, adultes de retour attendus).

Les variables explicatives utilisées ne représentent en aucun cas des mesures directes des processus affectant les saumons, mais représentent seulement une approximation de tels processus de qualité inconnue. Ainsi, les données sur l'évolution des peuplements de prédateurs sont par exemple de qualité très hétérogène, et la prédation réelle des saumons est inconnue. De plus, ces données ne renvoient pas explicitement aux corridors de migration des saumons sur le plan spatial ou n'existent de manière que très ponctuelle (silures à Iffezheim et Gamburg), et leur représentativité est donc sujette à caution.

Dans certains cas, les corrélations mécanistiques entre les variables et les processus affectant les saumons sont multiples et parallèlement imprécises, comme dans le cas des débits par exemple. En ce qui concerne l'ampleur des débits, on considère que des valeurs plus faibles vont, entre autres, de pair avec un risque de prédation plus élevé (dû à différents prédateurs) dans le corridor de migration, des conditions migratoires plus mauvaises en général et en particulier sur les obstacles, ainsi qu'un risque de collision plus élevé avec les hélices de bateau. Ceci rend impossible une interprétation claire des liens entre les données de débit et celles sur le saumon est impossible, et montre que les chiffres sur les peuplements de prédateurs à eux seuls ne reproduisent que médiocrement la prédation réelle sur une période critique particulière, étant donné que la prédation dépend probablement aussi des conditions externes (débit).

On constate donc que les jeux de données disponibles ne reproduisent pas directement les processus décisifs pour l'évolution des peuplements de saumon, mais doivent être uniquement considérés comme des approximations. Quand une tendance évolutive des peuplements d'un prédateur se constitue dans le long terme, on peut également supposer une pression prédatrice plus forte en tendance. Quand les tendances dans les variables explicatives (intercorrélation) vont dans le même sens, la relation de cause à effet reste toutefois incertaine et ne peut être résolue. Les périodes pour lesquelles des données sur les variables explicatives sont disponibles sont également hétérogènes et ne permettent que des analyses limitées en raison de chroniques en partie plus courtes.

En raison de ces insuffisances dans tous les domaines de la base de données, une évaluation statistique quantitative des données disponibles reste fondamentalement peu conclusive. À cela s'ajoute le fait que le cycle de vie du saumon et son évolution dans le temps et dans l'espace est

complexe et qu'aucune donnée analysable sur l'évolution des peuplements dans le temps n'est disponible entre le début des stades juvéniles et le retour des saumons après une période de temps variable.

Il serait nécessaire de mesurer directement sur place les différents processus en mettant l'accent sur les stades de vie spécifiques du saumon pour quantifier de manière fondée les causes des risques.

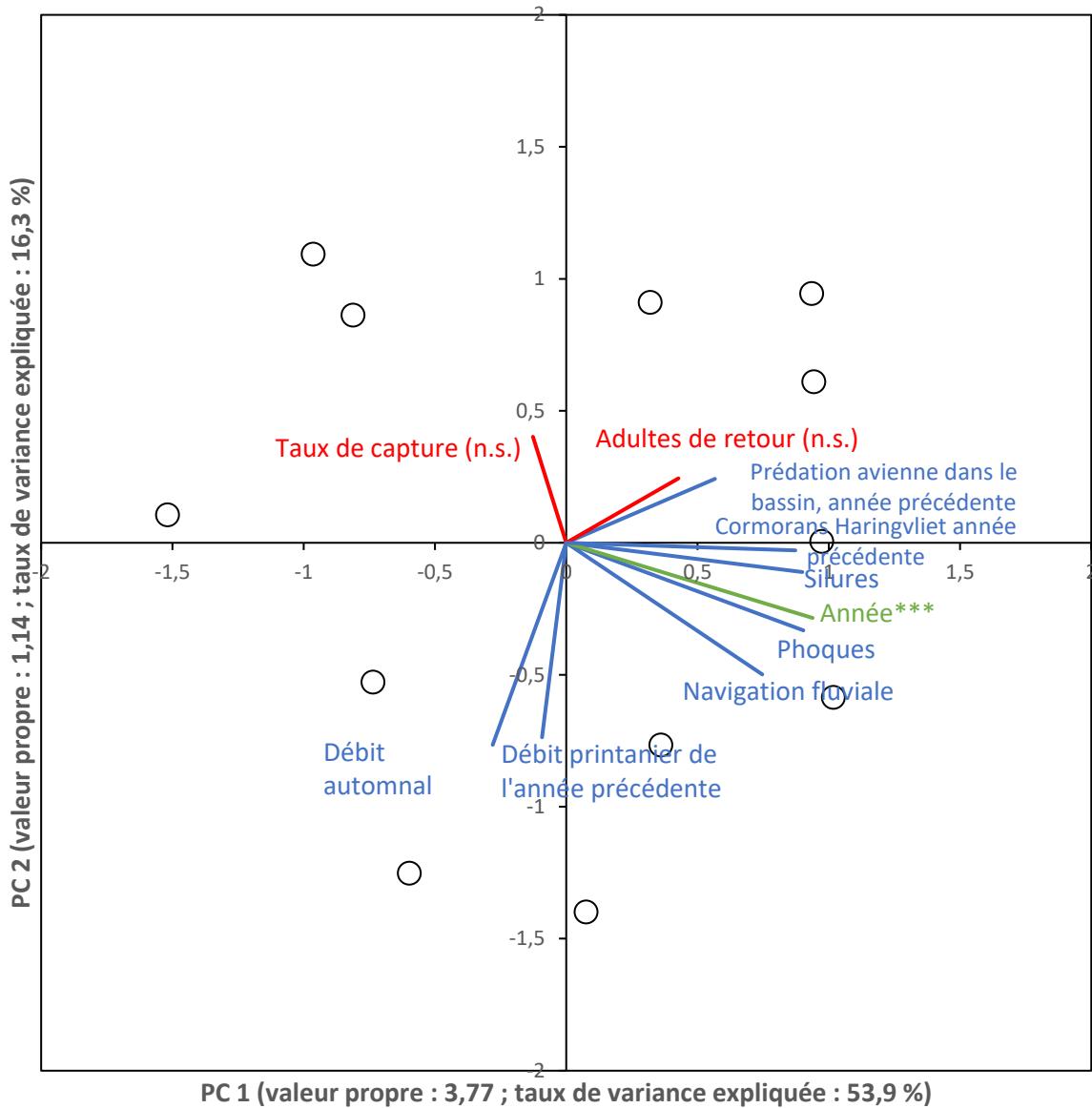


Fig. 71 : Analyse des composantes principales pour la station de capture d'Iffezheim (adultes de retour 2010-21). Modélisation présentant les données des cormorans du Haringvliet (HV) et du bassin versant du Rhin et décalage des phases d'un an pour les variables ayant une influence supposée sur les smolts à la dévalaison (voir le texte pour les détails). Seuils de signification : $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

11. Impact spatial et classification des facteurs de stress

Le nombre de saumons adultes de retour dans le Rhin baisse fortement et dans un ordre de grandeur significatif. Une réduction des efforts de repeuplement ne peut pas en être la cause. Le taux de survie dans les rivières de grossissement n'a probablement pas diminué. En revanche, le taux de survie à la dévalaison a très probablement chuté, ceci en corrélation avec la baisse des débits du

Rhin. Les débits plus faibles ont des répercussions sur différents facteurs de stress, en particulier sur les chances de capture par les prédateurs tels que les harles bièvres ou les cormorans, sur la mortalité au droit d'usines hydroélectriques et sur l'orientation dans le delta du Rhin. Dans le bief amont des usines (cours principal et affluents) ainsi que devant et derrière les écluses du Haringvliet, la pression de la prédateur par les cormorans est particulièrement élevée pour les smolts. Les facteurs de stress que sont la prédateur en eau douce (silure), la navigation fluviale, les usines hydroélectriques et la pêche en eau douce (facteurs non marins) ainsi que les captures accessoires de la pêche côtière affectent les saumons adultes de retour dans l'hydrosystème Rhin-Meuse. Ces facteurs (mis à part la pêche côtière) sont également liés à des faibles débits, ce qui rend probable une augmentation future de leurs effets due au changement climatique, en plus de la tendance actuelle à une hausse des peuplements de prédateurs. Dans les eaux côtières, la prédateur des phoques communs et des phoques gris (et évent. des poissons piscivores) a probablement très fortement augmenté.

Outre la prédateur, on remarque un risque particulièrement élevé dû à l'augmentation des grands bateaux fluviaux combinée à de faibles débits et évent. à des températures de l'eau élevées (réchauffement des champs d'épis). Le Waal, qui est relativement étroit mais reste un axe de navigation très fréquenté, est probablement une importante zone à risque. La probabilité d'une prédateur par le silure augmente dans le bief aval des usines de grande et de moyenne taille, où les silures se regroupent en raison de la grande quantité de nourriture disponible. Le risque de prédateur croit avec tout retard accumulé au cours de la migration, donc dans les retenues et aux goulets d'étranglement tels que les dispositifs de montaison (à l'entrée et dans les passes à poissons). La « *Tailrace Mortality* » est probablement significative dans les usines du Main, du Neckar, de la Moselle (?) et de la Meuse, mais ne peut actuellement pas être quantifiée.

La pêche (illégale, captures ciblées et captures accessoires fortuites) est significative dans le cours principal et dans le delta (côtes), mais vraisemblablement en baisse en raison du nombre croissant de restrictions et de contrôles. Le recul du taux de survie des saumons en mer enregistré presque partout est probablement fortement lié au changement climatique (pour les détails, voir annexe II) et ne peut donc pas être enrayer à court terme. Les taux de survie dans les rivières de grossissement du bassin du Rhin sont en général bons, voire très bons, et ne sont pas considérés comme étant des causes de la baisse du nombre de saumons dans l'hydrosystème Rhin-Meuse. Les mesures de gestion devraient donc plutôt se concentrer sur la réduction des facteurs de stress locaux qui font diminuer le nombre et l'état des smolts arrivant en mer et des saumons adultes remontant dans les fleuves.

11.1. Impact spatial de facteurs de stress

À la dévalaison, les smolts se répartissent selon VAN RIJSEL et al. (2024) sur trois bras du Rhin (Waal, Lek et IJssel). La majorité des smolts utilisent le Waal pour rejoindre la mer, et seule une petite partie migre par l'IJssel ou le Lek (1 % respectivement du nombre total des smolts dévalants chaque année). La plupart des smolts venant du Waal traversent les écluses du Haringvliet pour rejoindre la mer, même si certains choisissent de passer par le Nieuwe Waterweg, qui est directement connecté à la mer du Nord (probablement avec les poissons migrant par le Lek). Le pourcentage plus élevé de smolts détecté dans le Nieuwe Waterweg par rapport au Lek indique que certains individus qui migrent par le Waal en direction des écluses du Haringvliet décident à la place de passer par le Nieuwe Waterweg. Pour les saumons adultes de retour, on peut s'attendre à une répartition similaire sur les voies de migration susmentionnées.

L'étude IMARES de 2008 a identifié approximativement à quels tronçons du Rhin peuvent être attribuées des pertes de saumons à la montaison et à la dévalaison et en quelles quantités (fig. 72) (JANSEN *et al.*, 2008). Au début des années 2000, les pertes ont été recensées sur la base de données de radiopistage et de smolts relâchés, de même que de saumons adultes observés dans les zones de frai ; les pertes ont été mises en relation avec le nombre de poissons capturés par les pêcheurs professionnels et les pêcheurs amateurs. D'autres facteurs tels que la prédateur des adultes de retour par le silure, le phoque commun et le phoque gris ainsi que la mortalité due à la navigation fluviale étaient soit inconnus soit (encore) considérés sans importance (cf. SCHNEIDER, 2009). Pour les données de capture, il convient également de prendre en compte que la survie des saumons remis à l'eau dépend fortement du type de manipulation, de la période de l'année et de la température de l'eau (entre autres BOOTH *et al.*, 1995 ; BROBBEL *et al.*, 1996).

Results salmon

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

paaigebied	Frayères
verdwijning	Disparition
beroepsvisserij	Pêche professionnelle
sportvisserij	Pêche sportive
onbekend (o.a. predatie, wkc, experimenteel)	Inconnu (entre autres prédateur, wkc, essais)
predatie	Prédateur
wkc	Usine hydroélectrique
fuikenvisserij	Capture par nasses
staand wand	Filets maillants
zegen	Filet traînant
recreatief	Pêche de loisir
ziekte	Maladies
fractie	Pourcentage
barriere	Obstacle
temp	Température
zalmpopulatie	Population de saumons

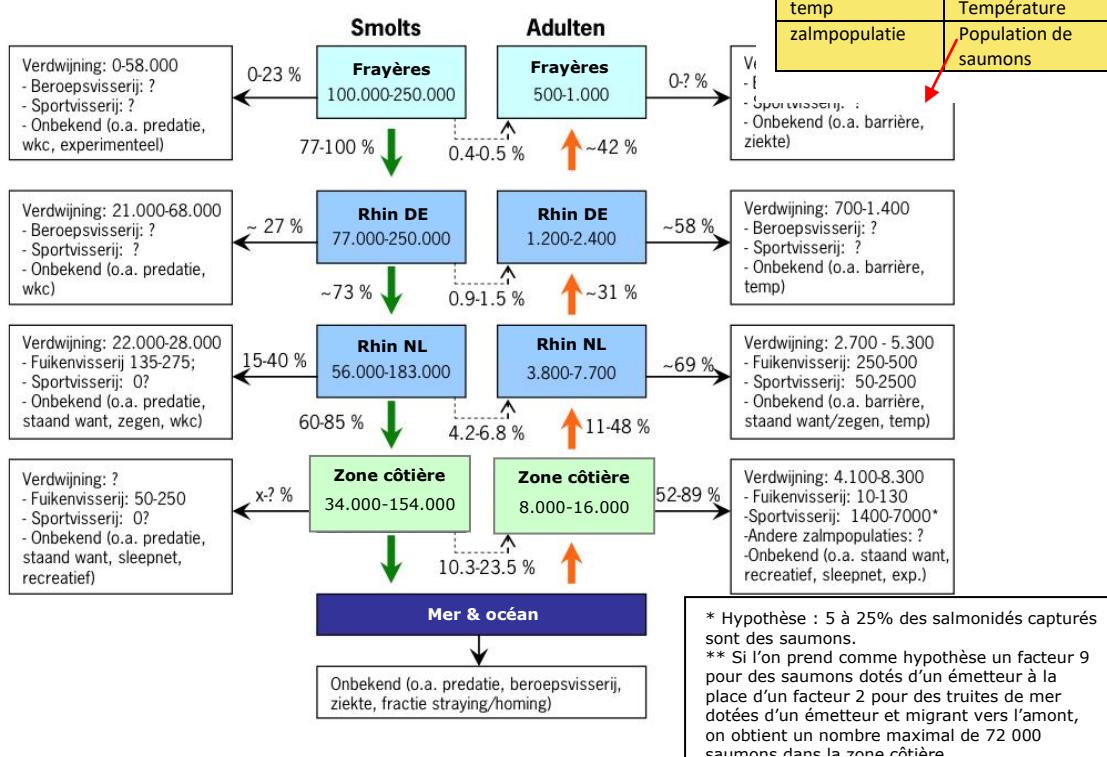


Fig. 72 : Résultats de l'étude IMARES de 2008 : Schéma synoptique présentant le nombre estimé de smolts migrants et de saumons adultes et la perte par sous-bassin sur la base de données de radiopistage et de smolts

relâchés et de saumons adultes observés dans les zones de frai. Pour chacun des segments, la perte est mise en relation avec le nombre de poissons capturés par les pêcheurs professionnels et les pêcheurs amateurs. La capture d'un saumon n'est pas automatiquement synonyme de disparition. Cela dépend de la disposition du pêcheur à remettre le poisson à l'eau et également de la survie ultérieure du poisson (mortalité due à la manipulation). Sont évoqués par ailleurs d'autres facteurs susceptibles de jouer un rôle important. Pour chaque sous-bassin, on calcule également le rapport entre le nombre de saumoneaux dévalants et celui de saumons adultes qui remontent vers les frayères. Pour les zones de frai, ce pourcentage varie entre 0,4 et 0,5%. Les chiffres indiqués dans ce graphique permettent d'estimer l'ordre de grandeur (tiré de : JANSEN *et al.*, 2008).

(Traduction des données détaillées dans les cases à gauche et à droite : voir case jaune en haut à droite)

INGENDAHL *et al.* (2008) ont mené sur la Wupper une étude avec des transpondeurs sur les smolts. L'objectif de l'étude était d'étudier les itinéraires de migration et le succès de la dévalaison dans le delta du Rhin en partie canalisé (en particulier sur les écluses du Haringvliet). 60 smolts alevinés au total ont quitté l'hydrosystème de la Wupper, ce qui correspond à 77 % des saumons marqués. La durée moyenne de la dévalaison s'est élevée à environ 17 jours ; trois saumons ont atteint la mer en trois jours et un poisson a eu besoin de 39 jours. La durée moyenne s'est respectivement élevée à 11, 23 et 29 jours pour les trois différents sous-groupes. 38 smolts (sur les 41 restants) sont passés par le Waal en direction de la partie sud du delta. Un poisson est passé par l'IJssel et est probablement arrivé dans l'IJsselmeer sans atteindre la mer du Nord. Deux poissons ont dévalé par le Nederrijn et le Lek et un saumon a réussi à passer par le Nieuwe Waterweg pour atteindre la mer du Nord. Sur 60 individus au départ, 36 (ce qui représente 46 % des poissons marqués) ont atteint la mer après être passés par le Waal dans le delta du Rhin.

À partir de Möhlinbach (affluent du Rhin en amont de l'usine de Rheinfelden, CH) jusqu'à 4,7 km en aval d'Iffezheim, le taux de survie moyen des saumons semi-sauvages (ayant grandi en milieu naturel) au printemps 2023 s'est élevé à 20 % sur un tronçon de près de 200 km selon une étude récente de FISHCONSULTING (fig. 73). (FISHCONSULTING GmbH, Suisse ; rapport en cours de préparation). Le taux de perte n'a donc été que de 0,4 % par km (voir ci-dessous). Les smolts ont dû passer ici par 14 barrages. La dévalaison a toutefois eu lieu en période de débit élevé.

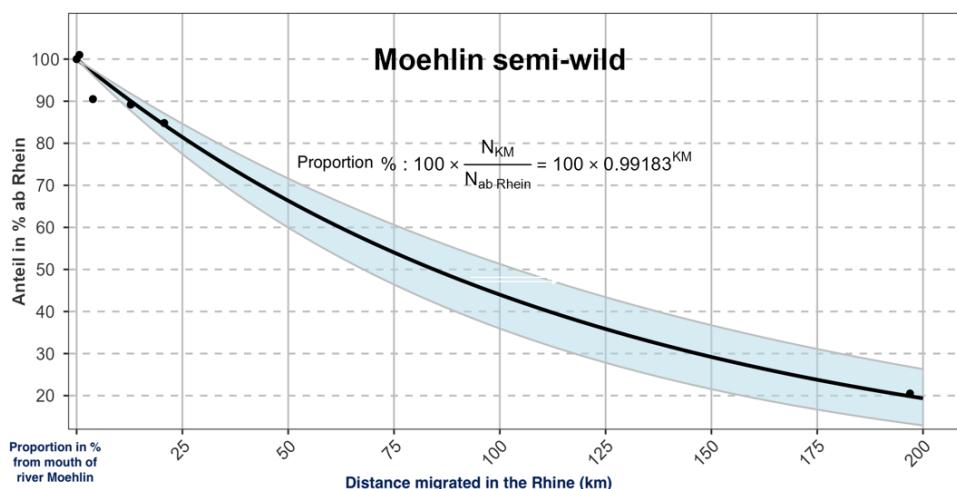


Fig. 73 : Taux de perte de saumons semi-sauvages entre Möhlinbach (CH) et un point 4,7 km en aval de l'usine d'Iffezheim en période de débit élevé au printemps 2023. Données et graphique : FISHCONSULTING GmbH, Suisse

VAN RIJSSEL *et al.* (2024) confirment la disparition d'un grand nombre de saumons dans le Rhin et son delta. Selon leurs analyses, la plus grande partie de smolts disparaissent dans la partie néerlandaise du Rhin (71 %), tandis que les saumons adultes disparaissent majoritairement aussi bien dans les tronçons rhénans néerlandais qu'allemands (74 % et 78 % respectivement). Chez les smolts, le plus

grand nombre de disparitions (en pourcentage) est enregistré au cours du passage du Rhin à la zone côtière. Ce pourcentage est également très élevé chez les saumons adultes. Ainsi, quand les saumons adultes atteignent le Rhin inférieur néerlandais, 74 % semblent avoir déjà disparu. Par la suite, on note une perte supplémentaire de 78 % de ces saumons adultes pendant leur tentative d'atteindre le Rhin allemand et leurs frayères. Chez les smolts, les tronçons entre les frayères et la partie allemande du Rhin et entre le Rhin inférieur allemand et néerlandais sont respectivement responsables de 26 % et de 34 % des pertes observées. Cependant, en chiffres absolus, ces tronçons présentent les pertes les plus importantes : 21 000 à 36 000 smolts entre les frayères et le Rhin allemand et 20 000 à 35 000 smolts entre le Rhin allemand et le Rhin inférieur néerlandais. En s'appuyant sur le nombre total de smolts qui entament leur migration (79 000 - 140 000) et celui de saumons adultes de retour (373 - 798), le pourcentage de saumons adultes qui réussissent à revenir à leurs frayères s'élève à 0,5-0,6 % d'après VAN RIJSSEL *et al.* (2024). La mortalité marine est de 29 à 41 % (fig. 74) et ainsi bien en-dessous des taux de perte dans le Rhin (côtes incluses).

Les résultats actuels de VAN RIJSSEL *et al.* (2024) indiquent que les smolts subissent certes des pertes sur l'ensemble de leur trajet de dévalaison, mais que la majorité (71 %) disparaît toutefois entre le Rhin néerlandais et la côte. Les études de marquage des smolts ont été menées sur des poissons relativement gros (classe d'âge : 2+, 29 cm de moyenne), qui ont grandi en pisciculture, et peuvent donc connaître des taux de perte plus élevés que les smolts ayant grandi dans un environnement naturel et sans marquage. De plus en plus de preuves viennent démontrer que les smolts ayant grandi en pisciculture ont un taux de survie et un taux de retour plus bas ainsi qu'une croissance plus lente et une moins bonne condition physique que les smolts sauvages.

La très forte pression de la prédation, due entre autres au nombre important et croissant de cormorans en quête d'alimentation dans le Haringvliet (cf. fig. 34) et les populations en hausse de phoques communs et de phoques gris (cf. fig. 44) pourraient fournir une explication plausible pour les fortes pertes localisées par VAN RIJSSEL *et al.* (2024) entre la partie néerlandaise du Rhin et les côtes. Une analyse des taux de survie des smolts et des post-smolts dresse le bilan suivant : la mortalité pourrait s'élèver à 0,3-7,0 % (médiane : 2,3) par km pour la dévalaison, à 0,6-36 % (médiane 6,0) par km dans les zones de débouchés et 0,3-3,4 % (médiane 1,4) par km dans les zones côtières. Les estuaires et les débouchés de fleuves/rivières sont les sites avec les taux de mortalité les plus élevés. Les prédateurs en sont très fréquemment la cause. Selon les études, les taux de mortalité varient plus dans les estuaires que dans les cours d'eau et en zone marine, ce qui reflète probablement la grande diversité des caractéristiques estuariennes (THORSTAD *et al.*, 2012). Une mortalité particulièrement forte est supposée dans le Haringvliet, qui a des conditions hydrauliques particulières (longueur de la zone de retenue, zones de passage étroites, etc.) et qui héberge un grand nombre et une forte densité de prédateurs (entre autres dans les écluses le loup de mer, le brochet, la sandre, le silure, et autour des écluses le cormoran, le phoque commun, le phoque gris, le marsouin).

Selon VAN RIJSSEL *et al.* (2024), la mortalité totale depuis les rivières de grossissement (ici la Wupper et la Sieg) jusqu'à la côte s'élève à près de 86 %, ce qui correspond à 0,29 % par km sur un tronçon migratoire de 300 km, un chiffre qui s'inscrit dans la marge inférieure des valeurs déjà publiées. Pour les poissons dévalants du haut Rhin et du Rhin supérieur, les distances plus longues à couvrir lors de la migration et le passage des usines laissent présumer des taux de survie nettement plus faibles.

Les pertes extrêmement élevées des adultes de retour dans le tronçon aval du Rhin (74 % ; VAN RIJSSEL *et al.* 2024) peuvent être expliquées par la prédation par les phoques communs et les phoques gris

ainsi que par la navigation fluviale intensive (et donc les collisions avec les hélices). Les pertes dans le tronçon rhénan allemand (78 %) pourraient être en grande partie dues aux silures et, pour une part décroissante vers l'amont, à la navigation fluviale. À ceci s'ajoute, selon les résultats de l'IMARES, sur l'ensemble de la zone comprise entre les côtes et le Rhin et en particulier dans le delta, d'importantes pertes des adultes de retour dues à la pêche. (Information : Les taux de saumons adultes de retour augmentent plus les smolts gagnent en taille (GREGORY *et al.*, 2019)).

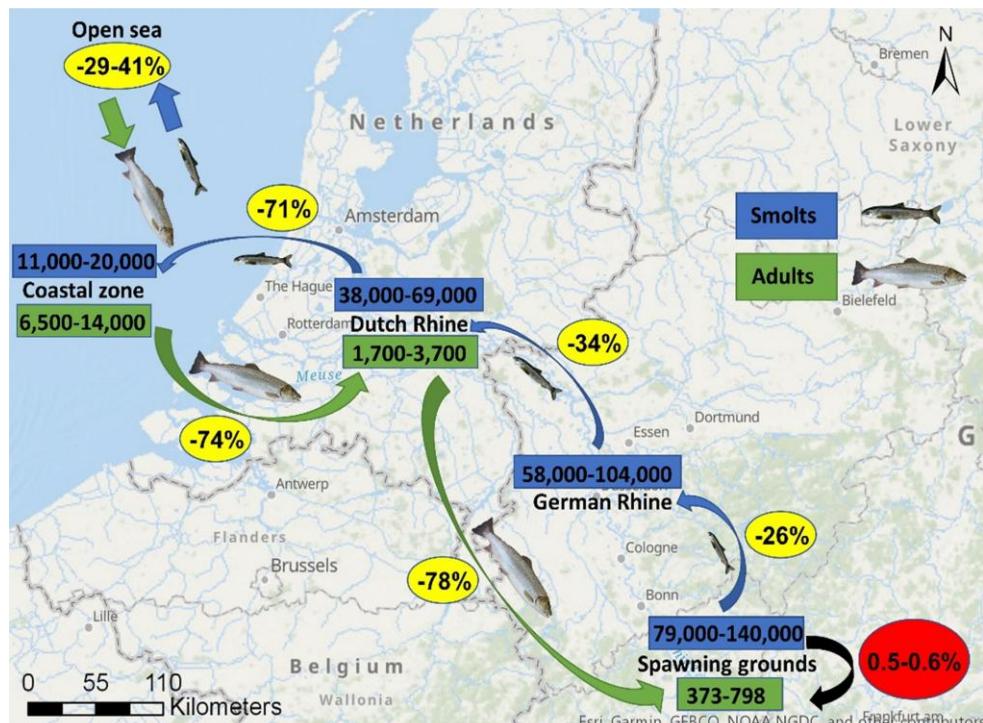


Fig. 74 : Estimation du nombre de smolts à la dévalaison (en bleu) et des saumons adultes à la montaison (en vert) dans le Rhin. Le pourcentage de saumons qui disparaît par tronçon du Rhin (en jaune) se base sur les données de radiopistage, les alevinages de saumons et les saumons adultes de retour observés dans les frayères. Le pourcentage total de smolts ayant entamé leur migration qui reviennent à l'état adulte et atteignent les zones de frai est estimé à 0,5 %-0,6 % (en rouge). Les pourcentages de saumons disparaissant en mer se basent sur les estimations faites pour les zones côtières. Ces chiffres donnent une idée de l'ordre de grandeur et ne peuvent pas être considérés comme une présentation exacte des chiffres réels de saumons. Graphique de : VAN RUISEL *et al.* (2024), River Research & Apps, publié pour la première fois : 21 avril 2024, DOI : (10.1002/rra.4284)

Pour la localisation des facteurs de stress et l'interprétation de la fréquence des blessures types sur les poissons morts (Rhin, Meuse) et les blessures types enregistrées à Iffezheim et dans le delta (voir annexes I et II), il convient de noter que la probabilité de détecter des blessures varient fortement en fonction des différents facteurs de stress. La fréquence des observations ne permet pas de tirer des conclusions sur la fréquence de l'effet d'un facteur de stress. Les prédateurs comme le phoque commun, le phoque gris, le cormoran ou le harle bièvre ne laissent généralement pas de « traces » au sens d'individus blessés. Ce n'est pas le cas du silure, bien qu'on ne sache pas combien de saumons et de truites de mer sont mangés directement et combien d'individus présentent des marques clairement identifiables de morsures et/ou de lésions cutanées dues à la collision avec des structures dures comme des blocs de pierres ou des murs (également dans les passes à poissons) au cours de leur fuite. En revanche, les victimes de collisions avec des hélices de bateaux sont probablement surreprésentées parmi les poissons morts trouvés alors que les blessures infligées par

les turbines dans le bief aval (« *Tailrace Mortality* ») semblent aller de pair avec une mortalité différée (tab. 10) :

- Les blessures des smolts (directes ou indirectes dues à la prédatation) sont pratiquement mortelles dès la dévalaison et ne sont donc pas observables sur les saumons de retour.
- Les blessures par hélices de bateaux sont généralement si graves que les individus touchés meurent immédiatement et n'arrivent donc plus sur les stations de monitoring, où ils sont donc nettement sous-représentés. Les blessures types correspondantes ne sont visibles presque que sur des poissons morts ; de tels cas déclarés proviennent en grande partie du delta du Rhin (en particulier du Waal) et du Rhin moyen (relativement étroit).
- Les blessures dues aux phoques communs et aux phoques gris sont généralement si graves que les individus touchés n'arrivent plus sur les stations de monitoring, où ils sont donc nettement sous-représentés. Une grande partie des poissons attaqués est vraisemblablement immédiatement mangée.
- Les blessures par morsure de silure sont principalement documentées sur de gros saumons PHM. Ceci est probablement dû au fait que les petits madeleineaux ne survivent que rarement aux attaques car ils sont plus fréquemment avalés entiers. Il est vraisemblable que la majorité des blessures par morsure aient lieu dans le bief aval des ouvrages transversaux et dans les passages étroits (ce que semblent confirmer les résultats de plusieurs études avec sondeurs).
- Les blessures infligées par les turbines dans le bief aval (« *Tailrace Mortality* ») sont très localisées. Jusqu'à présent, la grande majorité des cas déclarés vient de la Meuse (usines avec des turbines Kaplan horizontales, faible pente). On ne connaît pas le nombre de victimes vivant suffisamment longtemps pour être trouvées ou documentées (p. ex. dans les stations de monitoring ou les contrôles dans les passes à poissons). La documentation existante montre que les grands salmonidés bons nageurs sont principalement blessés, surtout à la pointe du museau.
- Les blessures dues aux filets ou à une manipulation des poissons peuvent être surreprésentées dans les stations de monitoring, étant donné qu'elles sont moins graves ou moins rapidement mortelles chez les individus concernés que d'autres causes de blessure. Les blessures par filet sont presque uniquement dues à la pêche côtière ou maritime. Les poissons morts par capture ou blessures graves sont probablement conservés.

Tab. 10 : Estimation de la probabilité de détection et de repérabilité de grands salmonidés morts ou blessés par facteur de stress et stades de vie concernés (voir aussi VAN RIJSEL et al, 2024)

Facteur de stress	Stades	Effet presque toujours immédiatement léthal	Effet rarement immédiatement léthal	Probabilité de détection d'un poisson mort	Probabilité de détection d'individus blessés vivants	Observation directe des facteurs de stress	Remarque
Collision avec des hélices de bateau	Adulte	près de 100 %		relativement élevé ?	faible	quasiment nulle (anguille : en partie oui)	Blessure presque toujours léale
Attaques de phoque	Adulte	près de 100 %		Proie - jusqu'à présent aucune détection de poisson mort connue	faible	rare	les individus gravement blessés sont mangés immédiatement
Attaques de silure	Adulte	non	1 HM très probablement plus à risque	Proie - jusqu'à présent aucune détection de poisson mort connue	élevée ? (captures, vidéos)	non	Survivants avec des traces de morsure, presque uniquement de gros individus

Tailrace mortality	Adulte	non	probablement oui	jusqu'à présent aucune détection de poisson mort connue	élevée ?	non	Survivants avec des blessures au museau, mortalité différée
Pêche	Adulte	non (sauf retrait du poisson)	souvent différée	faible	élevée ? (captures, vidéos)	rare	Catégorisation uniquement possible en cas de traces de filets
Attaques de cormoran, attaques d'harle bièvre	Tacons & smolts	près de 100 %		Proie - jusqu'à présent peu de détections de poissons morts	très faible	oui	les individus gravement blessés sont mangés immédiatement, détections de poisson mort généralement que dans les analyses du contenu de l'estomac
Lésions sur les usines hydroélectriques Dévalaison	Smolts	en fonction du site, du type de turbine, du débit etc.	en fonction du site, du type de turbine, du débit etc.	faible, uniquement dans les petits cours d'eau et une faible turbidité	faible, uniquement dans les petits cours d'eau et une faible turbidité	non	les individus gravement blessés sont généralement mangés immédiatement

Tab. 11 : Impact spatial et intensité des facteurs de stress majeurs et stades de vie affectés du saumon et de la truite de mer selon les données disponibles (cf. IMARES / Jansen *et al.* 2008 ; IRGENDAHL *et al.*, 2008 ; VAN RIJSEL *et al.*, 2024) et selon l'évaluation des photographies et de la bibliographie. Remarque : De faibles débits accentuent le risque pour tous les stades de vie et pour tous les facteurs de stress mentionnés (sauf le delta du Rhin pour les tacons, les côtes et la mer) ; des températures élevées ont un effet négatif sur la reproduction, sur les tacons dans les rivières de grossissement et sur les saumons adultes de retour.

		avec rivières de grossissement				sans rivières de grossissement		
Facteur de stress	Stade de vie concerné	Haut Rhin	Rhin supérieur	Rhin moyen	Rhin inférieur	Delta du Rhin	Côte, Voordelta	Mer
Harle bièvre	Tacon	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement			
	Smolt							
	Adulte							
Cormoran	Tacon	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement	Rivières de grossissement			
	Smolt					en part. le Haringvliet	en part. le Haringvliet	
	Adulte	Madeleineau	Madeleineau	Madeleineau	Madeleineau	Madeleineau		
Aspe, Sandre, Brochet entre autres	Tacon							
	Smolt						Loup de mer, maquereau	Thon, Maquereau
	Adulte							
Silure	Tacon							
	Smolt							
	Adulte		Ouvrages transversaux, passes à poissons	Ouvrages transversaux, passes à poissons	Ouvrages transversaux, passes à poissons			
Phoque commun	Tacon							
	Smolt							
	Adulte							
Phoque gris	Tacon							
	Smolt							
	Adulte							

Évaluation de l'évolution des peuplements de saumons dans le bassin du Rhin Arge Salmo 2024

Marsouin	Tacon							
	Smolt							
	Adulte							
Navigation fluviale	Tacon							
	Smolt							
	Adulte							
Usines hydroélectriques	Tacon							
	Smolt							
	Adulte Tailrace mortality							
Pêche	Tacon							
	Smolt							
	Adulte							

Légende

Effet du facteur de stress	très élevé	élevé	moyen	faible	aucun
----------------------------	------------	-------	-------	--------	-------

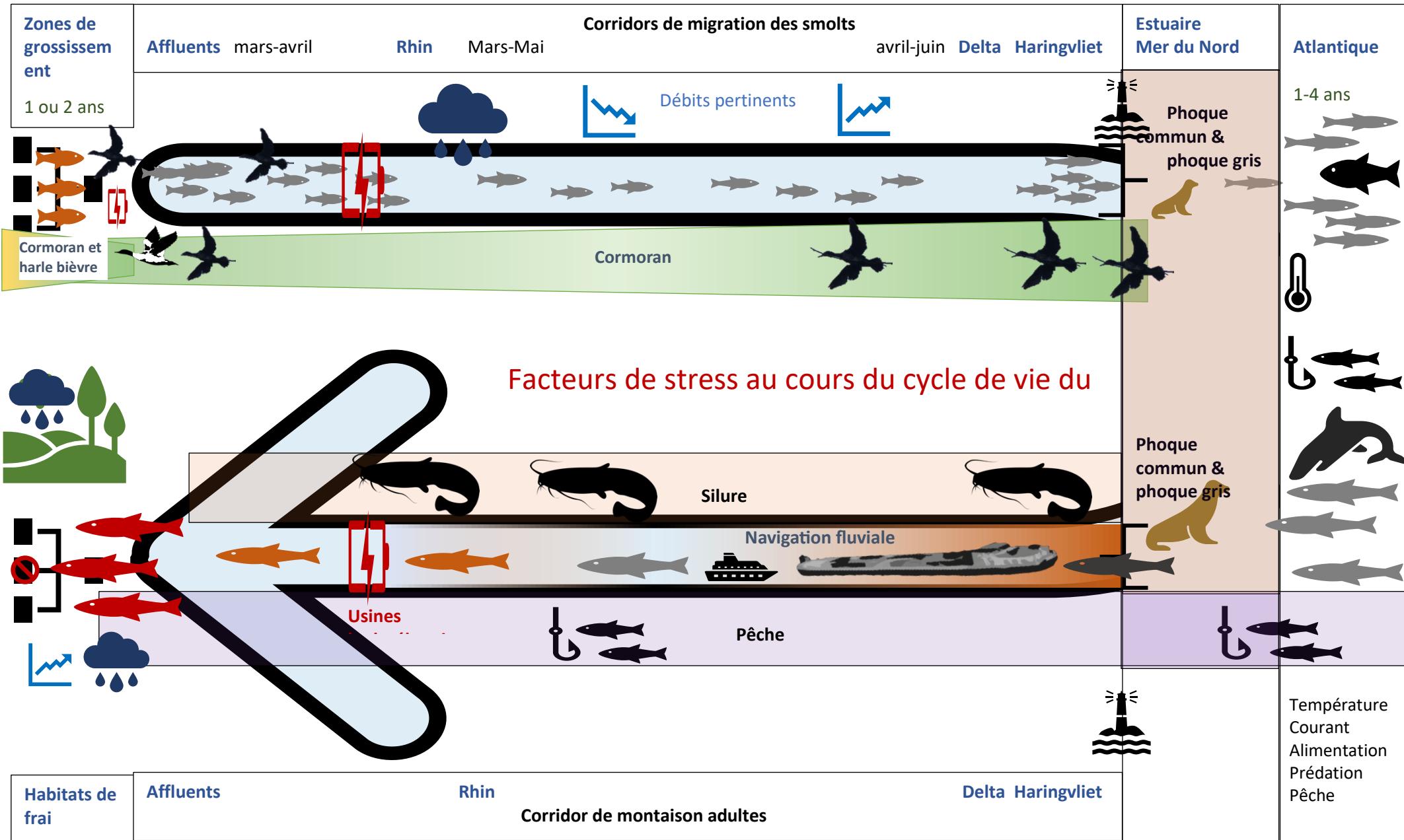


Fig. 75 : Localisation des facteurs de stress dans l'hydrosystème rhénan et cycle de vie du saumon

Le tableau 11 et la figure 75 montrent l'impact spatial et l'intensité des principaux facteurs de stress et les stades de vie affectés du saumon et de la truite de mer (voir aussi étude IMARES 2008 (fig. 72) ; VAN RIJSSEL *et al.*, 2024 (fig. 74)). En règle fondamentale, la vulnérabilité des salmonidés adultes est transposable aux grandes aloses à la montaison, aux lamproies marines et aux esturgeons.

11.2 Système de classification de l'impact des facteurs de stress

Un système bidimensionnel de classification semi-quantitative est utilisé en Norvège afin de classifier les différents impacts anthropogènes sur les populations de saumon norvégiennes (FORSETH *et al.*, 2017). Les estimations établies selon ce système sont mises à jour une fois par an par une commission sur la base des données recensées et des études bibliographiques. Outre l'importance de chaque facteur, la qualité des données disponibles est également indiquée. L'objectif de ce système est d'identifier les plus grandes menaces pour les populations et de déterminer quelles menaces évoluent ou non. Le système peut aussi être utilisé tel quel pour le classement des facteurs d'influence anthropogène dans d'autre pays, « afin de soutenir les efforts internationaux de préservation du saumon atlantique » (FORSETH *et al.*, 2017).

Le système est utilisé ci-dessous sous une forme ajustée aux facteurs de stress identifiés dans l'hydrosystème du Rhin dans la présente étude (fig. 76 & 77). Les ordres de grandeur doivent être considérés comme des estimations provisoires basées sur l'expertise des auteurs et devront être perfectionnées par des études ciblées (cf. propositions de mesures).

La première dimension, l' « axe des effets », décrit l'effet de chaque facteur sur les populations et va de facteurs provoquant une baisse des géniteurs à des facteurs menaçant la viabilité et l'intégrité génétique des populations. La deuxième dimension, l'axe de l'évolution, décrit la probabilité d'une poursuite de la baisse de la population (nombre d'adultes de retour) ou la perte d'autres populations à l'avenir. Ces deux axes combinés forment un système de classification bidimensionnel continu dans lequel les facteurs d'impact sont répartis en quatre groupes principaux :

- (i) Menaces grandissantes sur les populations : facteurs si graves pour les populations qu'ils compromettent le succès des mesures de repeuplements et/ou la reproduction naturelle à une échelle critique et qui conduisent avec un fort degré de probabilité à de nouvelles baisses futures des chiffres de saumons de retour et des chances de reproduction. Les mesures correctives actuelles ne peuvent pas empêcher l'extension de ces impacts négatifs à l'avenir.
- (ii) Menaces stabilisées sur les populations : facteurs qui ont contribué à menacer de manière critique les populations et qui ont empêché tout succès durable des mesures de soutien, mais dont l'effet de baisse qu'elles ont déjà sur les populations est peu susceptible d'augmenter. Les mesures correctives prises permettent d'éviter une extension de ces impacts négatifs à l'avenir.
- (iii) Facteurs grandissants de perte : facteurs conduisant à une baisse du nombre de saumons adultes de retour et provoquant fort probablement d'autres pertes, mais pas dans une mesure telle qu'elle menace les populations soutenues par des alevinages et empêche toute reproduction. Les mesures correctives prises ne peuvent pas empêcher l'extension de ces impacts négatifs à l'avenir.
- (iv) Facteurs stabilisés de perte : facteurs provoquant une baisse du nombre de saumons adultes de retour, mais pas d'une ampleur telle à menacer les populations soutenues par des alevinages et dont la probabilité de provoquer de nouvelles pertes est faible. Les mesures correctives prises permettent d'éviter une extension de ces impacts négatifs à l'avenir.

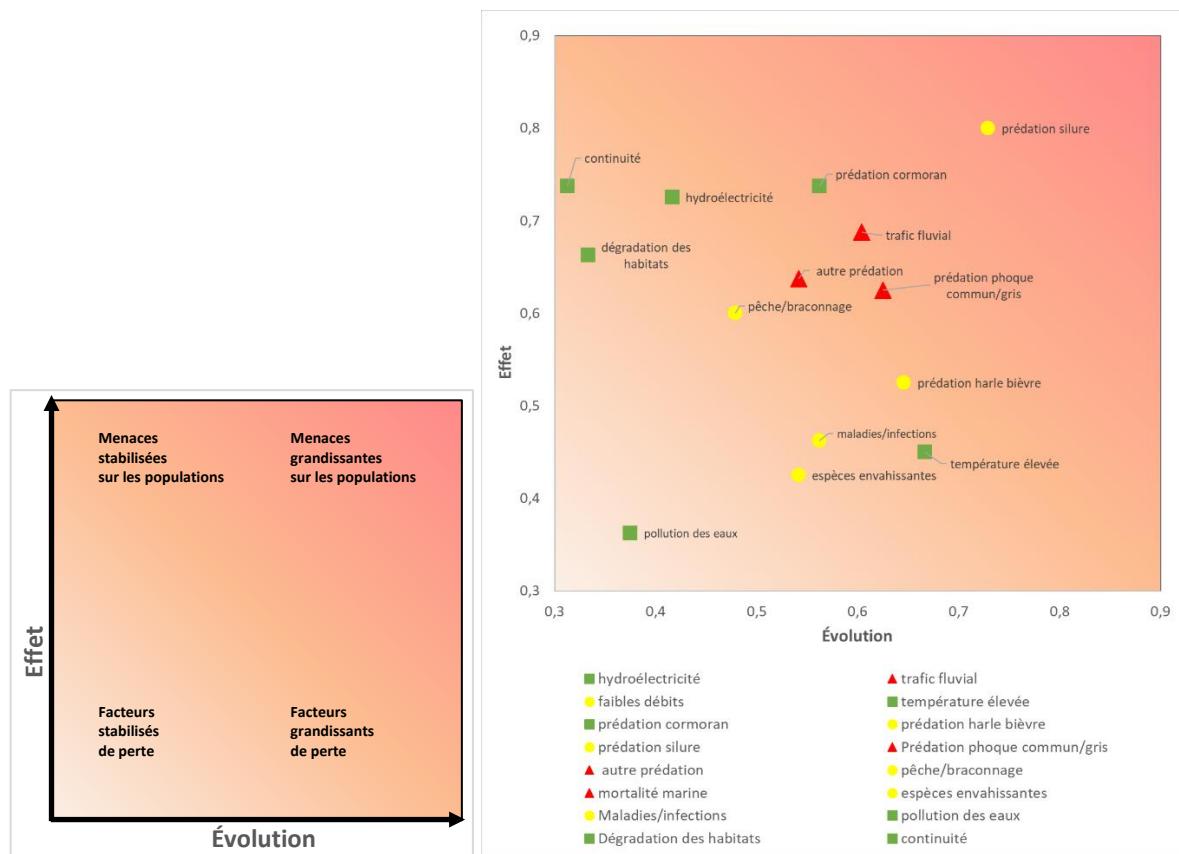


Fig. 76 : (a) Le système de classification élaboré par FORSETH *et al.* (2017) pour les différents impacts anthropogènes sur les populations de saumon (norvégiennes) le long de l'axe des effets et celui de l'évolution. Les quatre principales catégories des effets sont indiquées, mais le système est continu. Les couleurs utilisées en arrière-plan indique la gravité des effets (plus la couleur est foncée, plus les effets sont graves). (b) Position des 16 facteurs d'impact pris en compte dans cette étude au sein du système de classification. Pour une meilleure compréhension, l'état des connaissances pour chaque facteur d'impact et les incertitudes quant à l'évolution future sont indiqués par la couleur et le type de symbole. Un carré vert = bon état de connaissances et peu d'incertitude (somme des points 2-3), cercle jaune = état moyen des connaissances et degré moyen d'incertitude (somme des points 3,1-4,9) et triangle rouge = mauvais état des connaissances et forte incertitude (somme des points 5-6) (cf. fig. 77).

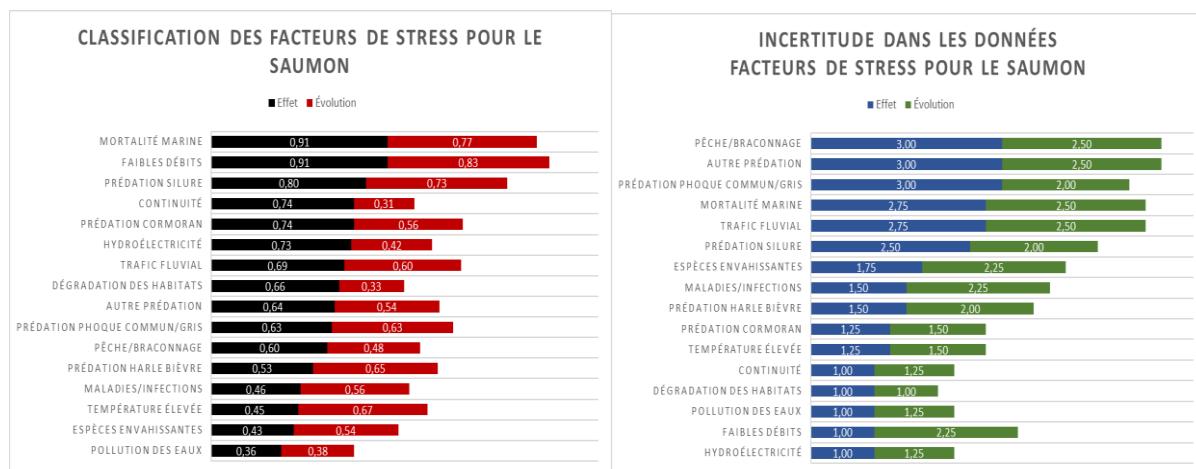


Fig. 77 : Résultat (à gauche) et données disponibles (à droite) selon le système de classification de FORSETH *et al.* (2017). Somme des points 2-3 = bon état de connaissances et peu d'incertitude, somme des points 3,1-4,9 = état moyen des connaissances et degré moyen d'incertitude et somme des points 5-6 = mauvais état des connaissances et forte incertitude (cf. fig. 76).

12. Propositions de mesures

Remarques préliminaires

Les estimations de l'efficacité et du cadre de temps pour la mise en œuvre des mesures (en pourcentage) ne peuvent être formulées qu'à titre d'estimations d'experts subjectives en raison du manque de données. Les zones prioritaires sont indiquées dans le tab. 11.

L'annexe II présente d'autres informations d'arrière-plan concernant les propositions de mesures.

12.1 Pressions thermiques et débits – résilience des cours d'eau face au changement climatique

Pertinence : tous les stades de vie

Par rapport à la période de référence (1981-2010), le passé récent (1991-2020), et plus particulièrement la période démarant après 2010, se caractérise par de nombreuses années de sécheresse. Le stress hydrique s'accentue en été et en automne (entre autres BUTH *et al.*, 2015 ; GROSSER & SCHMALZ, 2023). Les scénarios publiés soulignent la nécessité d'avoir des stratégies d'adaptation régionales.

Mesures

1. L'identification et la protection de refuges thermiques est une importante stratégie de gestion afin d'atténuer les effets de la hausse des températures de l'eau dans les cours d'eau salmonicoles.

Même si les effets sur le long terme de ces refuges sur la santé et la productivité des peuplements doivent encore être évalués, leur utilité pour la thermorégulation comportementale du saumon atlantique a été prouvée pour tous les stades de vie. Il est donc absolument nécessaire d'identifier d'importants refuges thermiques dans les rivières salmonicoles connaissant un réchauffement progressif, de les protéger et, si nécessaire, de les restaurer (ST-HILAIRE *et al.* 2023). De tels refuges peuvent être des cuvettes alimentées par les eaux souterraines, des cours d'eau dégravoyés (raccordés) et des anciens bras (p. ex. Lautermuschel au sud du Palatinat, cf. SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) ainsi que des zones de débouchés des affluents plus frais (milieu rhithral). Dans ce cadre, il convient d'assurer l'accessibilité des refuges au moyen d'une mise en réseau (AQUAPLUS, 2021).

2. L'ombragagement des affluents est une pierre angulaire de la réduction des pressions thermiques dans les rivières de frai et de grossissement et dans les tronçons à écoulement libre dans lesquels elles débouchent (AQUAPLUS, 2021). Un ombragagement avec des essences adaptées (aulne noir, frêne, différentes variétés de saules) permet d'atténuer l'augmentation des températures et les fluctuations journalières de températures. La différence de température entre les tronçons de rivière ombragés et non ombragés est mentionnée dans différentes études et serait de 2 ° à 6 °C (WEIHS *et al.*, 2015 ; FREIBERGER & WINDISCH, 2020 ; MENDE & SIEBER, 2022). Étant donné que le réchauffement climatique et la sécheresse devraient augmenter dans le bassin du Rhin avec le changement climatique, ce qui aurait un impact direct sur la qualité des habitats du saumon et de la truite de mer, des programmes correspondants d'ombragagement doivent être mis en œuvre ou intensifiés rapidement (combinés aux mesures de mise en œuvre de la DCE). D'autres mesures comprennent l'amélioration des structures dans le lit mineur, le raccordement de bras latéraux (remise en connexion) et l'interdiction des prélèvements d'eau (AQUAPLUS, 2021). Il convient de souligner qu'une réduction de la hausse de températures dans les affluents aurait des répercussions directes sur le régime de température du Rhin et ses grands affluents.

3. Un autre pilier de la réduction des pressions thermiques (croissantes en raison du changement climatique) est l'identification et l'atténuation des problèmes causés par les sources et voies d'apport. Il convient ici de prendre en compte les rejets industriels et communaux ainsi que ceux d'eaux de refroidissement et les eaux pluviales des surfaces imperméabilisées (entre autres routes). Les nombreuses zones de retenue en amont des ouvrages transversaux (avec ou sans usine) sont d'autres sources de rejets thermiques. Leurs effets ne peuvent être atténués que par un démantèlement rigoureux des ouvrages transversaux. Dans ce cadre, il convient de se concentrer sur les ouvrages inutiles ou non rentables dans les régions à truites et ombres (cf. 12.2.3). Par ailleurs, il convient de vérifier dans quelle mesure les enrochements des rives et les épis transversaux dans les voies navigables et les plus grands affluents moins ombragés constituent une source de rejets thermiques en cas de fort ensoleillement (« effet thermoplongeur »), du fait de leur grande capacité à emmagasiner la chaleur (restitution de chaleur la nuit aussi), et ce en particulier quand ils sont fréquemment submergés par le batillage dû au passage d'un bateau. Ici, le retrait des aménagements de consolidation des berges pourrait réduire les apports thermiques, surtout sur les berges convexes.

- Estimation de la faisabilité : élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 10 % des poissons à la montaison (saumon, truite de mer) ?
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 5 à 20 ans

12.2 Énergie hydraulique et continuité

Dispositifs de dévalaison (pertinence pour les smolts)

Dans l'état actuel de la technique, les barrières mécaniques (grilles horizontales obliques), combinées à un exutoire de dévalaison permettant au poisson de contourner la turbine, sont une solution efficace pour les usines de petite et moyenne taille (p. ex. système alliant grille de guidage et dispositif de contournement de EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). De plus, des expériences positives ont été faites ces derniers temps avec les grilles de guidage électriques. Une innovation appelée « FishProtector » et constituée d'un système hybride de protection et de guidage des poissons sous forme de grille à câbles électriques pourrait être une solution pour les usines de taille moyenne et grande (cf. AUFLEGER, 2019 ; HAUG *et al*, 2022). Il est recommandé de tester ce système de grille à câbles électriques avec des smolts de saumon sur au moins deux sites représentatifs d'usines pour la Suisse (Aar et Rhin). Des barres immergées permettent d'augmenter encore plus le taux de guidage dans les exutoires.

Il convient en outre de vérifier si une électrification des grilles horizontales obliques dans le système alliant grille de guidage et dispositif de contournement (d'après EBEL, GLUCH & KEHL, 2015)

- est réalisable sous l'angle technique
- peut faire augmenter les taux de guidage et de répulsion (chez les salmonidés également)
- permet évent. de plus grands écarts inter-barreaux

Il faut vérifier sur certains sites représentatifs si on peut compléter l'effet de guidage par des systèmes de protection et de guidage des poissons fonctionnant comme de simples barrières comportementales.

Pour des raisons techniques (de stabilité, nettoyage), de plus gros ouvrages hydroélectriques (env. > 60 m³/s de débit) ne peuvent pas être protégés par des grilles fines. Il convient ici de changer rapidement les turbines conventionnelles par des turbines plus « ichtyocompatibles ». À cette fin, il existe entre autres les prestataires mentionnés ci-après. Selon le fabricant, les turbines brevetées

FishSafeTM RHT de Natel se distinguent par leurs pales particulièrement épaisses et orientées vers l'avant qui rendent superflues les grilles de protection des poissons, augmentent l'efficacité générale de l'ouvrage et réduisent à la fois les coûts d'installation et les frais de gestion et de maintenance. Le fabricant affirme que le rendement hydraulique maximal est > 90 % et que 98–100 % des espèces survivent au passage par ces turbines (cf. AMARAL *et al.*, 2020 ; WATSON *et al.*, 2022, 2023). L'entreprise FISHFLOW INNOVATIONS (NL) dispose aussi déjà de types de turbines « ichtyocompatibles », qui ne sont toutefois pas encore utilisées dans la pratique (FISHFLOW INNOVATIONS, comm. écrite).

Dispositifs de montaison (pertinence pour les adultes de retour)

Recommandation : La construction de dispositifs de montaison doit être poursuivie partout où il n'est pas possible de démanteler rapidement un obstacle à la migration. Les sites suivants doivent être considérés comme prioritaires :

- les barrages sur le Rhin supérieur, y compris évent. le Grand Canal d'Alsace, tant qu'aucune solution satisfaisante n'est réalisable sur le site de Vogelgrun
- les barrages de la Moselle jusqu'au débouché de la Sûre
- les barrages de l'hydrosystème de l'Aar (Suisse)
- les barrages du Main jusqu'au débouché de la Wilde Rodach (Franconie).

Pour les autres cours d'eau, voir ci-dessous « Petites usines hydroélectriques »

- Estimation de la faisabilité : élevée à très élevée (en fonction des sites)
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 95 % des poissons à la montaison (saumon), en fonction des sites
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 20 ans

Cas particulier du barrage agricole et de l'usine hydroélectrique de Breisach

Il y a huit ans déjà, l'amélioration de la repérabilité de la passe à poissons de l'usine de Breisach, entrée en service en 2007, a été considérée comme urgente dans le plan de gestion Rhin du groupe de projet ORS de la CIPR. Il s'agit concrètement de faire en sorte que l'entrée de l'échelle à poissons ne se trouve pas au bout du débit principal d'attrait, mais masquée par une palplanche à l'abri du courant généré en sortie de turbines. De plus, un canal de drainage à fort courant alimenté en eau sous pression en provenance du Rhin canalisé se jette également dans ce tronçon et est relié à un ancien bras du Rhin alimenté par des résurgences phréatiques entre le Grand canal d'Alsace et le Vieux Rhin. Ici aussi, il est possible que les poissons souhaitant migrer vers l'amont soient éventuellement détournés et empruntent par erreur ce deuxième courant pour se retrouver dans ce canal qui est une impasse. Ainsi, ce corridor de migration essentiel pour le Vieux Rhin et les rivières prioritaires suisses sur le barrage agricole de Breisach n'est éventuellement pas suffisamment repérable ni franchissable à l'heure actuelle.

Recommandation : Rheinkolleg e.V propose une ouverture de la palplanche au cours de la prochaine opération de maintenance (BAUMGÄRTEL, comm. écrite), qui devrait être étudiée et mise en œuvre urgently (également de l'avis des auteurs de cette étude). Il conviendra de vérifier si le courant d'afflux du canal de drainage sous pression entraîne un effet d'impasse. Des mesures correctives doivent être prises si nécessaire.

Petites usines hydroélectriques (pertinence pour les smolts et adultes de retour)

Les résultats de l'étude pilote d'Unkelmühle sur la Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) montrent clairement les limites des optimisations techniques sur les petites usines hydroélectriques. Cette usine est dotée d'une puissance de 420 kW seulement. Cet exemple soulève une question fondamentale : faut-il continuer à conserver des usines hydroélectriques d'une importance si négligeable pour la production d'énergie dans les rivières prioritaires du saumon (rivières de repeuplement du saumon) ?

La CIPR (2004b) a déjà attiré l'attention sur la problématique de l'exploitation d'usines hydroélectriques dans les rivières prioritaires pour le saumon il y a une vingtaine d'années.

« *Le nombre actuel d'équipements hydroélectriques dans les affluents du Rhin représente un danger réel et immédiat pour les populations de migrateurs. Il est impératif de limiter la mortalité totale dans ces cours d'eau à un niveau acceptable et contrôlable pour les différentes populations piscicoles.*

Pour atteindre ce niveau acceptable, on définit la démarche suivante :

1) adopter une politique de réserve vis-à-vis de l'installation de (micro)centrales hydroélectriques supplémentaires

2) aménager, sur les centrales existantes, des dispositifs techniques de protection et d'aide à la dévalaison

3) envisager le démantèlement des usines considérées comme les plus dommageables. »

La CIPR appelle aussi dans son rapport à « *vérifier l'impact écologique d'usines hydroélectriques prévues ou existantes en considérant l'hydrosystème dans son ensemble. Les autorisations de mise en place de microcentrales sur des petits cours d'eau sont trop fréquemment accordées au cas par cas sans prise en compte de la situation globale dans l'hydrosystème.* » (extrait de CIPR, 2004b)

Recommandation :

Les peuplements intacts de saumons sont forcément dépendants de corridors de migration et de cours d'eau sans obstacles. La construction de dispositifs d'aides à la migration (montaison et dévalaison) ne peut *en aucun cas* compenser les impacts négatifs des ouvrages transversaux sur les corridors de migration et sur la qualité des habitats (retenue, réchauffement). Dans les plus importantes rivières de repeuplement de saumon, potentiellement très prometteuses, la production d'électricité par l'énergie hydraulique devrait être rigoureusement abandonnée afin de promouvoir durablement les peuplements de poissons migrateurs, et un démantèlement des obstacles à la migration devrait être effectué dans la plus grande mesure possible. Il convient ici de nommer la Sieg (y compris affluents de la région à ombres), la Saynbach, l'Ahr, le Schwarzbach (hydrosystème du Main), les affluents de l'Ill (régions à ombres) et la Kinzig (Bade-Wurtemberg) (y compris affluents de la région à ombres) ainsi que les cours d'eau suisses (en particulier la Birs, où de petites usines sont en construction ou rénovées).

- Estimation de la faisabilité : élevée à très élevée (en fonction des sites)
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 5-30 % des poissons à la montaison (saumon), en fonction des sites
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 20 à 30 ans (Schwarzbach, Saynbach : < 5 ans)

Entrée des poissons dans les turbines depuis le bief aval (tailrace mortality) (pertinence pour les adultes de retour)

En cas de vitesse d'écoulement de plus de 6,1 m/s, on peut exclure toute probabilité que le poisson nage jusqu'au rotor (FERC, 1995). Ceci rend nécessaire une protection efficace pour les poissons migrateurs sur les ouvrages de petite et moyenne taille (dans les zones de réimplantation du saumon). Dans ce cadre, une repérabilité optimale des dispositifs de montaison est particulièrement importante. Ainsi, sur tous les sites d'usines où la vitesse de sortie dans l'aspirateur ne dépasse pas 6 m/s, des barrières telles que des grilles, des champs électriques (p. ex. AUFLEGER, 2019) ou encore des dispositifs répulsifs (entre autres) doivent être installées dans le bief aval, afin d'empêcher les poissons de nager dans les aspirateurs à la montaison, de les détourner des voies de passages non souhaitées et de les guider vers les dispositifs de montaison. Des solutions techniques correspondantes existent depuis une trentaine d'années. Il n'est pas nécessaire de prouver le potentiel d'endommagement de chaque site, puisque les sources bibliographiques disponibles et les

fréquentes attestations individuelles de dommages provenant de l'hydrosystème Rhin-Meuse apportent déjà un niveau suffisant de connaissances sur cette problématique. On suppose que presque toutes les usines hydroélectriques de l'hydrosystème Rhin-Meuse (dans les zones de réimplantation du saumon) sont concernées, à l'exception des grandes usines sur le Rhin supérieur (d'Iffezheim à Kembs).

- Estimation de la faisabilité : très élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 20 % des poissons migrateurs (saumon, truite de mer) en fonction des sites ; pour l'ensemble du Rhin : < 5 %
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 5 ans

12.3 Lésions occasionnées par les hélices de bateaux

(pertinence en priorité pour les adultes de retour)

Une conception modifiée du chenal de navigation peut diminuer fortement la probabilité de collision et la mortalité des poissons migrateurs (SPIERTS, 2016). Par exemple, la profondeur d'eau est très faible dans certains tronçons, surtout pendant de longues périodes de sécheresse. Les cuvettes dans les voies navigables sont fréquemment comblées par les administrations en charge de la gestion des eaux et de la navigation. Dans ce domaine, des améliorations correspondantes sont possibles dans un futur proche en appliquant une gestion adaptée et écologique comme la création ou l'entretien de profondes cuvettes. À long terme, la flotte doit être adaptée aux conditions en présence dans le Rhin avec de plus petits bateaux ayant un tirant d'eau moindre. Un creusement du Rhin n'aurait aucun avantage, étant donné que l'effet serait rapidement anéanti par l'utilisation de bateaux encore plus gros.

- Estimation de la faisabilité : très élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 5-20 % des poissons à la montaison (saumon), en fonction des débits
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 3 ans (flotte : 30 ans)

En ce qui concerne le développement d' « hélices ichtyocompatibles », une innovation commercialisable est annoncée (FISHFLOW INNOVATIONS, comm. écrite, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS espère installer en 2024 sur un bateau une hélice dont les impacts négatifs sur les poissons doivent ensuite testés en pratique.

- Estimation de la faisabilité : actuellement inconnue

12.4. Prédateurs

(pertinence pour tous les stades de vie, en priorité pour les smolts et les adultes de retour)

La prédation joue probablement un rôle déterminant dans l'évolution négative des peuplements de saumons (et probablement d'autres poissons migrateurs). Le nombre croissant de rapports sur les effets de la prédation doit être urgentement pris en compte dans les efforts de restauration ou d'amélioration des effectifs en baisse de saumons et de truites de mer.

Recommandations générales

- Démantèlement des obstacles à la migration, des barrages et arrêt de la production d'électricité par les petites usines hydroélectriques (cf. 13.2) dans les principaux cours d'eau salmonicoles.

- Les smolts migrant par le dispositif de dévalaison sur la centrale de débit d'attrait de Märkt/Kembs ne sont pas dirigés directement vers le Vieux Rhin, qui commence à cet endroit, mais dans le « Petit Rhin », qui comprend un plan d'eau couvrant plusieurs hectares avant de déboucher plus loin dans le Rhin. Sur cette étendue d'eau à caractère lacustre, les poissons carnassiers et les oiseaux piscivores risquent de causer d'importantes pertes parmi les smolts. Une modification de l'orientation de la sortie du dispositif de dévalaison, possible à moindres coûts, pourrait conduire directement dans le Vieux Rhin les poissons arrivant à cet endroit.
- Estimation de la faisabilité : élevée à moyen terme
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 5-50 % des poissons à la montaison (saumon), en fonction des débits
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : démantèlement d'une usine : 10 à 20 ans ; « Petit Rhin » : 1 an

Recommandation de gestion du cormoran et du harle bièvre (pertinence pour les CA 0+ à 2+ et pour les smolts)

- Dissuasion létale dans les rivières de grossissement du saumon ; estimation de la faisabilité : élevée
- Dissuasion en amont et en aval des ouvertures partielles des écluses du Haringvliet sur un périmètre de 500 m ; estimation de la faisabilité : élevée
- Dissuasion dans les barrages et devant les dispositifs de dévalaison ; estimation de la faisabilité : très élevée

Recommandation de gestion du silure (pertinence pour les adultes de retour, localement aussi pour les smolts)

- Bloquer l'accès aux passes à poissons aux silures (captures) ; il convient ici de remarquer que les silures chassent de nuit et ne se rendent sur les passes à poissons que de nuit. Estimation de la faisabilité : très élevée
- Pêche ciblée des silures dans le bief aval des usines (captures). Estimation de la faisabilité : très élevée
- Lever les restrictions de pêches (Pays-Bas) ; estimation de la faisabilité : très élevée
- Appliquer une obligation de retrait pour les pêcheurs amateurs et professionnels ou promouvoir les captures par des mesures incitatives ; estimation de la faisabilité : élevée

Recommandation de gestion du phoque commun et du phoque gris (pertinence pour les smolts et adultes de retour)

Pour des raisons de protection des espèces, une dissuasion létale de mammifères marins est exclue. Des mesures de dissuasion non létale sont possibles sur le plan technique par l'utilisation d'appareils de dissuasion acoustique (« seal scarer », pinger/répulsif acoustique) et limitées à l'échelle locale (par exemple sur le goulet d'étranglement du Haringvliet et devant le port de Rotterdam). L'utilisation de bruits optimisés pour déclencher des réflexes automnes de fuite (p. ex. « TAST ») peut être une alternative.

- La forte densité de prédation (des deux espèces) devant les débouchés des bras du Rhin constitue probablement un facteur majeur de la baisse des peuplements de poissons migrateurs dans l'hydrosystème Rhin-Meuse. La protection des poissons migrateurs peut

donc au mieux être assurée par des mesures de dissuasion limitées dans l'espace et ciblées (pour des espèces particulières). Des instruments de gestion non meurtriers comme les appareils acoustiques ont un succès très variable et représentent souvent un danger pour la protection d'autres espèces en raison de la pollution sonore et de la baisse de qualité des habitats qu'ils impliquent. L'application de méthodes de dissuasion comme outil de protection de la nature dépend donc plutôt de leur capacité à réduire les dommages sur le long terme sur les peuplements d'espèces cibles sans affecter le reste de la faune. Étant donné que le sujet est complexe à la fois sur le plan technique et sur le plan de la protection de la nature, il est recommandé de tester le plus rapidement possible et de manière interdisciplinaire les utilisations possibles d'appareils de dissuasion acoustique en amont des débouchés des bras du Rhin (par ex. dans le cadre d'un groupe d'experts).

- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 5-20 % des poissons à la montaison (saumon)
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 3 à 5 ans
- Estimation de la faisabilité : élevée

12.5 Pêche

(pertinence en priorité pour les adultes de retour)

Il n'existe pas de données fiables sur les effets de la pêche sur les peuplements de poissons migrateurs. Comme le montrent les saumons documentés ayant des blessures caractéristiques de filets et les résultats des études de VAN RIJSSEL *et al.* (2019), le problème de captures accessoires fortuites et/ou tolérées persiste (cf. également documentation photographique des adultes de retour d'Iffezheim en annexe I).

Recommandations

- Contrôles intensifs des captures de la pêche côtière
- Abandon de la pêche devant les écluses du Haringvliet
- Désignation de zones d'interdiction de pêche en aval des ouvrages transversaux, des usines, devant les dispositifs d'aide à la montaison (500 m) (exception : gestion contrôlée des silures)
- Outre l'obligation de relâcher les poissons, une obligation de déclaration des captures de pêcheurs à la ligne et des captures accessoires doit être instaurée pour la pêche (semi-)professionnelle pour les captures de saumons, truites de mer et grandes aloses (pour l'ensemble du Rhin). Ceci permettrait d'identifier des « hotspots » et éventuellement de mettre en place de zones d'interdiction de pêche supplémentaires.
- Estimation de la faisabilité : très élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 10 % des poissons migrateurs (saumon, truite de mer)
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 2 à 3 ans

12.6 Mesures de restauration des habitats

(pertinence pour les phases de frai et de croissance)

Comme le montrent les expériences danoises de réintroduction du saumon (cf. chap. 4.5), la restauration d'anciennes frayères de poissons migrateurs est un élément particulièrement efficace du processus de réintroduction du saumon. Des taux de reproduction élevés permettent d'atténuer les effets négatifs de différents facteurs de stress.

Recommandations : mise en œuvre rapide et résolue de la directive-cadre 'Eau' de l'UE, démantèlement des barrages dans les rivières de reproduction (voir plus haut : « petites usines hydroélectriques ») et restauration des cours d'eau proches de l'état naturel.

- Estimation de la faisabilité : élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 30-50 % des poissons à la montaison (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine), en fonction de la région et du type de cours d'eau
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 10 à 20 ans

Cas particulier Vieux Rhin

Afin de promouvoir la reproduction des saumons et d'autres espèces frayant sur le gravier, toutes les possibilités de favoriser le charriage dans le Vieux Rhin doivent être exploitées. Dans ce contexte, la préservation des structures, telles que les « rampes de l'OTAN » mises en place pour remplacer un pont, qui favorisent la création de bancs de gravier et freinent leur érosion en cas de crue, est importante.

En Allemagne, le Vieux Rhin est une voie navigable fédérale sur toute sa longueur. En amont de la retenue de près de 5 km du barrage agricole de Breisach (et donc sur 90 % de la longueur du tronçon), il n'est toutefois navigable que pour les canoës, même sur le long terme, en raison de sa structure et de son débit. Pour faciliter les mesures de restauration des cours d'eau, il serait donc pertinent de lui retirer son statut de voie navigable fédérale. Dans le cadre des compétences de l'administration fédérale allemande des eaux et de la navigation, aucune mesure de restauration hydromorphologique n'est connue sur ce site pour le moment. Apport de débit : actuellement, 52 m³/s sont à introduire dans le Vieux Rhin de novembre à mars dans le barrage de Märkt et son usine, 54-80 m³/s d'avril à mai et de septembre à octobre et 95-150 m³/s de juin à août. À l'avenir, l'apport de débit du Vieux Rhin devrait fortement augmenter et la redynamisation écologique devrait progresser rapidement⁵. Ainsi, la repérabilité et l'attractivité de ce corridor de migration pour les smolts et différentes espèces à la montaison ainsi que la disponibilité des habitats de frai pour les espèces frayant sur le gravier seraient améliorées de manière substantielle.

- Estimation de la faisabilité : très élevée
- Estimation de l'efficacité : jusqu'à 30-50 % des poissons à la montaison (saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine), en fonction de la hausse du débit du Vieux Rhin
- Estimation du temps nécessaire à la mise en œuvre : 3 à 5 ans

12.7 Propositions de monitoring supranational standardisé

Les évaluations des données qui sous-tendent la présente étude montrent d'importantes lacunes concernant la qualité des données, les pertes quantitatives de poissons migrateurs et les facteurs de stress responsables des pertes. Une vaste base de données standardisée et fiable est toutefois un des fondements essentiels d'une gestion réussie des facteurs de stress.

Afin de recenser de manière plus exacte et quantitative dans le temps et dans l'espace les causes de perte d'effectifs de saumons (qui n'étaient jusqu'à présent identifiées que sur le plan qualitatif et/ou semi-quantitatif), un vaste programme de monitoring devrait être élaboré avec les experts. L'accent doit être mis sur des études de la production réelle de smolts dans des rivières de grossissement représentatives (y compris la reproduction naturelle), sur la dévalaison des smolts et ses chances de succès, sur les adultes de retour ainsi que sur l'influence des prédateurs. Un suivi étroit doit

⁵ cf. Alonso ; atelier CIPR sur le « Plan directeur 'Poissons migrateurs' Rhin », 27 et 28 avril 2010 à Fribourg-en-Brisgau

permettre de calculer les taux de perte entre le nombre de poissons attendu en théorie et celui des individus présents dans le delta et les principaux tronçons et affluents du Rhin. Connaître les taux de perte par segment géographique et par risque potentiel permet au moyen d'une approche itérative de lister les facteurs et de les hiérarchiser en fonction de leur importance relative. Dans ce cadre, il est urgentement recommandé d'harmoniser les méthodes, p. ex. d'utilisation d'émetteurs. Aux Pays-Bas, la télémétrie acoustique est déjà utilisée avec succès et s'appuie sur une vaste infrastructure (en particulier autour du Haringvliet). Un tel réseau sera mis en place au cours des prochaines années en Suisse également sur le Rhin et l'Aar (projet EAWAG en coopération avec l'OFEV). Pour ces raisons, l'utilisation de télémétrie acoustique est généralement recommandée. Cette méthode requiert un vaste réseau de dispositifs de détection le long des principaux corridors de migration et sur les ouvrages transversaux et, dans ce sens, l'utilisation de la même technologie. Pour répondre à certaines questions particulières (p. ex. sur la dévalaison), l'utilisation de transpondeurs peut être envisagée. Les transpondeurs permettent de marquer des groupes plus importants à un moindre coût. L'échange de données pourrait être coordonné par la CIPR. La mise en place d'un tel programme supranational de monitoring nécessiterait probablement 3 à 5 ans.

Efforts de repeuplement (équivalents smolt) : Le nombre de saumons en provenance d'alevinage théoriquement attendu a été déterminé dans la présente étude au moyen des équivalents smolt alevinés. Dans le cadre de l'évaluation, il est clairement apparu que l'attribution des différents équivalents smolt en fonction des stades d'alevinage avait été effectuée de manière inégale par les différents gestionnaires. Il faudrait ici réajuster fondamentalement les équivalents smolt utilisés par les partenaires du projet au sein de la CIPR. À cette fin, les valeurs utilisées jusqu'à présent devraient être vérifiées par au moins cinq études sur les taux de survie de différents stades d'alevinage sur des tronçons représentatifs (p. ex. hydrosystème de l'Aar, Vieux Rhin, Kinzig (Bade-Wurtemberg), Ahr et hydrosystème de la Sieg) avec des analyses en continu et systèmes d'enregistrement des températures. En outre, les données futures devraient être intégrées dans un tableau Excel standardisé afin qu'il soit possible de créer des liens. Un projet correspondant est en cours de préparation chez ARGE Salmo.

Taux de survie des smolts : Les premiers résultats sur la mortalité des smolts sont déjà disponibles (plusieurs études avec des transpondeurs), mais ils doivent encore être complétés. Dans ce cadre, il est particulièrement nécessaire de différencier la mortalité en fonction des différents facteurs (et leur répartition dans l'espace). Ces données également devraient être recensées par télémétrie acoustique ainsi que par marquages avec des transpondeurs pour certains sites sélectionnés.

Monitoring des adultes de retour : Les adultes de retour chaque année dans le delta du Rhin ont été jusqu'à présent recensés par captures par nasse en tant que CPUE. Afin d'estimer le nombre réel d'adultes de retour dans le delta du Rhin, un vaste programme de monitoring devrait être mis en place. Il devrait recenser combien de saumons adultes de retour (par rapport aux « adultes de retour attendus ») arrivent réellement dans le delta (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) et si ce nombre est lié à la durée de l'ouverture des écluses du Haringvliet et à la répartition du débit dans les différents tronçons. Le monitoring devrait être poursuivi sur différentes stations de contrôle (Iffezheim, Gambsheim et d'autres sur le Rhin supérieur ; Moselle-Coblence, SCP Sieg, III) et élargi au moins aux stations de monitoring de l'Ahr, du Main (usine de Kostheim) et de Kembs/Märkt. Les prévisions d'adultes de retour calculées au moyen des équivalents smolt alevinés comparées au nombre d'adultes de retour identifiés (cf. figure 2 ; 13) laissent supposer une évolution dans le temps et une

répartition similaire en ce qui concerne le taux de capture par rapport aux prévisions pour les stations de contrôle d'Iffezheim et de Gamsheim. De 2006 à 2020, 30,8 % des adultes de retour attendus à Iffezheim et 30,3 % à Gamsheim en moyenne ont été documentés ; les valeurs étaient même encore plus élevées en 2011 et 2012 à Gamsheim qu'à Iffezheim. Les valeurs presque identiques laissent supposer qu'il n'y a pas eu de pertes majeures (dues p. ex. à une mauvaise condition physique des adultes de retour, la navigation fluviale, la prédateur des silures, la pêche) jusqu'en 2020 entre Iffezheim et Gamsheim. À Gamsheim, les chiffres corrélatifs et montrent un nombre d'adultes de retour recensé encore aussi élevé que ce qui serait attendu après soustraction des saumons passant par l'Ill et la Rench à la montaison. Ceci peut être interprété comme un signe que la repérabilité et la franchissabilité du dispositif de montaison de Gamsheim sont assurées et que la mortalité des smolts est plutôt faible au passage d'Iffezheim. Cette évaluation doit toutefois être considérée comme provisoire en raison du monitoring restreint sur plusieurs années et des travaux à Iffezheim, de l'évaluation encore à réaliser des enregistrements vidéo d'Iffezheim (2021-2023) et enfin de la courte chronique (pour l'instant) disponible. Les données indiquent toutefois clairement l'importance d'un monitoring efficace des passes à poisson sur ce site et d'autres dans le Rhin supérieur (télémétrie acoustique). Sur les stations de contrôle, l'utilisation de systèmes d'identification basés sur l'IA, à classer par ordre de priorité par une commission d'experts, est recommandée pour l'évaluation des vidéos. Dans ce cadre, le développement d'un réseau sur les stations de contrôle doit également être intensifié.

Prédateurs : L'influence du silure, du phoque commun/phoque gris et d'autres prédateurs devrait être étudiée au moyen d'analyses avec des « predation tags » (télémétrie acoustique) dans le Haringvliet et sur les barrages en Allemagne et en France. La méthode permet aussi un monitoring de la prédateur indépendamment des barrages/digues/usines hydroélectriques existants et des dangers dus à la navigation fluviale.

Échange d'informations et coopération : Il est indispensable d'améliorer l'échange d'informations sur les blessures. Ainsi, malgré des demandes répétées et l'intervention de la CIPR, la France n'a pas mis à disposition de photos et/ou d'interprétations sur l'état des adultes de retour à Gamsheim. Même si celles-ci ne sont pas représentatives, elles auraient été importantes pour suivre la destinée des poissons documentés à Iffezheim (2022-2024) (cf. annexe I). En raison de l'absence de telles photos, il n'a pas été possible de traiter les questions suivantes :

- ⇒ Combien de poissons intacts, légèrement ou fortement blessés arrivent à Gamsheim ?
- ⇒ Les saumons documentés à Iffezheim subissent-ils des blessures (supplémentaires) pendant le trajet vers Gamsheim ?
- ⇒ Existe-t-il des indices laissant penser que la durée de la migration est affectée par les blessures ?
- ⇒ Comment évoluent les blessures documentées à Iffezheim jusqu'au recensement des poissons à Gamsheim (en particulier les écorchures et infections de la peau et des nageoires) ?

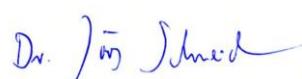
Instauration d'une obligation de déclarer les captures de poissons migrateurs : Les captures de poissons migrateurs devraient être soumises à une obligation de déclaration sur l'ensemble du bassin rhénan. Ces déclarations devraient être transmises aux services de la pêche compétents qui intégreraient les données dans une base de données à établir.

Contrôles de fonctionnement sur la repérabilité et la franchissabilité des dispositifs de montaison :

Dans de nombreuses régions, il est normal de classer des cours d'eau ou des tronçons fluviaux comme étant franchissables après l'installation de dispositifs d'aide à la montaison (DAM) sans aucun contrôle de fonctionnement. Ceci peut se justifier pour des rampes de la largeur du cours d'eau sur des sites sans autres usages (p. ex. une dérivation pour une usine hydroélectrique). Cependant, les ouvrages transversaux sur les grands fleuves (Rhin, Main, Moselle, Neckar etc.) ayant des passes à poissons latérales continuent d'être un obstacle en raison de la repérabilité inévitablement restreinte du DAM, qui ne peut être franchi que par une partie des adultes de retour. Dans ce cadre, plus le débit dans le DAM est faible par rapport à celui du cours principal, plus la repérabilité est limitée. Pour la majorité des petites et moyennes usines connues par les auteurs dans les tronçons court-circuités, il existe un effet d'obstacle dû à un débit réservé insuffisant pour les saumons adultes dans le cours principal (obstacle physique), lequel est encore accentué par un effet d'impasse au point de réinjection de l'eau turbinée (barrière comportementale « débit d'attrait trompeur » dans le chenal d'aval) (voir aussi au chap. 13.2 « Entrée des poissons dans les turbines depuis le bief aval »). Dans tous les cas susmentionnés, quelques ouvrages transversaux suffisent à empêcher toute réintroduction durable du saumon en raison de l'effet cumulatif. Il est donc urgentement recommandé de vérifier la *franchissabilité réelle* des DAM existants au moyen de contrôles de fonctionnement. La nécessité de démanteler les petites usines a déjà été traitée au chap. 13.2 (« Petites usines hydroélectriques »). Un bilan actuel de la continuité devrait être dressé dans une base de données à élaborer.

Monitoring génétique : Le monitoring génétique commun donne des résultats intéressants pour la gestion des saumons. Même si l'étude n'est pas encore terminée, il semblerait que la qualité génétique des poissons d'alevinage agisse sur la survie des smolts. En fonction des cours d'eau, l'âge des alevins semble également avoir un effet sur la survie des saumons. De plus, la NASCO suggère d'abaisser les effets de domestication dans le cadre de réintroductions du saumon. Enfin, le monitoring génétique fournit de premières informations sur l'origine exacte des saumons adultes de retour (cours d'eau alevinés, âge des alevins, souche etc.) Pour cette raison, ce monitoring doit être poursuivi de manière ciblée et où cela est nécessaire. Il convient de continuer de vérifier si les centres de stabulation de saumons géniteurs et les lots de saumons d'alevinage sont adaptés sur le plan génétique. Le nombre d'adultes de retour dans le Rhin pouvant être utilisés comme géniteurs reste faible. Dans les prochaines années également, il sera donc inévitable de faire grandir des géniteurs en salmoniculture. Les effets de domestication devraient ici être autant que possible évités. La fécondation des œufs avec des spermes cryoconservés de poissons laités sauvages devraient donc être poursuivie, voire introduite partout en cas de succès (un essai est en cours en Suisse). Ceci permettrait de limiter nettement les effets de domestication. Il est indispensable d'accompagner ces mesures par des études génétiques pour en garantir la qualité.

Au nom du consortium « ARGE Salmo »,



(Dr. Jörg Schneider)

13. Références bibliographiques

- ABT, K.F., HOYER, N., KOCH, L. & D. ADELUNG, D. (2002): The dynamics of grey seals (*Halichoerus grypus*) off Amrum in the south-eastern North Sea - evidence of an open population. - *J. Sea Res.*, 47: 55-67.
- ALLEN, P.J., AMOS, W., POMEROY, P.P. & TWISS, S.W. (1995): Microsatellite variation in grey seals (*Halichoerus grypus*) shows evidence of genetic differentiation between two British breeding colonies. - *Mol. Ecol.* 4: 653– 622.
- AMARAL, S.V.; WATSON, S.M.; SCHNEIDER, A.D.; RACKOVAN, J & BAUMGARTNER, A. (2020): Improving survival: injury and mortality of fish struck by blades with slanted, blunt leading edges, *Journal of Ecohydraulics*, 5:2, 175-183, DOI: 10.1080/24705357.2020.1768166
- ANDERSON, S.S. (1992): *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) – Kegelrobbe. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Vol. 6/II. Akad. Verlagsges., Wiesbaden: 97–115.
- AQUABIOS (2017): Genetische Untersuchung der Sieglachse – Rückkehrer, Saison 2015 Monito- ringstationen Siegburg (Sieg) und Troisdorf (Agger). - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.
- AQUABIOS (2023): Koordiniertes genetisches Monitoring Rheinlachs – Teilbereich Schweiz – Zwischenbericht 2023. - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt und Aargau.
- AREVALO, E., MAIRE, A., TÉTARD, S., PRÉVOST, E., LANGE, F., MARCHAND, F., JOSSET, Q. & DROUINEAU, H. (2021): Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? - *Proc. R. Soc. B* 288: 20211882. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>
- AQUAPLUS (2021): Fischschutz Hochrhein – Massnahmen bei Hitzeereignissen. Fachbericht zum best-practice Handbuch. Pilotprojekt F.13 im Rahmen des Pilotprogrammes zur Anpassung an den Klimawandel. 56 S. und Anhang A–E
- ARMSTRONG, J.D., KEMP, P.S., KENNEDY, G.J.A., LADLE, M. & MILNER, N.J. (2003): Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. - *Fisheries Research* 62 (2003) 143–170.
- AUFLEGER, M. (2019): FishProtector - Informationen zu einem wirksamen hybriden Fischschutz- und Fischleitsystem. – Rundschreiben der Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Wasserbau, 6 S.
- BAKER, P.J., BOITANI, L., HARRIS, S., SAUNDERS, G. & WHITE, P.C.L. (2008): Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. - *Mammal Rev.* 38, 123–166.
- BAKER, M. R., & SCHINDLER, D. E. (2009): Unaccounted mortality in salmon fisheries: non-retention in gillnets and effects on estimates of spawners. *Journal of Applied Ecology* 46:752–761.
- BALAZIK, M.T., K.J. REINE, A.J. SPELLS, C.A. FREDRICKSON, M.L. FINE, G.C. GARMAN & S.P. McLNINCH (2012): The potential for ship interactions with adult sturgeon in the James River, Virginia. - *North American Journal of Fisheries Management* 32: 1062-1069.
- BANKS, J.W. (1969): A review of the literature on upstream migration of adult salmonids. *J. Fish Biol.* 1: 85-136.
- BARTON B.A. (2002): Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. - *Integ. Comp. Biol.*, 2002 Jul;42(3):517-25. doi: 10.1093/icb/42.3.517.
- BASS, A., HINCH, S., CASSELMAN, M., BETT, N., BURNETT, N., MIDDLETON, C. & PATTERSON, D. (2018): Visible gill-net injuries predict migration and spawning failure in adult sockeye salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 147:1085–1099, 2018.
- BATEMAN, A.W., PEACOCK, S.J., CONNORS, B., POLK, Z., BERG, D., KRKOŠEK, M. & MORTON, A. (2016): Recent failure to control sea louse outbreaks on salmon in the Broughton Archipelago, British Columbia. - *Can J Fish Aquat Sci* 73:1164–1172.
- BENITEZ, J.P. &ERRAUD, A., DIERCKX, A., F. D'HALLUIN, ANTIPINE, S., RENARDY, S., NZAU MATONDO, B., KESTEMONT, P., OVIDIO, M. (2022): Rapport final annuel 2022 au Service Public de Wallonie (DGARNE/DNF-SP) de la Subvention 2021-2022 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse. Université de Liège et Université de Namur, 118 pp.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

CIPR (2004a): Rhin & Saumon 2020 - Programme de réimplantation des poissons migrateurs dans l'hydrosystème rhénan. - Commission Internationale pour la Protection du Rhin (ed.), Coblenza, 31 p.

CIPR (2004b): Impact des usines hydroélectriques des affluents du Rhin sur la dévalaison des poissons migrateurs. - Commission Internationale pour la Protection du Rhin - rapport CIPR n° 140, 8 p.

CIPR (2007): Saumon 2020 – Mise à jour du programme de protection et de réintroduction des poissons migrateurs. – Commission Internationale pour la Protection du Rhin (ed.), Carte mise à jour en 2007.

CIPR (2013): Présentation de l'évolution des températures de l'eau du Rhin sur la base de températures mesurées et validées de 1978 à 2011. – rapport CIPR n° 209, Coblenza, 29 p.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

GILLSON, J.P., BASIC, T., DAVISON, P.I. et al. (2022): A review of marine stressors impacting Atlantic salmon *Salmo salar*, with an assessment of the major threats to English stocks. – Rev. Fish Biol. Fisheries 32, 879–919 (2022).
<https://doi.org/10.1007/s11160-022-09714-x>

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

KREITMANN L. (1932). La vitesse de nage des poissons. - Bull. Français Pêche Pisciculture 53: 145-1 80.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

WEIHS, P.; TRIMMEL, H.; FORMAYER, H. *et al.* (2015): Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. - Institut für Meteorologie, Department für Wasser, Atmosphäre, Umwelt, Universität für Bodenkultur. <https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81400/weihs/Pr%C3%A4sentation%C3%96WAVSymposium10022015.pdf> (download 3.10.2023, 16:00)

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

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

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

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

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

Glossaire

Δh : Différence de hauteur (p. ex. entre des barrages ou des bassins dans les passes à poissons)

m/s : Vitesse en mètre par seconde (ici : vitesse du courant ou de nage)

m³/s : Mètre-cube par seconde (ici : volumes d'eau)

1 HM : Saumon de petite taille retournant en eau douce après un seul hiver en mer (saumon d'un hiver ou madeleineau)

2 HM : Saumon de moyenne taille retournant en eau douce après deux hivers en mer (saumon ayant passé deux hivers en mer)

3 HM : Saumon de grande taille retournant en eau douce après trois hivers en mer (saumon ayant passé trois hivers en mer)

Alevin : Poisson juvénile dans les premiers mois de sa croissance depuis l'éclosion jusqu'au stade de tacon (anglais : *fry*)

Anadrome : Se dit d'une espèce dont la reproduction et la phase juvénile se déroulent en eau douce et la phase adulte en mer (exemple : saumon, truite de mer, grande alose, lamproie marine, esturgeon).

CA : Classe d'âge (CA 0+ = < 1 an ; CA 1+ = < 2 an ; CA 2+ = < 3 an ; etc.)

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer

DAM : Dispositif de montaison

Equivalents smolt : Méthode de conversion des efforts de repeuplement ajustée au sein de la CIPR. Cette méthode doit permettre de représenter de manière standardisée les mesures d'alevinage exécutées à différents stades de vie (depuis l'oeuf jusqu'au smolt dévalant), les taux de survie étant variables sur le terrain en fonction du développement et de la taille des poissons.

Hiver en mer : Durée de la phase marine (salmonidés)

Homing (anglais) : « Retour au gîte », capacité des saumons adultes à retrouver leur rivière natale dans le cadre de la migration de frai

Hybride : Croisement de deux espèces ; ici : saumon et truite

Juvénile : Jeune poisson (stade de vie correspondant à la phase de croissance en eau douce chez les espèces anadromes)

Madeleineau : voir 1 HM

Métapopulation : Groupe de populations ou de sous-populations procédant entre elles à des échanges génétiques (le plus souvent restreints)

Migration : Montaison ou dévalaison

Milieu intersticiel : Système d'interstices du radier graveleux alimenté en courant, dans lequel se déroule la phase de croissance des œufs et des larves vésiculées des poissons frayant sur gravier (entre autres le saumon et la truite de mer)

NEAC : Commission de l'Atlantique Nord

PFA : Abondance estimée avant pêche (PFA = *Pre-Fishery Abundance*)

Poisson erratique (anglais: *strayer*) : Poisson adulte en cours de montaison qui ne remonte pas dans sa rivière d'origine mais dans un autre cours d'eau (dans le cas du saumon, il s'agit le plus souvent de rivières géographiquement proches de son site d'origine) ou de saumons de pisciculture échappés

Poisson laité : Poisson mâle

Poisson œuvé : Poisson femelle

Population : Peuplement constituant une unité de reproduction autonome et dont l'échange génétique avec d'autres populations reste faible

Post-smolt : Saumons juvéniles migrant après le passage de l'eau douce à l'eau salée (transformation de smolt à post-smolt)

Potamodrome : Se dit d'une espèce effectuant l'intégralité de son cycle de vie en eau douce ; elle peut migrer au sein du milieu fluvial (par exemple la truite fario)

Prédateur : Se dit d'un organisme capturant des proies vivantes pour s'en nourrir

Salmonidés : Famille de poissons comprenant entre autres le saumon atlantique, le saumon pacifique, les truites, le huchon)

Saumon PHM : Saumon ayant passé « Plusieurs Hivers en Mer », grand saumon de retour ayant passé deux à trois, voire dans de rares cas quatre années (hivers) en mer

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

Smolt : Juvénile de salmonidé de robe argentée après la métamorphose (« smoltification » : transformation du tacon en smolt) survenant entre la 2ème et la 4ème année. Le smolt dévale en direction de la mer le plus souvent au printemps

Sous-population : Peuplement constituant une unité de repeuplement peu isolée et en échange génétique avec des sous-populations voisines au sein d'une même population

Tacon : Jeune saumon de 1 à 3 ans avant la smoltification ; sa robe est similaire à celle de la truitelle.

Usine : Usine hydroélectrique de production d'électricité

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

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

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

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

Appendix I Photo documentation

A. Allocation of injuries to returnees

Collisions with ship propellers

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



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



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



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



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



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



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



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

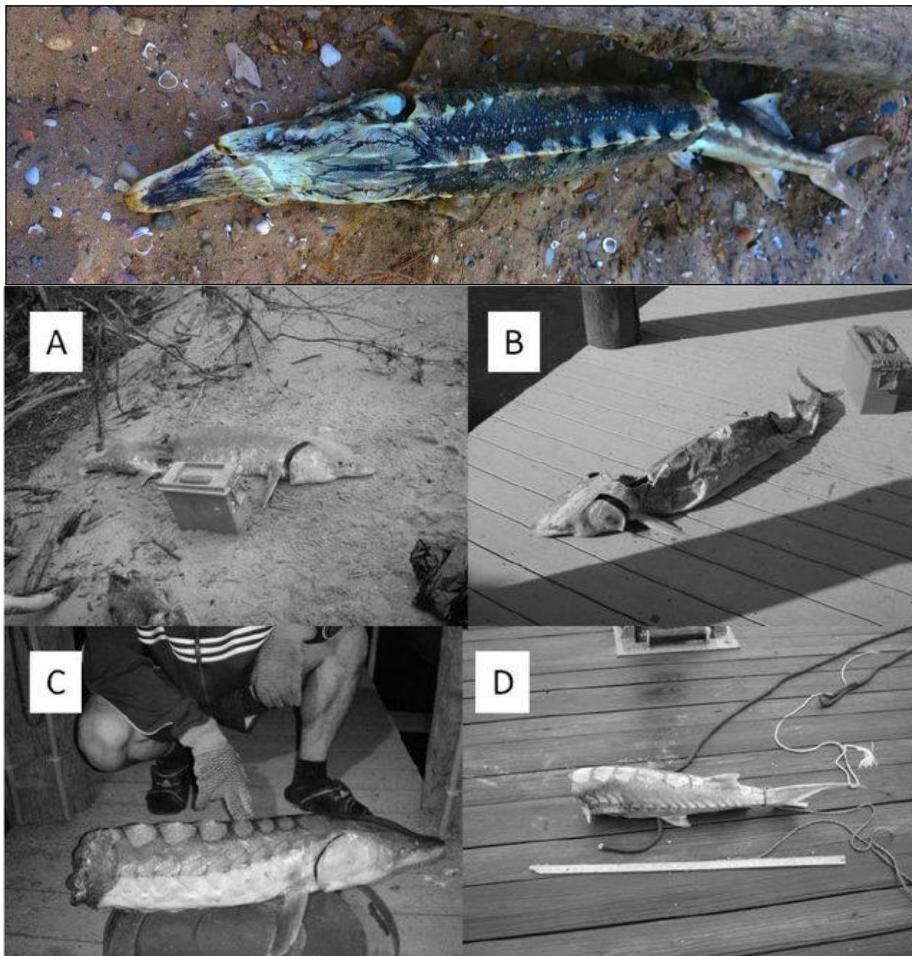


Fig. A8: Top: Stellate sturgeon, 120 cm, found dead in the Rhine near Oestrich-Winkel during the low water phase in July 2018. Two partial severings are conspicuous, in the nose area and on the tail at the level of the anal fin (photo: Anonymous). Below: Injuries caused by ship propellers on sturgeons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



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

Bite injuries caused by catfish

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



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

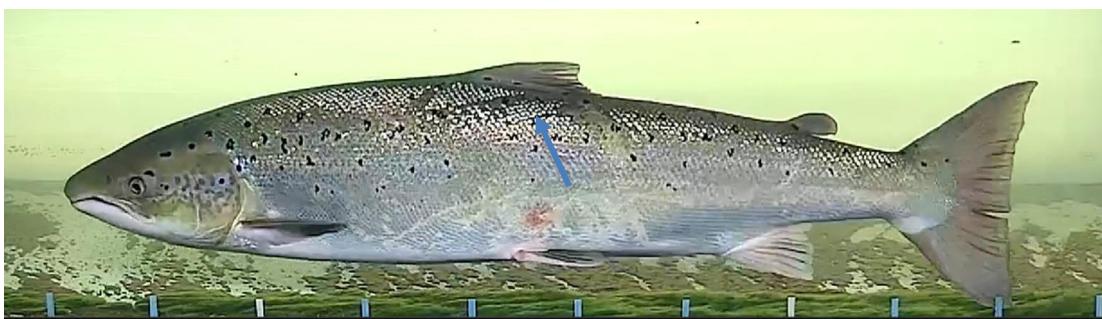
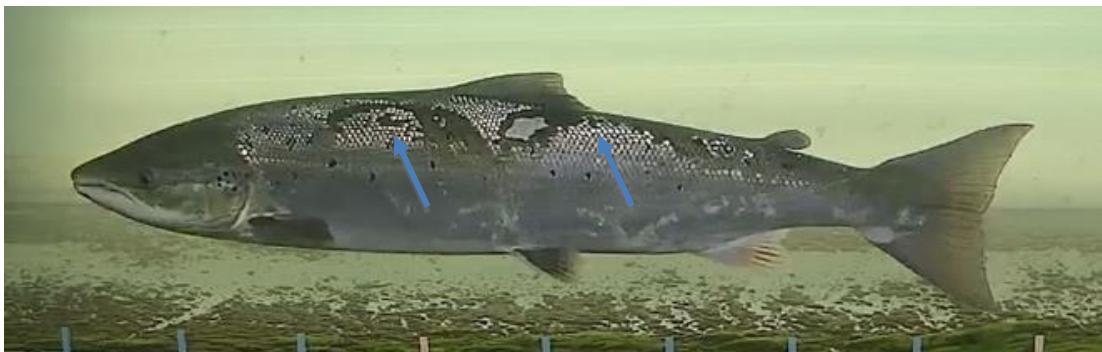


Fig. A11: Traces of catfish bites, Iffezheim fish pass: top: Salmon male approx. 80 cm with two bite marks (30.5.2021); bottom: Salmon, male approx. 90 cm (23.4.2023) (photos: ST. THEOBALD).

Injuries caused by harbour seals and grey seals

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



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

Fishing (net and trap catches, handling)

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



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

Hydropower turbines (*Tailrace Mortality*)

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



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

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



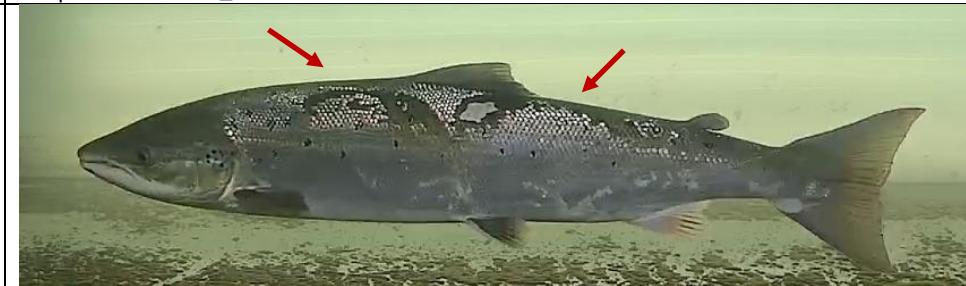
Fig. A15: Sea trout from the river Main, recovered from the rake cleaner at the Kostheim hydropower turbine shortly before it died (the injury may have occurred at the Eddersheim hydropower turbine, which is located next upstream) (photo: J. SCHNEIDER).

Catfish as ship propeller victims

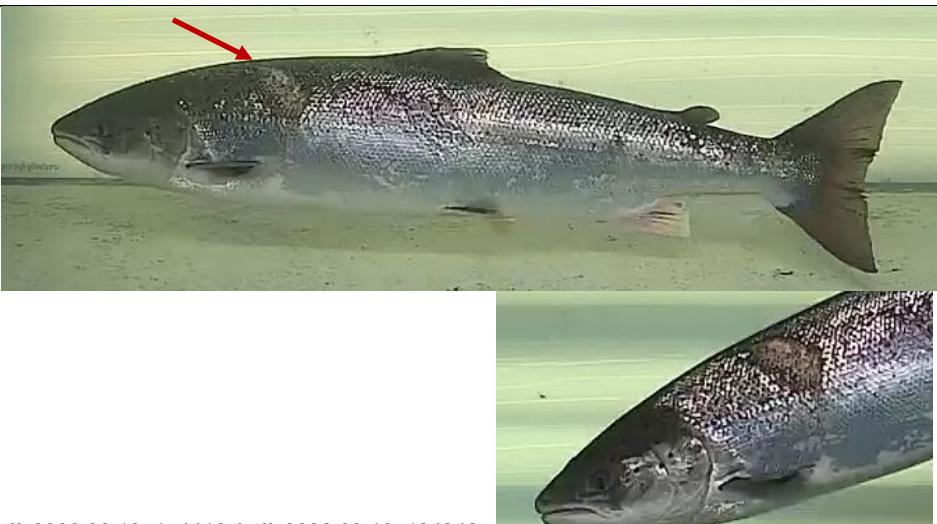


Fig. A16: Catfish after collisions with propellers: top: Live catch from the headwater (backwater area) of the Kostheim hydropower plant (Main), January 2024 (photos: BFS); bottom: find from the Rhine near Oestrich in 2019 (photo: ANONYMUS)

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

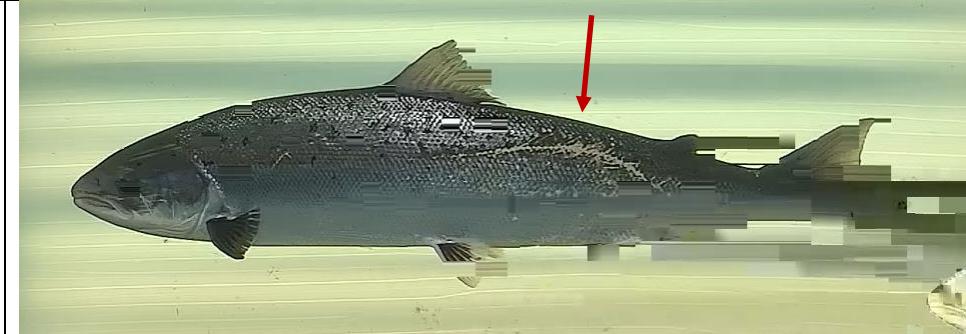
2021							
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	© Document photos
Iff.	2021	10.05.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Minor abrasions/scale loss above anal fin Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T  SnapShot-20210510_122252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

2022

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

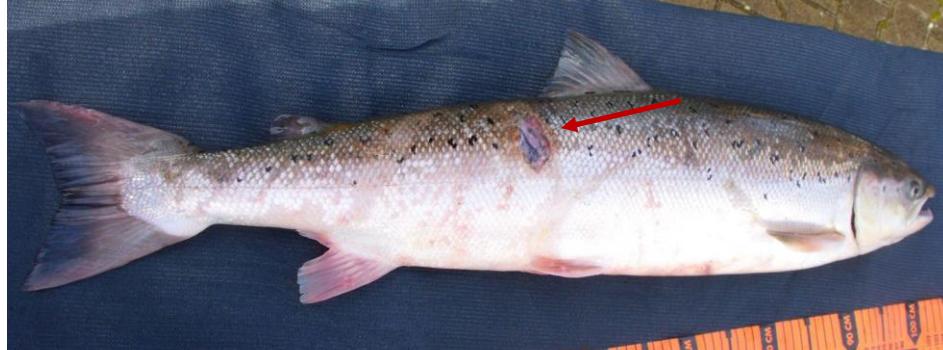
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions/scale loss in the rear body area, also tail peduncle (arrow) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Handling?</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	 Iff_2022.03.18_184150
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 85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

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

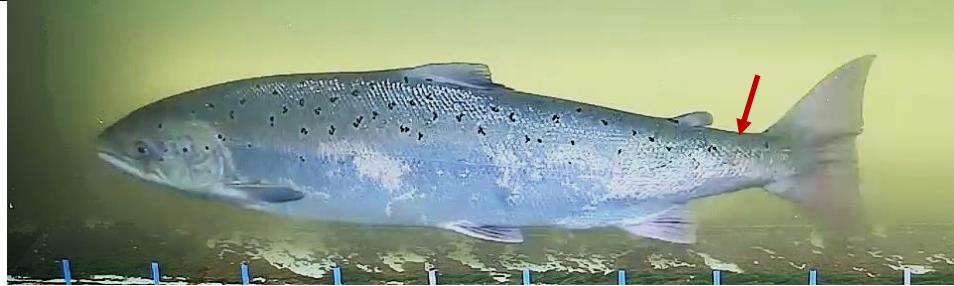
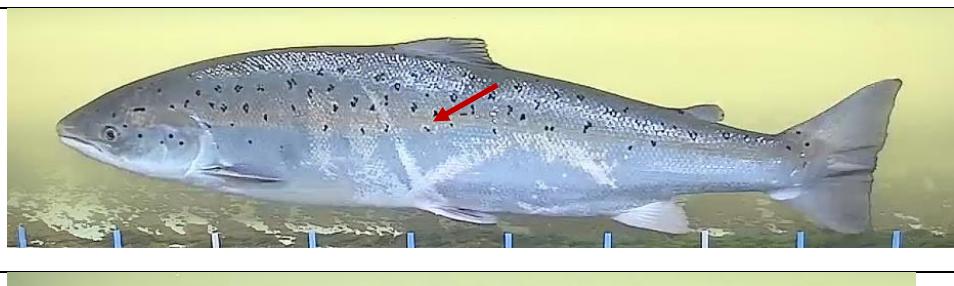
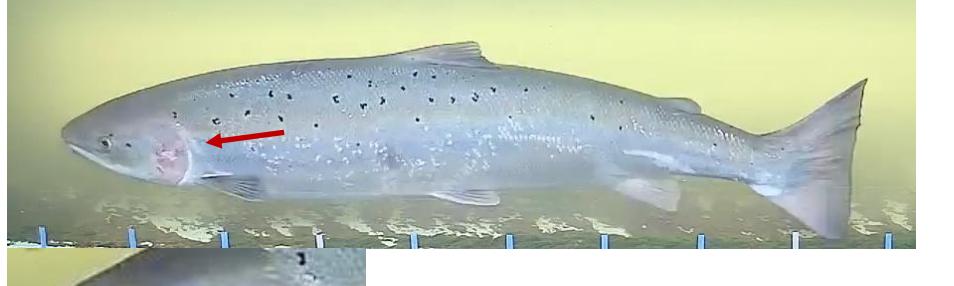
Iff.	2022	20.03.	Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Linear, narrow, slightly curved abrasion in the rear body area, Skull: intact Fins: intact (anal and caudal fin not recognisable)</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	 Iff_2022.03.20_190712 & Iff_2022.03.20_190717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

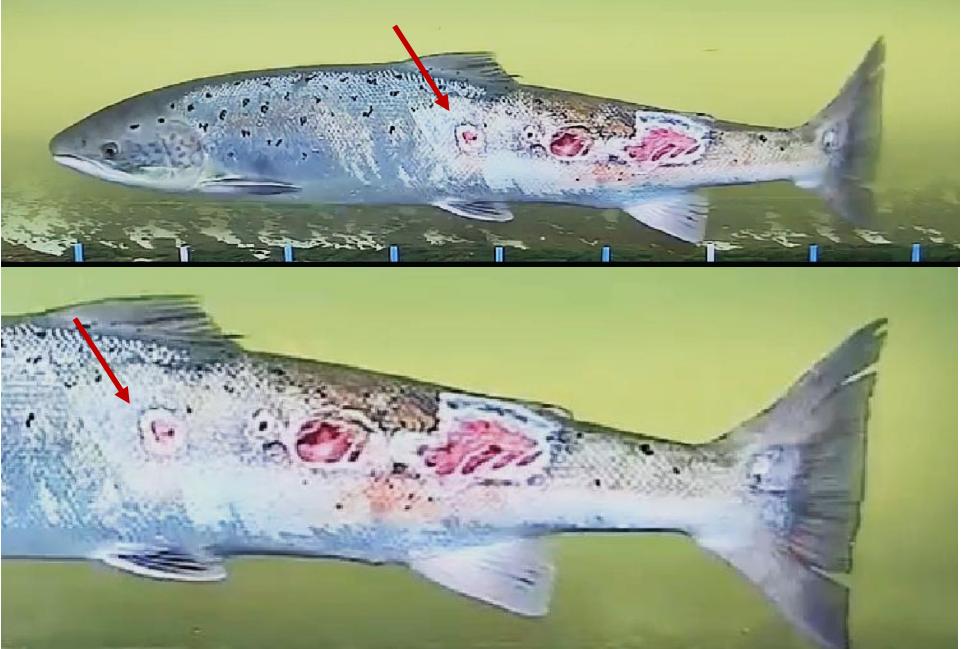
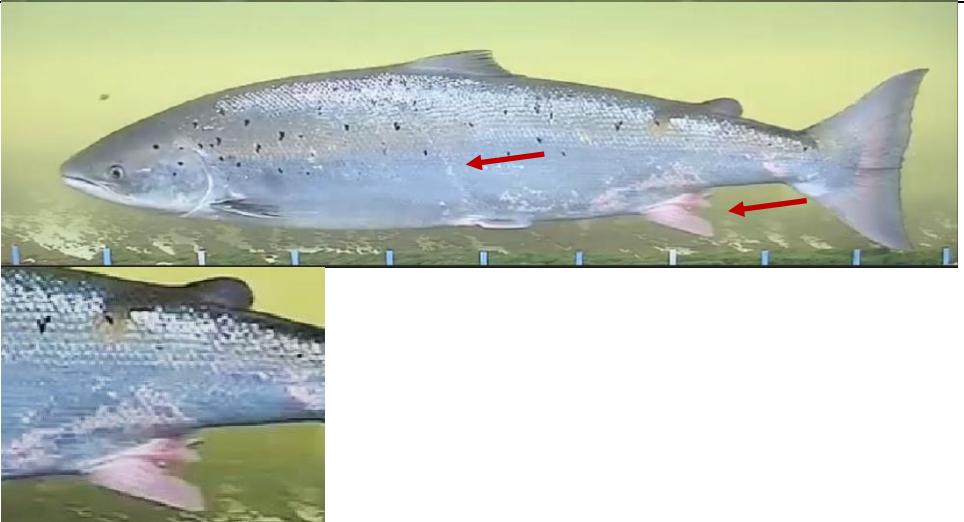
Gam	2022	25.11.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ 95 cm Two large, crescent-shaped abrasions at the top (arrows) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: 2 (!) catfish bites</u> <u>(Catfish approx. 160-200 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T																																			
					<p>Result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

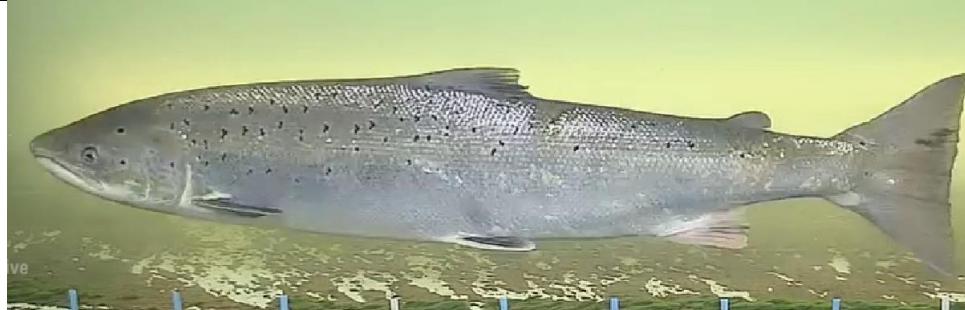
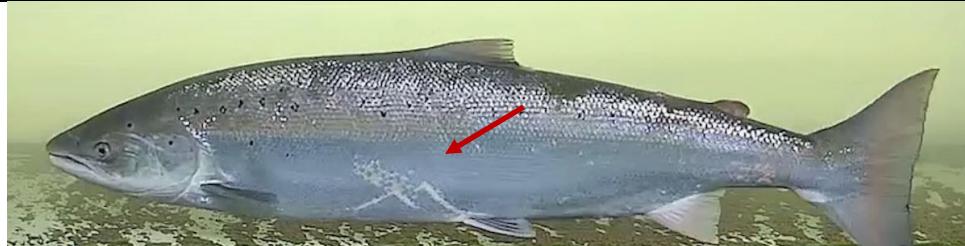
2023

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

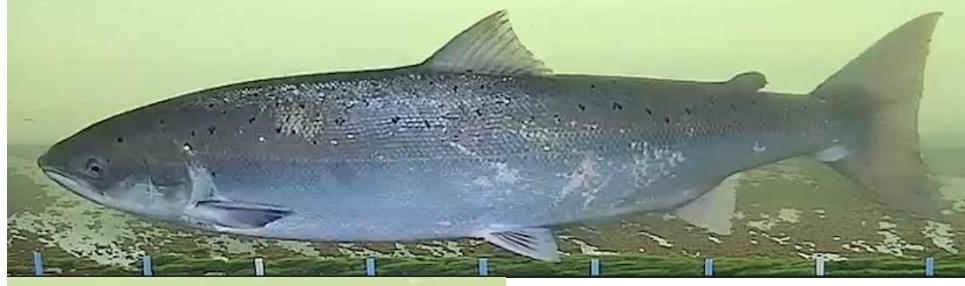
Iff.	2023	22.02.	catch	Salmon 6043	1	<p>Salmon ♀ ? cm Localised abrasion/scale loss Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (reuse?)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T		
Iff.	2023	13.03.	catch	Salmon 6039	1	<p>Salmon sex? cm ? Crescent-shaped abrasion and further loss of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

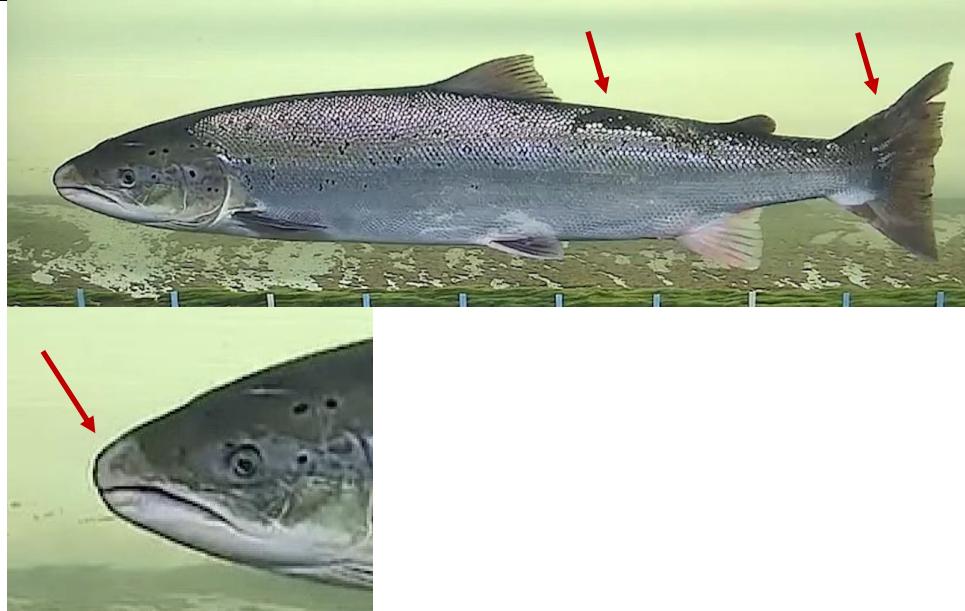
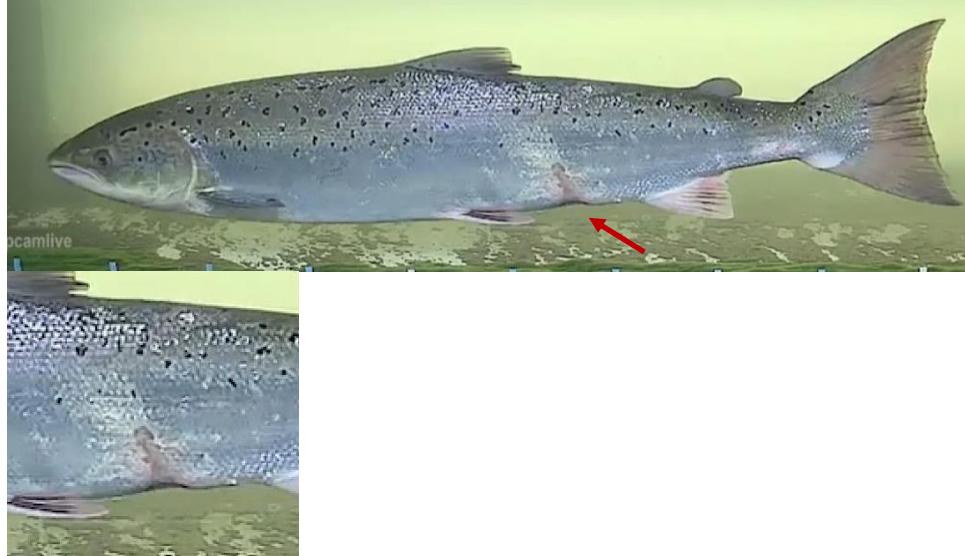
Iff.	2023	15.03.	11:00 - 11:30	Salmon ID 1	1	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm Severe abrasion/scale loss behind pectoral fin to tail peduncle. Significant loss of scales on the caudal peduncle ("grip marks"?) Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (handling?)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely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

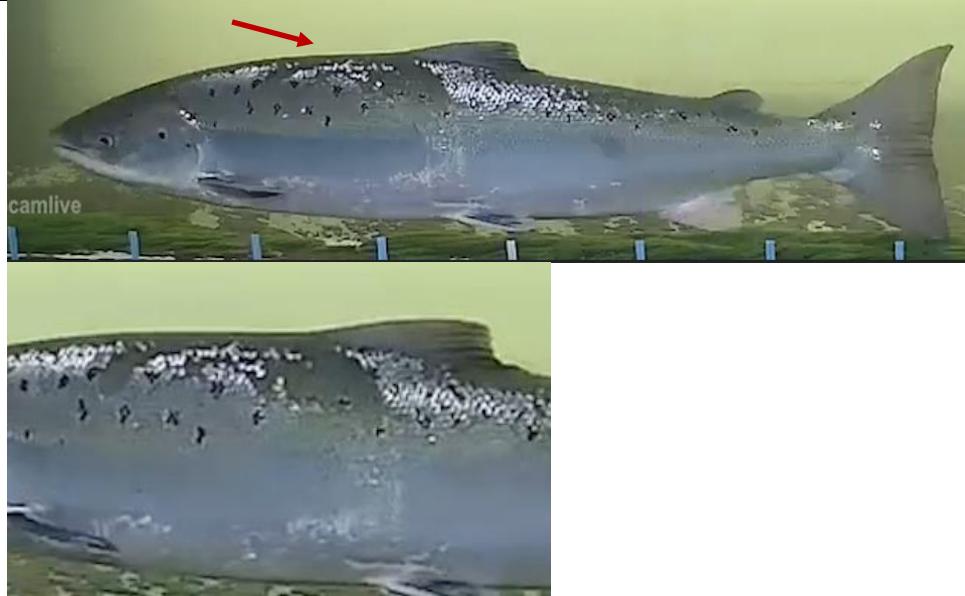
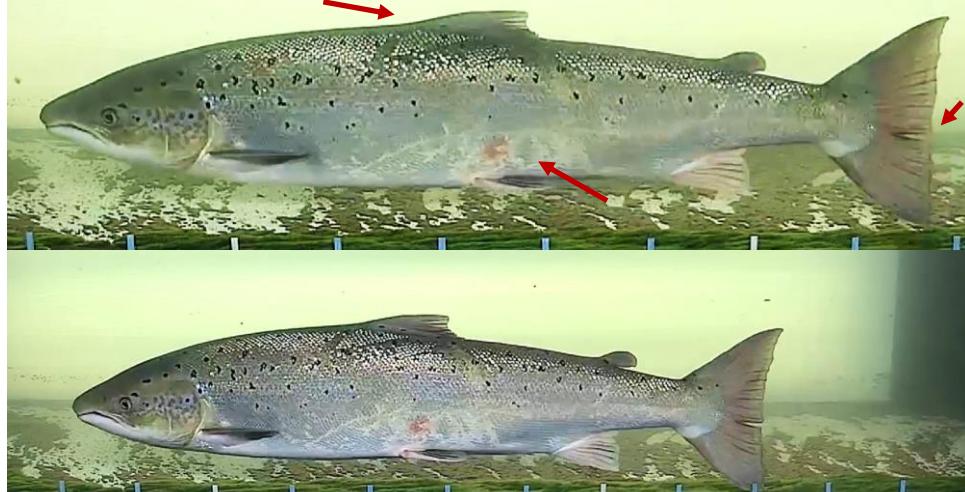
Iff.	2023	17.03.	17:43 - 20:31	Salmon ID 4	1	<p>Salmon ♀ approx. 80 cm Abrasions/loss of scales between pectoral fin and dorsal fin (claw marks?). 3 injuries, 2 of them severe and deep in the rear third of the body. Skull: intact Fins: caudal fin torn in 2 places, others intact</p> <p><u>Cause: unknown;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

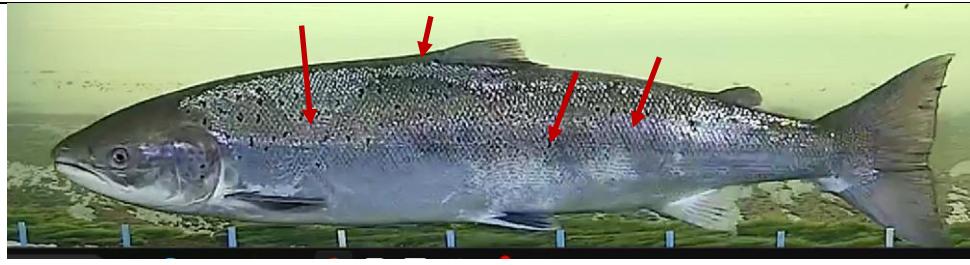
Iff.	2023	20.03.	12:41 - 17:00	Salmon ID 6	1	<p>Salmon ♂ approx. 82 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: tip of snout slightly injured, otherwise intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (older)</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	23.03.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

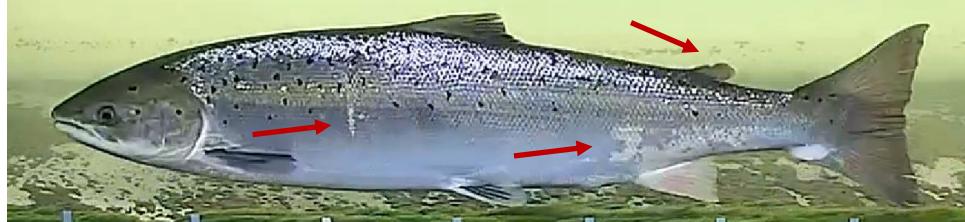
Iff.	2023	26.03.	18:14	Salmon ID 10	1	<p>Salmon ♀ approx. 78 cm Claw-shaped, parallel = non-overlapping abrasions. Skull: intact Fins: caudal fin torn at the top, others intact</p> <p><u>Cause: Harbour seal/ grey seal</u></p> <p>Survival to spawning: rather yes</p>	S T	
Iff.	2023	27.03.	16:22 - 16:56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

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

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

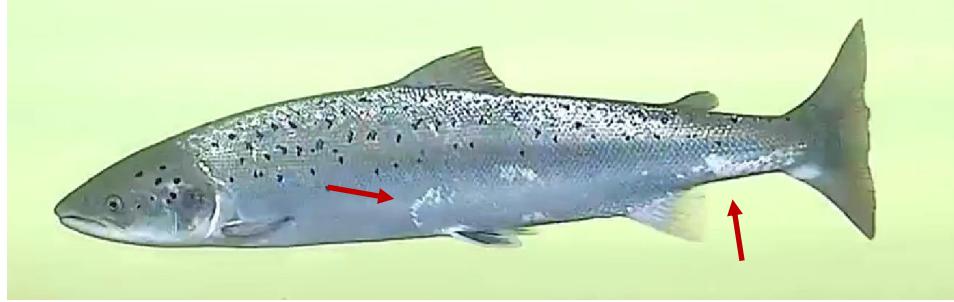
Iff.	2023	18.04.	15:49 - 16:42	Salmon ID 17	1	<p>Salmon ♀ approx. 70 cm Large, crescent-shaped abrasion between head and dorsal fin Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish bite</u> <u>(Catfish size approx. 160 - 180 cm)</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2023	23.04.	10:21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

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

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

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

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

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

Iff.	2023	16.05.		Salmon	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm Injury on the lower caudal peduncle, skin completely missing on approx. 4 x 8 cm Wound probably fresh - no fungal infection visible yet Skull: intact Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p>	S T		SnapShot-20230516_185010_1 & SnapShot-20230516_185018_2																																	
					<p>Result evaluation Iffezheim Spring 2023: Salmon</p> <table border="1" data-bbox="707 913 1089 1071"> <thead> <tr> <th></th> <th>n</th> <th>2023</th> <th>Prozent</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>4</td> <td></td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>9</td> <td></td> <td>30,0</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>13</td> <td></td> <td>43,3</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>4</td> <td></td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Σ</td> <td></td> <td>30</td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p>Audited until 16 May 2023 Uninjured 3 of 30 (incl. damage caused by the cleaner)</p> <p>Expected loss due to damage: 56.7 %</p>		n	2023	Prozent	No injury	4		13,3	Minor injury	9		30,0	Significant injury	13		43,3	Serious injury	4		13,3	Σ		30			<p>Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2023, in per cent (n= 30)</p>  <table border="1" data-bbox="1179 1071 1852 1365"> <thead> <tr> <th>Injury Class</th> <th>Percentage</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>No injury</td> <td>13,3</td> </tr> <tr> <td>Minor injury</td> <td>30,0</td> </tr> <tr> <td>Significant injury</td> <td>43,3</td> </tr> <tr> <td>Serious injury</td> <td>13,3</td> </tr> </tbody> </table>	Injury Class	Percentage	No injury	13,3	Minor injury	30,0	Significant injury	43,3	Serious injury	13,3	
	n	2023	Prozent																																							
No injury	4		13,3																																							
Minor injury	9		30,0																																							
Significant injury	13		43,3																																							
Serious injury	4		13,3																																							
Σ		30																																								
Injury Class	Percentage																																									
No injury	13,3																																									
Minor injury	30,0																																									
Significant injury	43,3																																									
Serious injury	13,3																																									

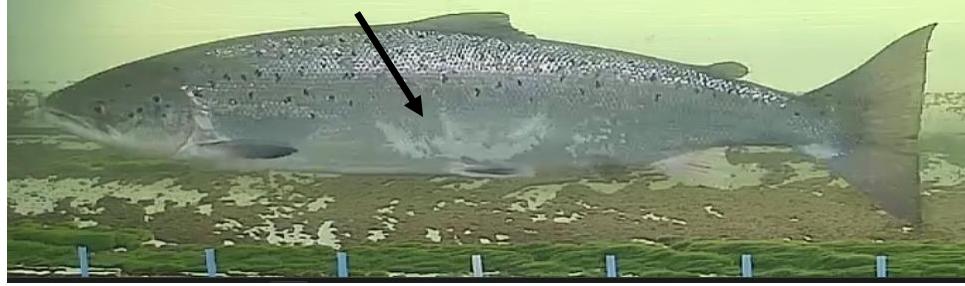
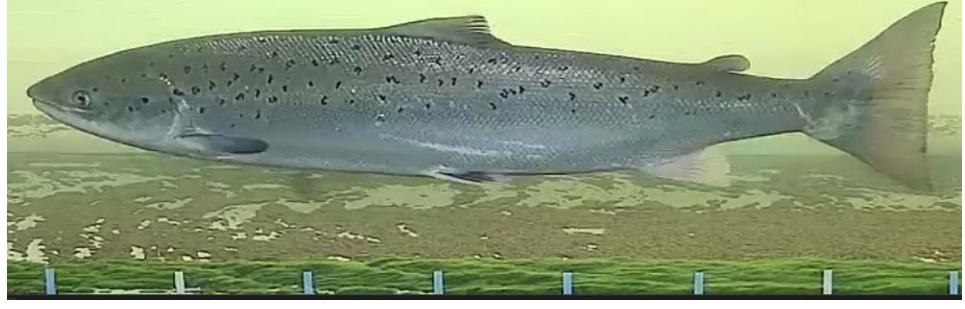
other migratory fish 2023								
Iff	2023	07.05.		Allis shad Alosa 1	1	<p>Allis shad approx. 45 cm</p> <p>Extensive loss of scales posterior half of the body up to the open wound, fresh</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: unknown (catfish?)</u></p> <p> Survival to spawning: excluded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

2024

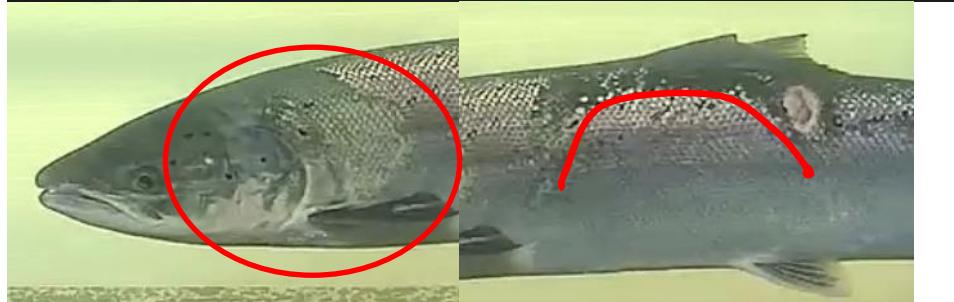
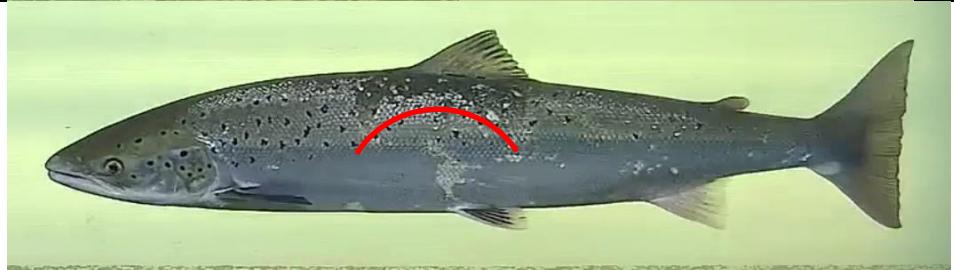
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2024	12.02.	10:40	Salmon ID 01	1	<p>Salmon ♀ 89 cm</p> <p>Extensive abrasions, open wound on the right flank Skull: slight abrasions on the snout and scratches on the head Fins: Dorsal fin injured</p> <p><u>Cause:</u>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

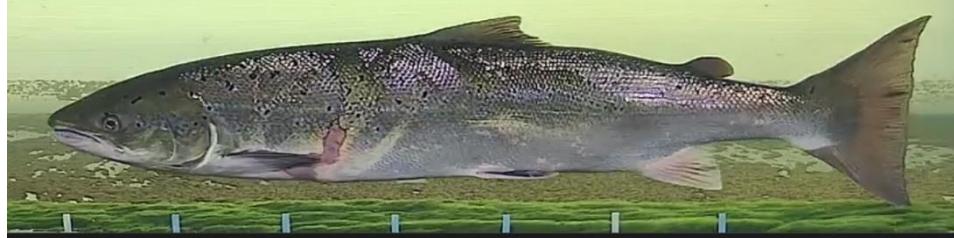
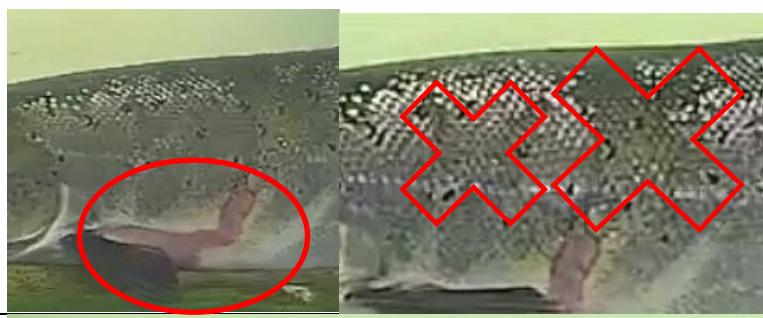
Iff.	2024	17.02.	16:00	Salmon ID 03	0	<p>Salmon ♀ approx. 85 cm</p> <p>Slight loss of scales</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause:</u> -</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T	
Iff.	2024	20.02.	11:46	Salmon ID 04	0	<p>Salmon ♀ 93 cm</p> <p>Slight loss of scales</p> <p>Skull: slight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

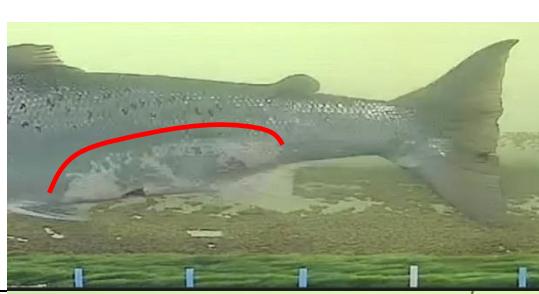
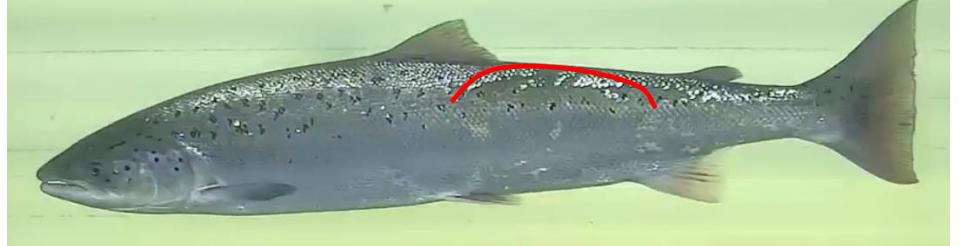
Iff.	2024	11.03.	9:14	Salmon ID 06	0	<p>Salmon ♀ approx. 75 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> -</p> <p>Survival to spawning: yes</p>	S T
Iff.	2024	23.03.	15:11	Salmon ID 07	0	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>slight abrasions on the abdomen</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: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

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

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

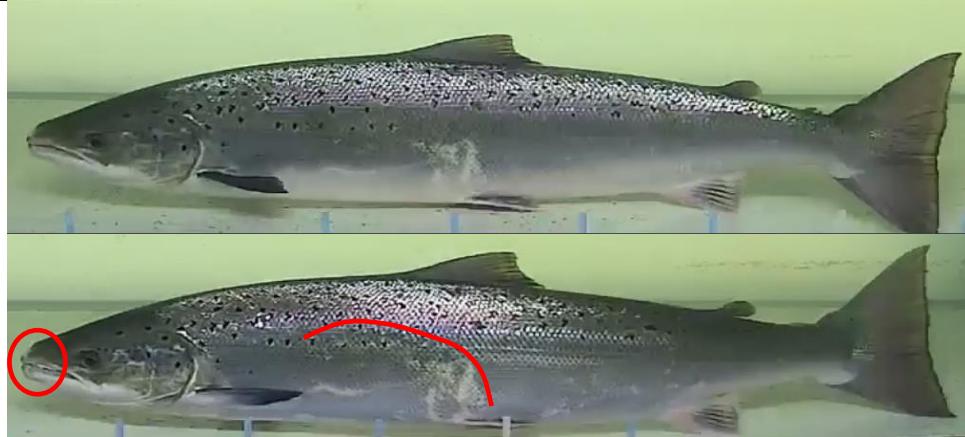
Iff.	2024	11.04.	15:05	Salmon ID 15	1	<p>Salmon ♂ approx. 80 cm</p> <p>Catfish bite and open wound (infection of the wound?), extensive abrasion behind the head</p> <p>Skull: Abraded gill cover? Fins: Dorsal fin injured <u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival to spawning: very unlikely</p>	S T	 
Iff.	2024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

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

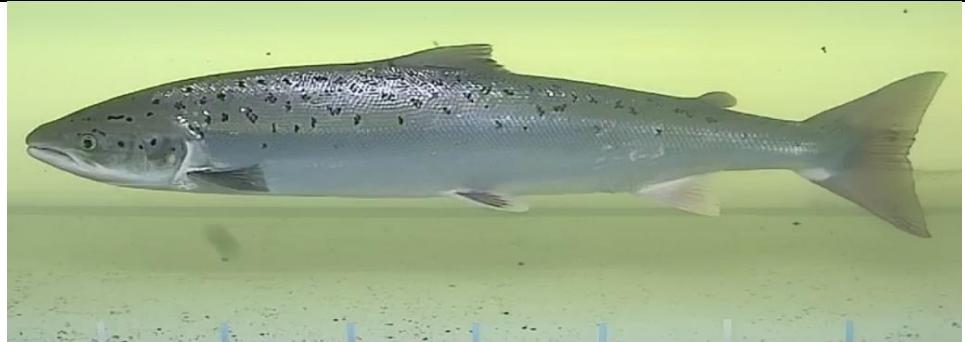
Iff.	2024	17.04.	18:23	Salmon ID 19	1	<p>Salmon ♀ approx. 90 cm</p> <p>Abrasions in the area of the anal fin (catfish bite)</p> <p>Skull: badly injured (mouldy?) Fins: intact <u>Cause: Catfish?</u></p> <p>Survival to spawning: unlikely</p> <p>Turned round in the fishway and did not swim out of the fishway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

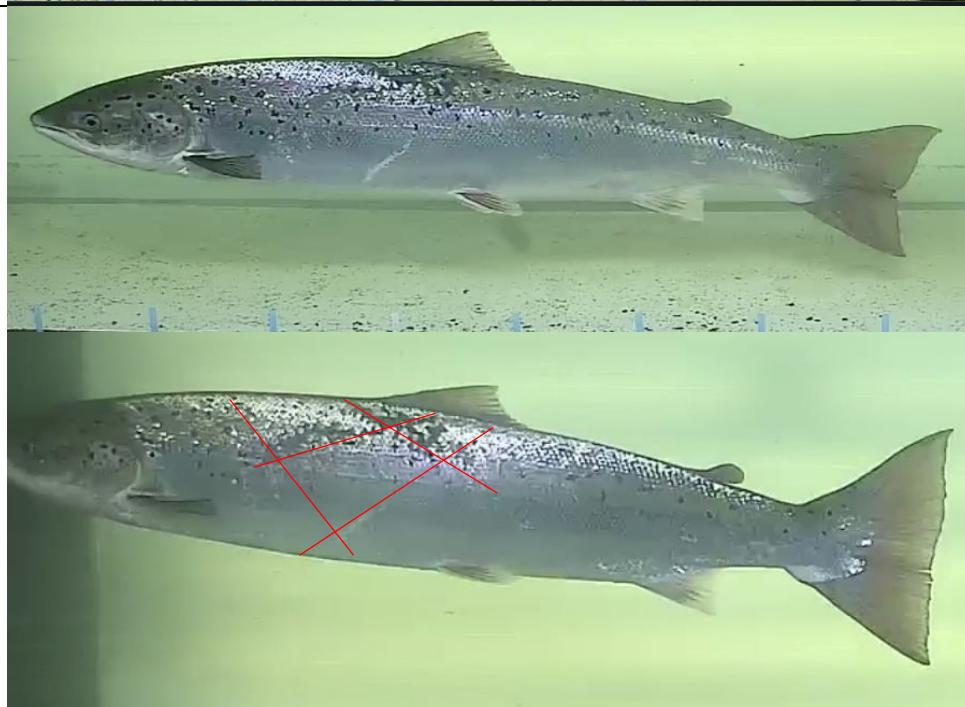
Iff.	2024	25.04.	10:02	Salmon ID 21	1	<p>Salmon ♀? approx. 80 cm</p> <p>Abrasions over the entire flank</p> <p>Skull: intact</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	25.04. & 27.04. & 28.04.	10:23 & 20:49 & 11:41	Salmon ID 22	1	<p>Salmon ♂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

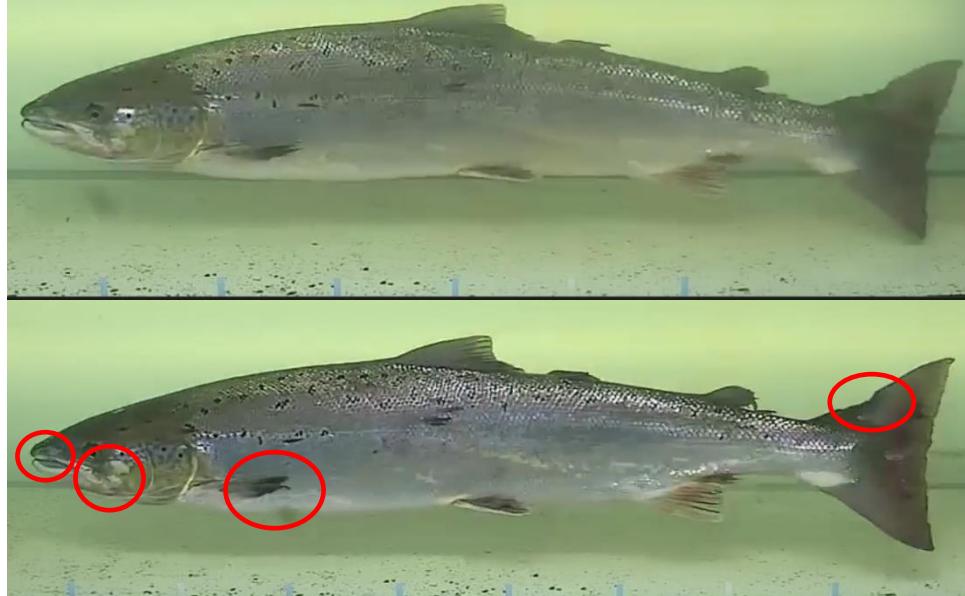
Iff.	2024	25.04.	13:04	Salmon ID 23	0	Salmon ♀ approx. 70 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	25.04.	13:37	Salmon ID 24	0	Salmon ♀ approx. 95 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	26.04. & 27.04.	10:46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

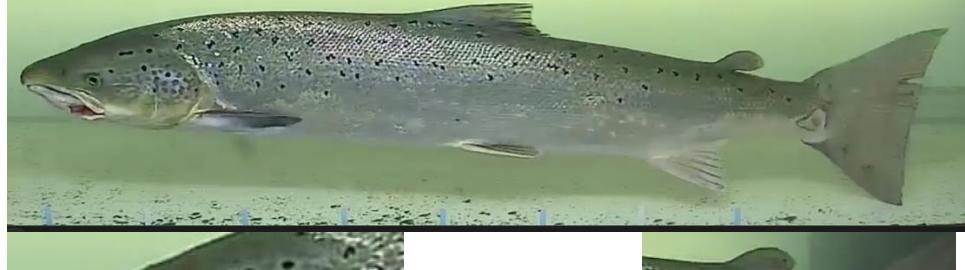
Iff.	2024	29.04.	20:43	Salmon ID 26	1	<p>Salmon ♂ approx. 85 cm</p> <p>Abrasions on the belly (catfish bite)</p> <p>Skull: snout injured</p> <p>Fins: intact</p> <p><u>Cause: Catfish</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	29.04. & 30.04.	21:15 - 23:04 & 00:28 - 08:56	Salmon ID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

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

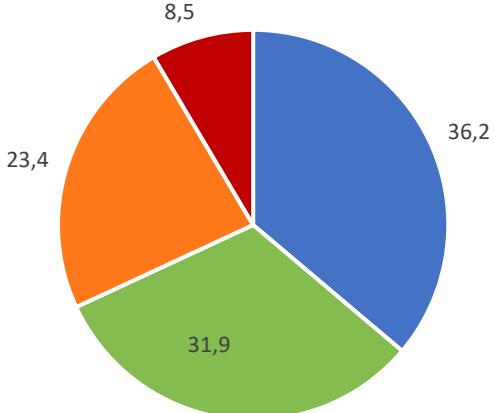
Iff.	2024	08.05.	20:14	Salmon ID 33	1	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Abrasions all over the body Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u></p> <p>Survival until spawning: unlikely</p>	S T	
Iff.	2024	09.05.	18:49	Salmon ID 34	0	<p>Salmon ♂ approx. 75 cm</p> <p>Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -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

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

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

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

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

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

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

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

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

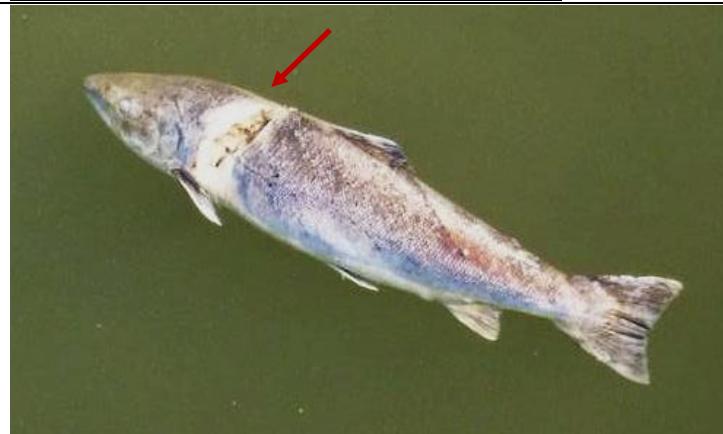
Location	Year	Day	Spec.	Evaluation / Assessment	Document photos
<u>Zaltbommel</u> <u>Waal</u>	2023	30.5.	Salm on	Collision with ship propeller (head missing)	 © T. vd Acker
<u>Ridderkerk -</u> <u>Crezéepolder</u> <u>e.o. (ZH) nahe</u> <u>Lek</u>	2023	14.03.	Salm on	Collision with ship propeller	 Observer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

Zandvoort - strand zuid (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2022	3.11.	<u>Salm on</u> [Mis-identified as <i>Salmo trutta trutta</i>]	Injury to the gill cover presumably caused by birds, loss of scales through handling/net?	 A photograph of a dead salmon lying on a dark, sandy surface. The fish is oriented horizontally, showing its dark dorsal side and lighter ventral side. There is a visible injury to its gill cover, appearing as a dark, irregular area on the left side of its head.	<p>Observer. Nico Van den Broeck https://waarneming.nl/observation/258784778/</p>
<u>Heesselt - Heesseltsche Uiterwaarden West (GE), Waal</u>	2022	24.7.	Salm on TL ca. 60 cm	Collision with ship propeller	 A photograph of a dead salmon lying on a sandy beach. The fish is oriented diagonally, showing its dark dorsal side and lighter ventral side. There is a significant injury to its rear, where the tail and part of the body are severed, suggesting it was hit by a ship's propeller.	<p>Observer Otto Brinkkemper https://waarneming.nl/observation/250173288/</p>

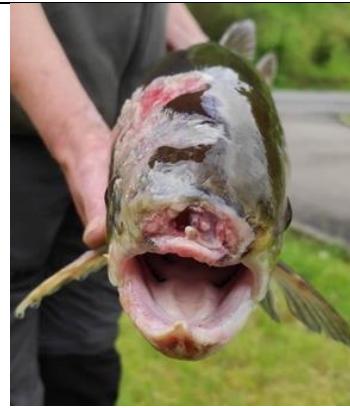
Voorne Duin - Groene Punt e.o. (ZH), outside Europoort Rotterdam	2022	13.2.	Salm on	Cause probably net due to bruising in the chest area and injury to the caudal fin	 Observer Jeroen Willemsen https://waarneming.nl/observation/233788461/
Loevestein (GE) Waal	2020	8.6.		Collision with ship propeller (spinal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

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

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

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

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

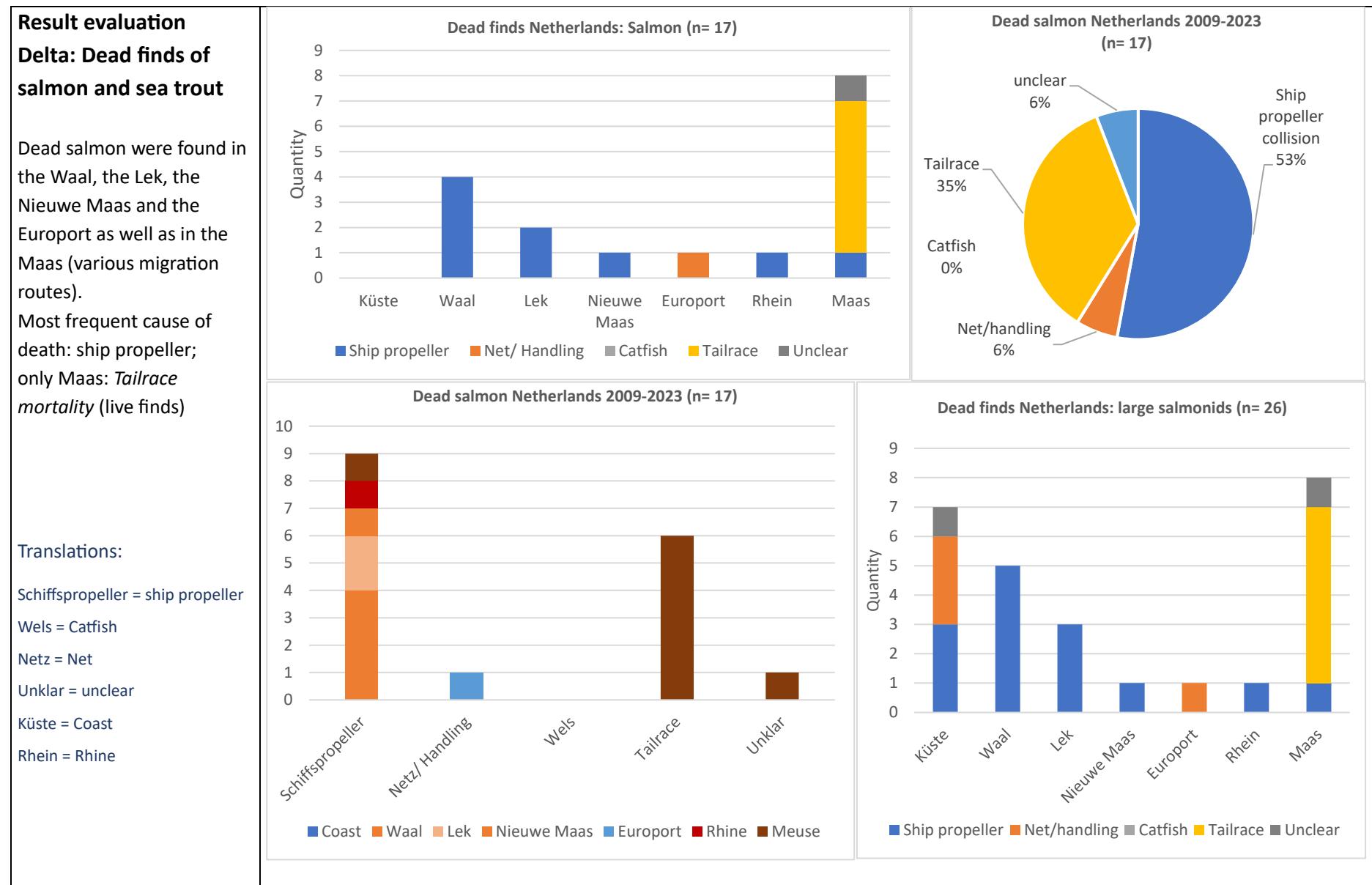
Meuse	?	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Sportvisserij Nederland
Meuse	?	?	Salm on	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater		© Y. NEUS
Lek - Streefkerk (ZH), Lek	2011	20.4.	?	Salm onid Species affiliation doubtful TL approx. 75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

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

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

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

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



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



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

ANNEX II Data tables, illustrations & supplementary texts

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

3.3.1 Salmon Coordination Unit 1 Upper Rhine/High Rhine²

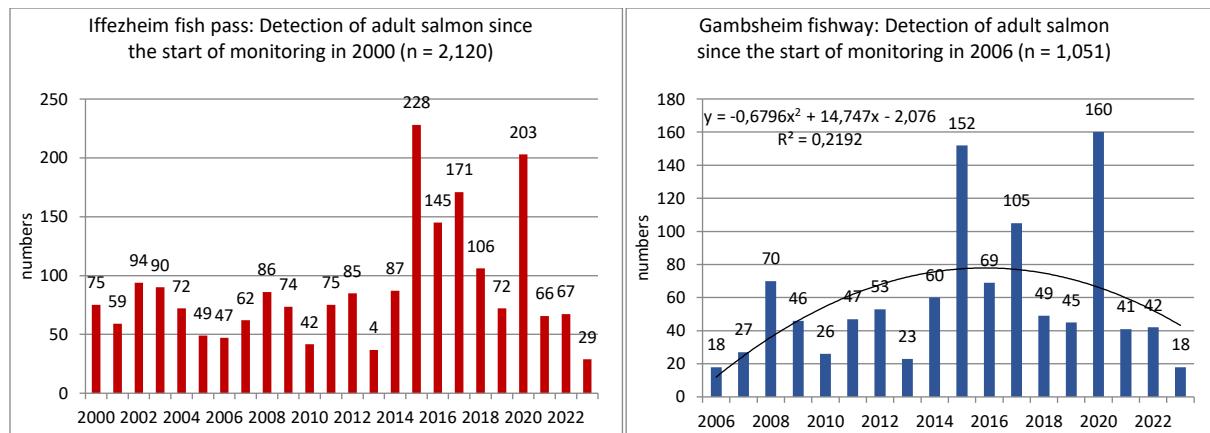


Fig. A1: Salmon returnee numbers in Iffezheim (corrected values) and Gamburgsheim

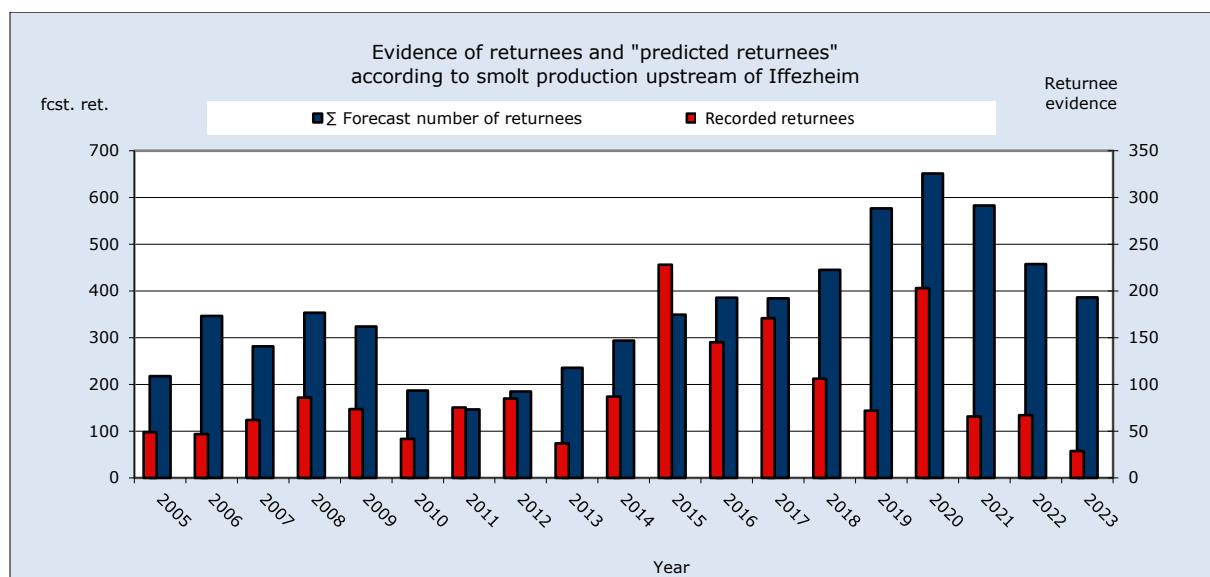


Fig. A2: Iffezheim: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort upstream of Iffezheim. The catch percentage decreases since year 2015.

¹ According to ICPR statistics as at 29 January 2024

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

3.3.2 Salmon Coordination Unit 2 Middle Rhine

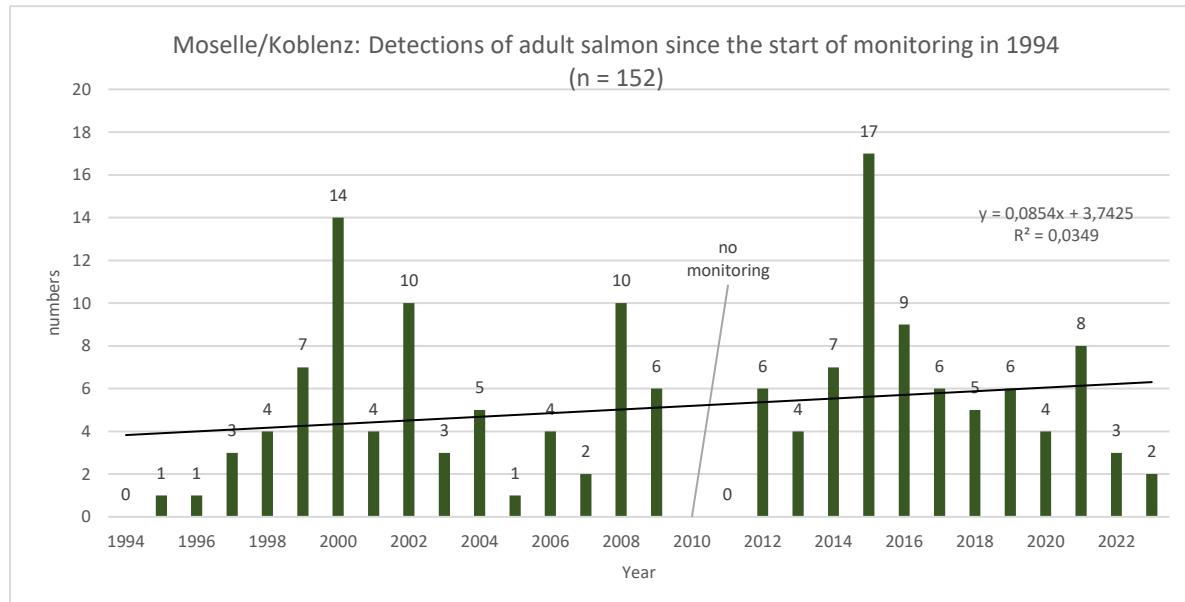


Fig. A3: Salmon returnee numbers in the Moselle (Koblenz). A modern fish pass was built in 2010, therefore no monitoring was carried out in 2010 and limited monitoring was carried out in 2011

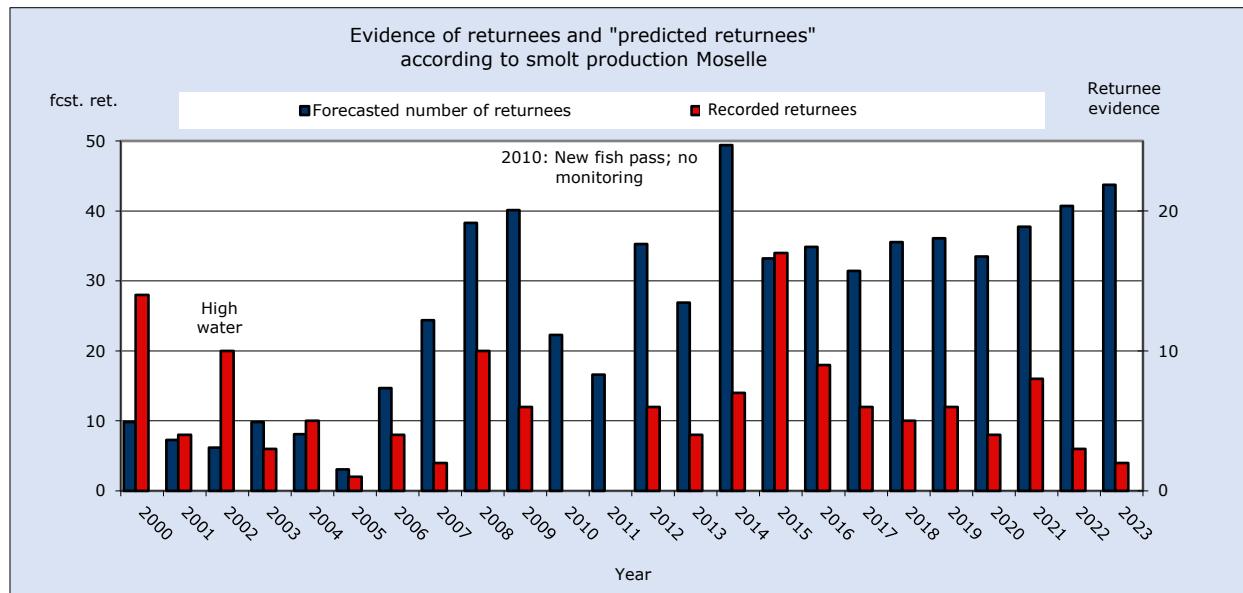


Fig. A4: Moselle: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort

3.3.3 Salmon Coordination Unit 3 Lower Rhine/Delta Rhine

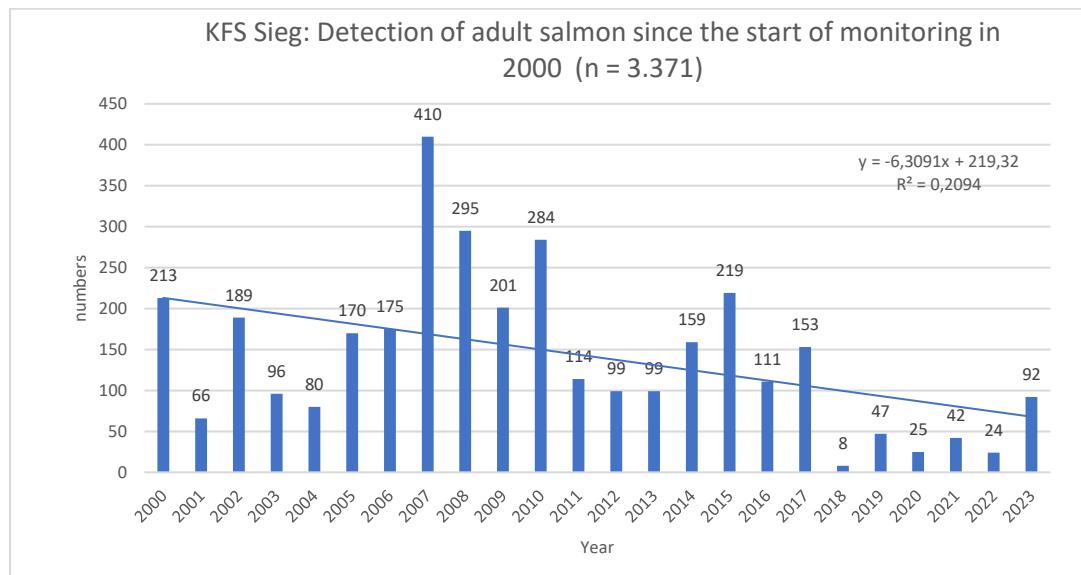


Fig. A5: Number of salmon returning to the KFS Sieg (Data: LANUV) (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

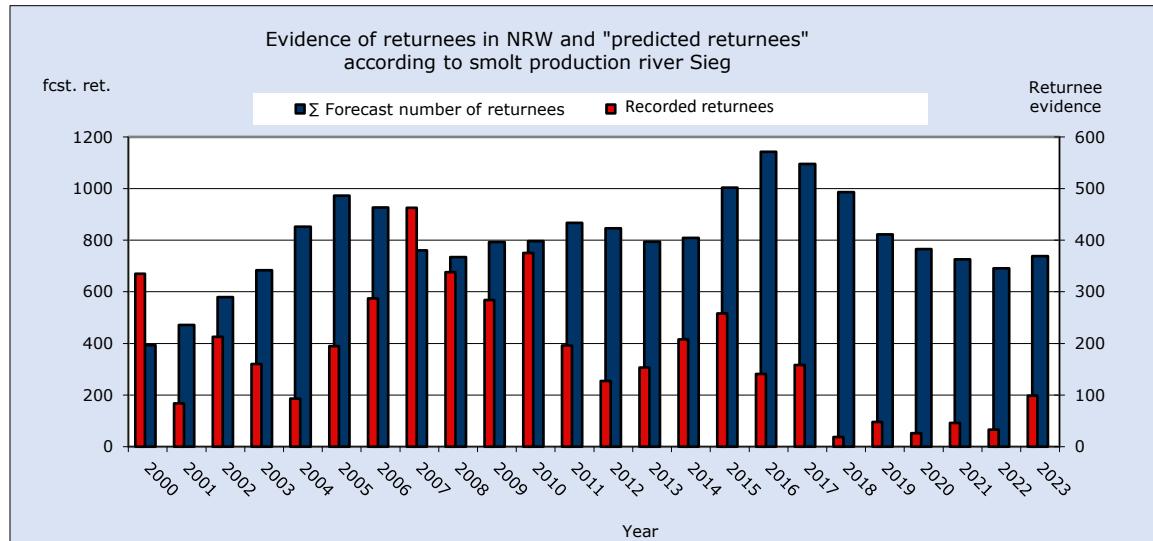


Fig. A6: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) KFS Sieg according to stocking effort upper Sieg system (without Agger and other tributaries downstream of the KFS). The proportion of recorded returnees is declining since 2007. (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

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

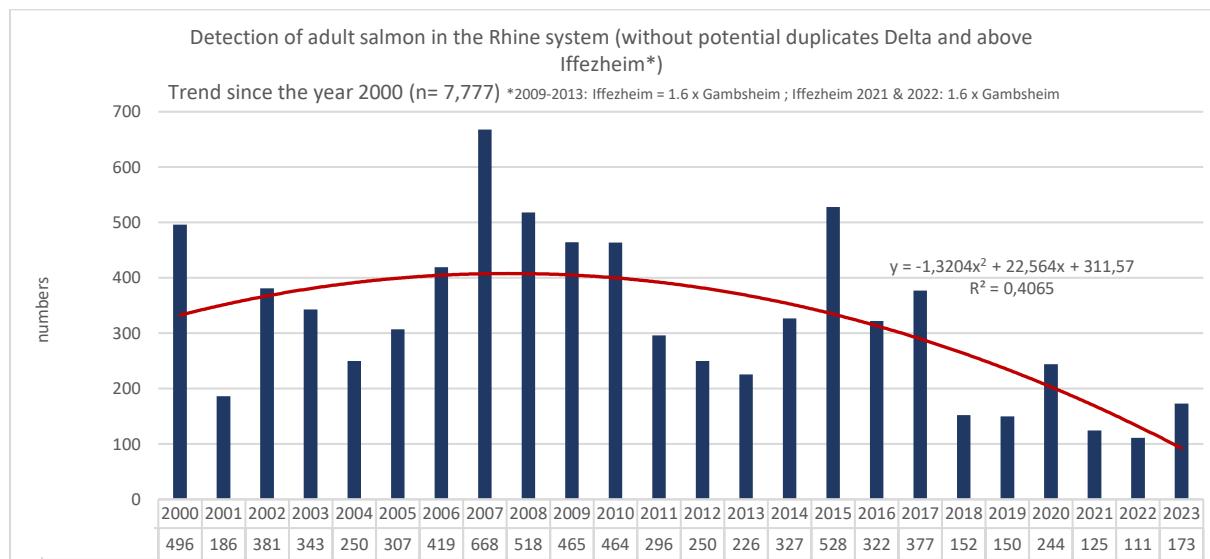


Fig. A7: Salmon returnee statistics, time series 2000 to 2023 (corresponds to the start of operations of the monitoring stations Iffezheim and KFS Buisdorf/Sieg); polynomial trend line.

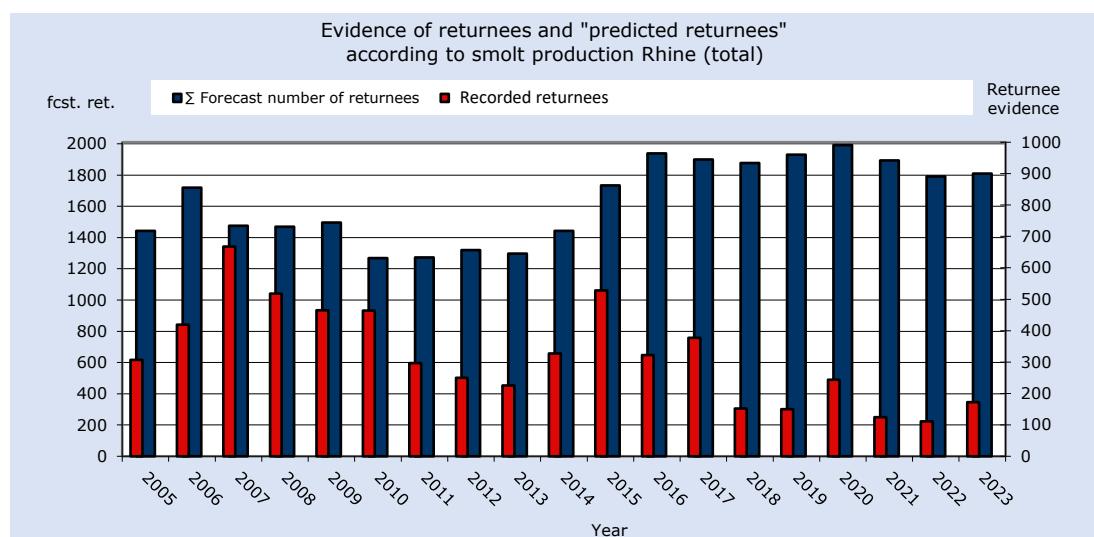


Fig. A8: Recorded returnees in the Rhine system and "expected returnees" (forecast) according to total stocking effort in the Rhine system

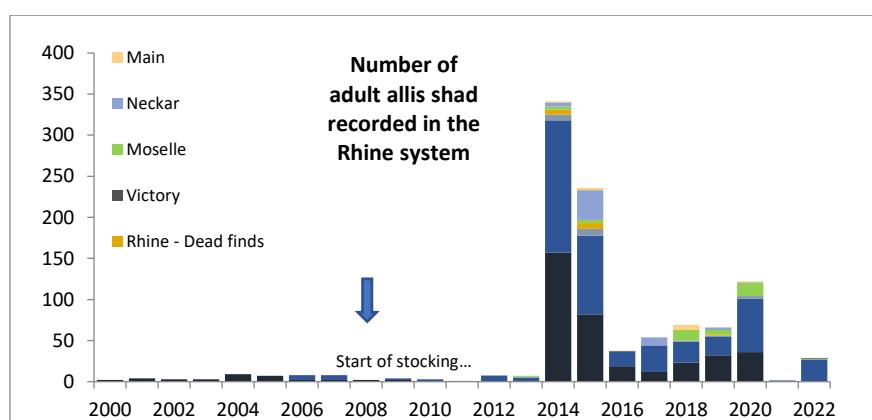


Fig. A9: Recorded allis shad returning to the Rhine system. The start of the stocking measures (with a total of several million larvae) dates back to 2008 (arrow) (data: A. SCHARBERT).

4.5 Other rivers and regions

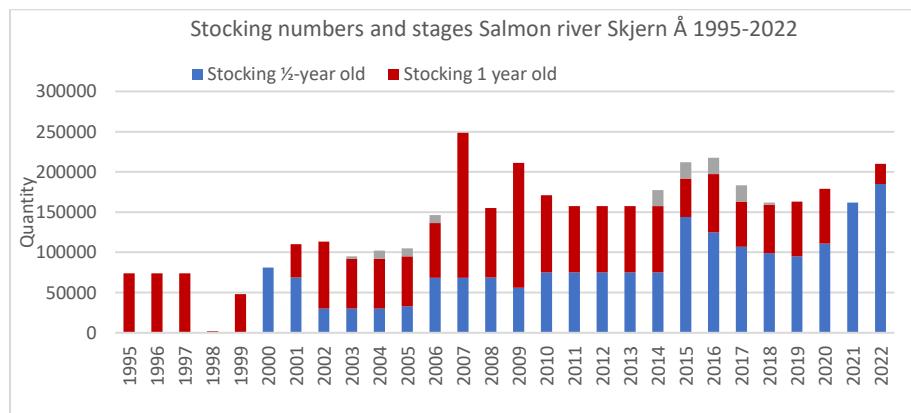


Fig. A10: Salmon stocking numbers and stocking stages in river Skjern Å

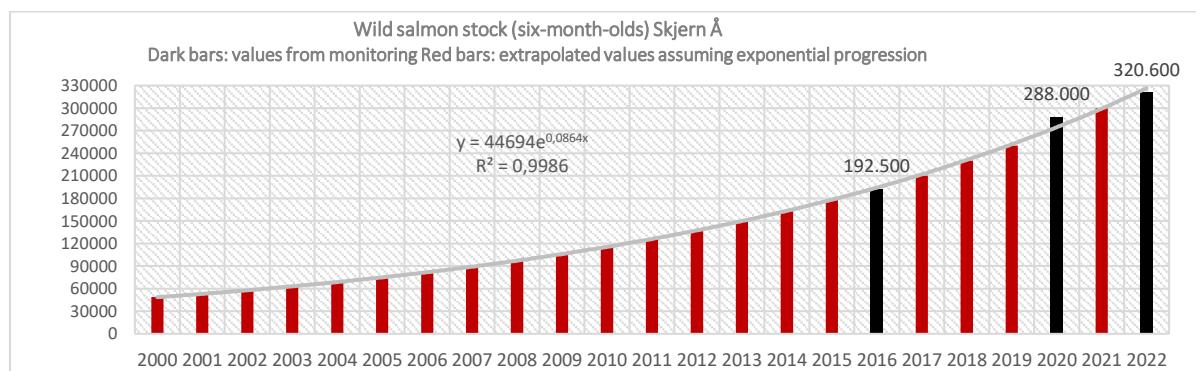


Fig. A11: Projected number of six-month-old wild salmon in Skjern Å

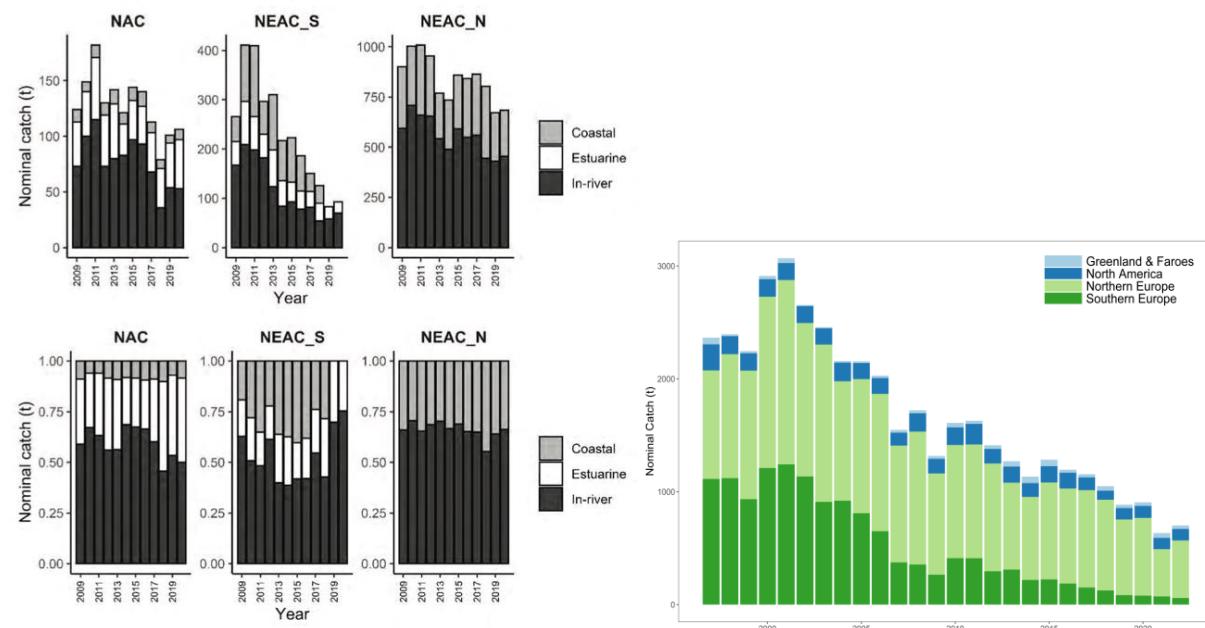


Fig. A12: **Left:** Upper panel - Nominal catches (tonnes rounded fresh weight) in coastal, estuarine and inland fisheries for the NAC area (2009-2020) and for the NEAC North (NEAC_N) and South (NEAC_S) areas (2009-2020). Bottom - Percentage of nominal catches in coastal, estuarine and inland fisheries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

5.1.2 European catfish (*Silurus glanis*)

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

5.1.4 Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)

Harbour porpoises as predators

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

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

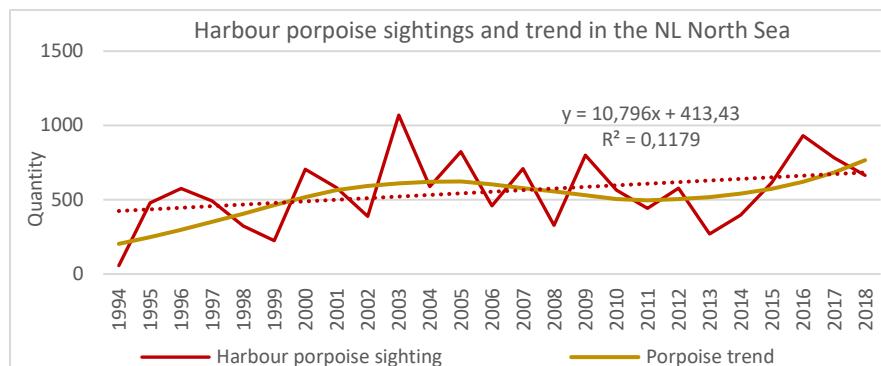


Fig. A13: Sightings of harbour porpoises in the North Sea (NL). Data: RWS, Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), CBS. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl125008-bruinvis-in-de-noordzee-1991-2018>

5.1.5 Other fish as predators

Relevance for life stages: smolts, post-smolts

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

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

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

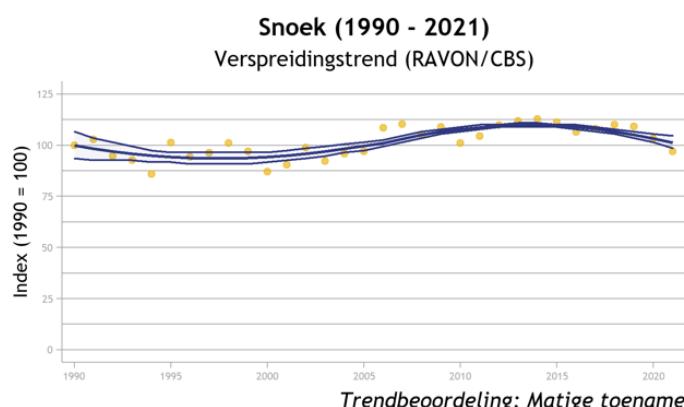


Fig. A14: Pike stock in the Netherlands

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

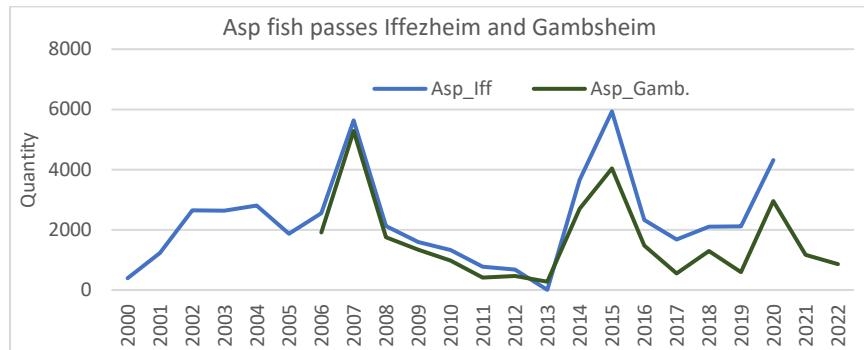


Fig. A15: Evidence of asp in the Iffezheim and Gamsheim fish passes (monitoring in Iffezheim was limited in 2009-2013 and 2018; 2021 and 2022: no data)

5.2.5 Electromagnetic fields around submarine cables

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

6.4.1 Continuity

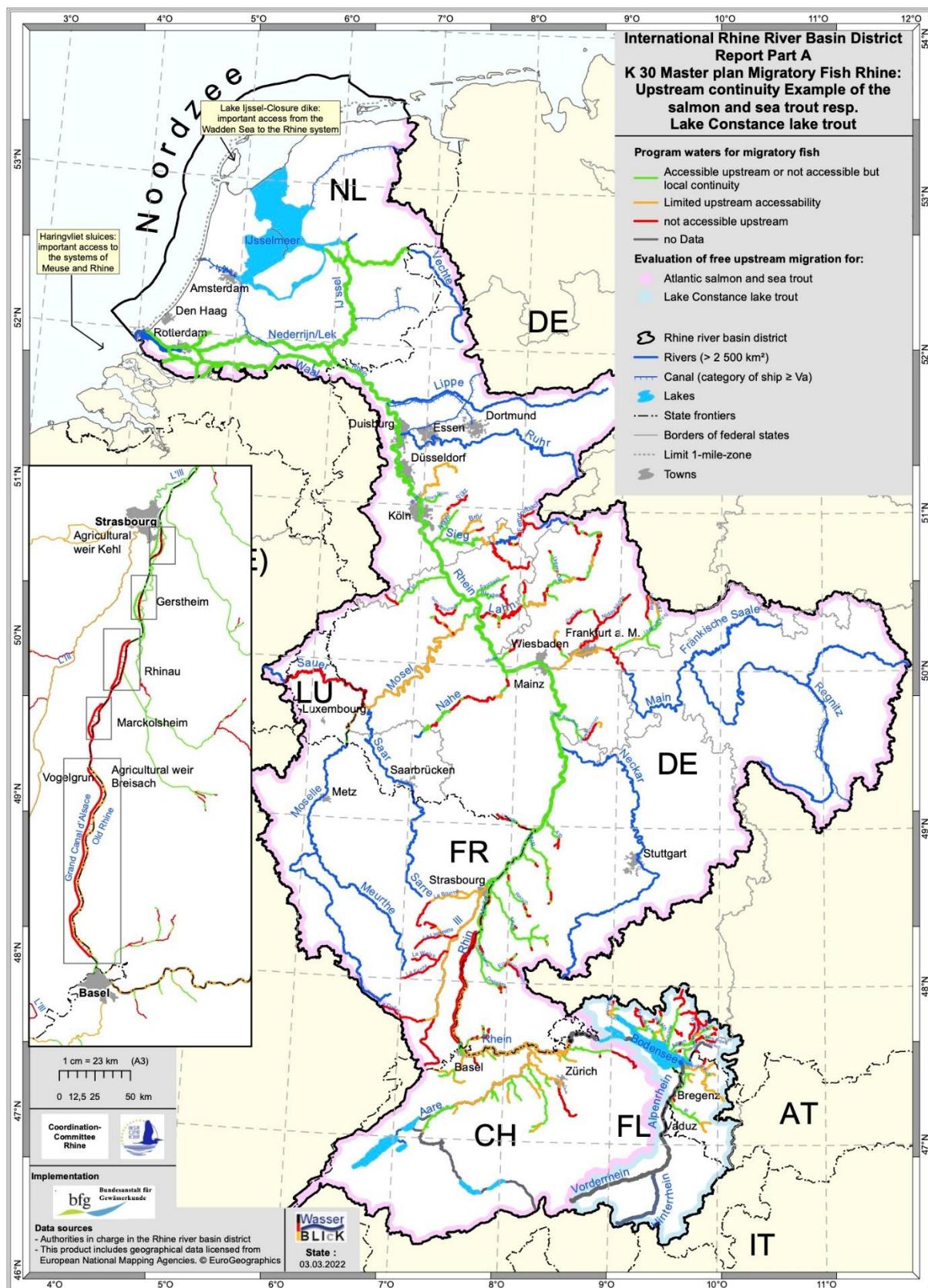


Fig. A16: Status of the passability of transverse structures in the Rhine (Map: ICPR)

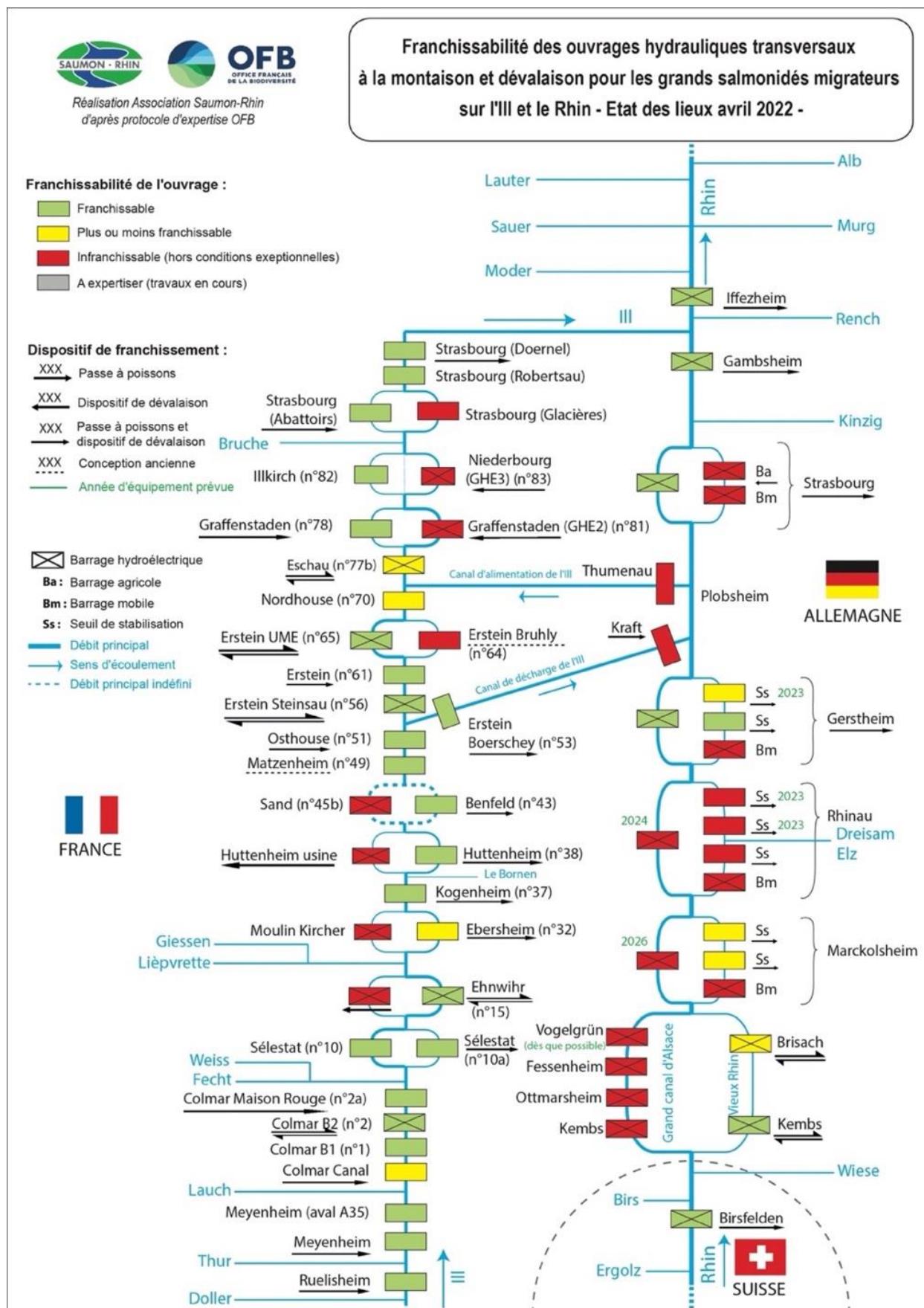


Fig. A17: Status of the passability of transverse structures in the Upper Rhine region (SAUMON-RHIN, 2022)

9 Marine mortality

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

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

10.1 Climate change and marine environmental conditions

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

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

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

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

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

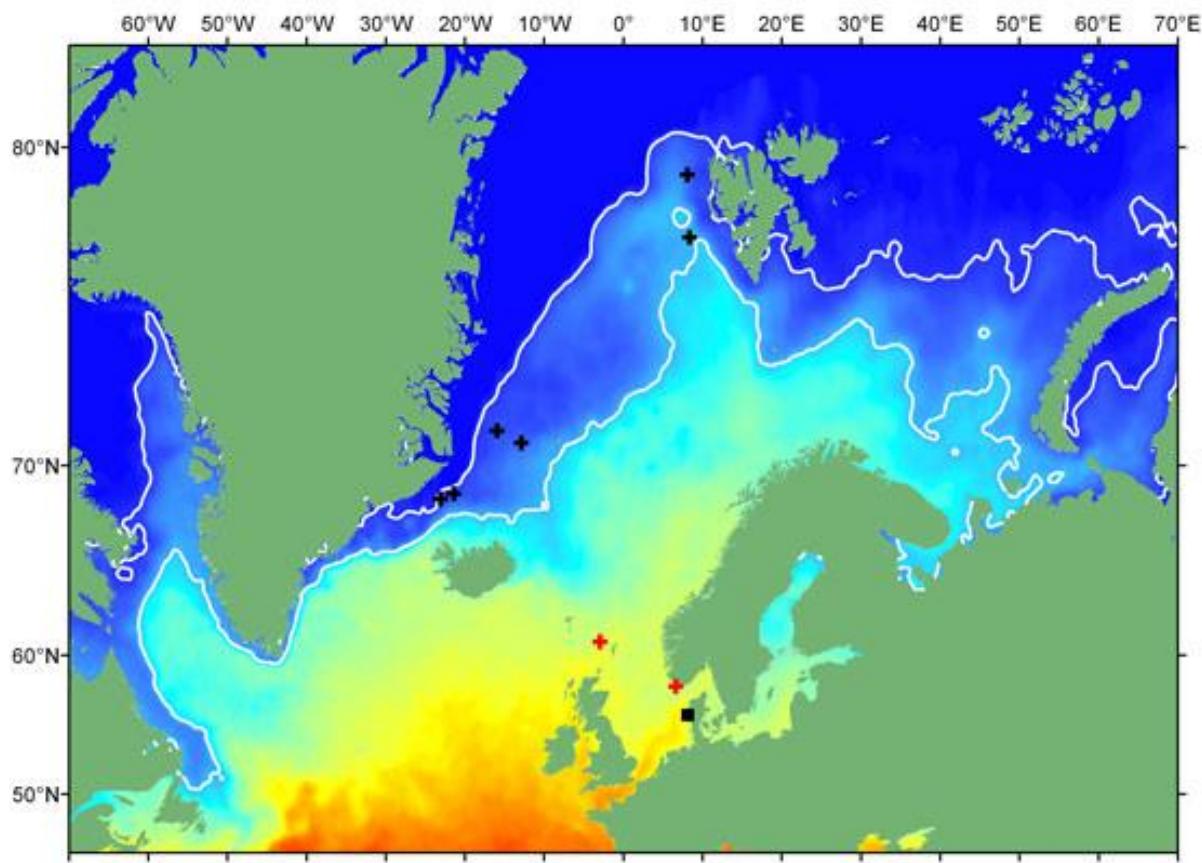


Fig. A18: Map section of the North Atlantic. The colour illustrates the average surface temperature from August to October. Zero and four 4-degree contours are shown with white lines. Graphic: DTU Aqua - National Institute of Aquatic Resources, Denmark

10.2 Predation in the sea

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

10.3 Fisheries

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

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

10.1 Discharge and evidence of returnees

10.1.1 Spring smolt run and recorded returnees

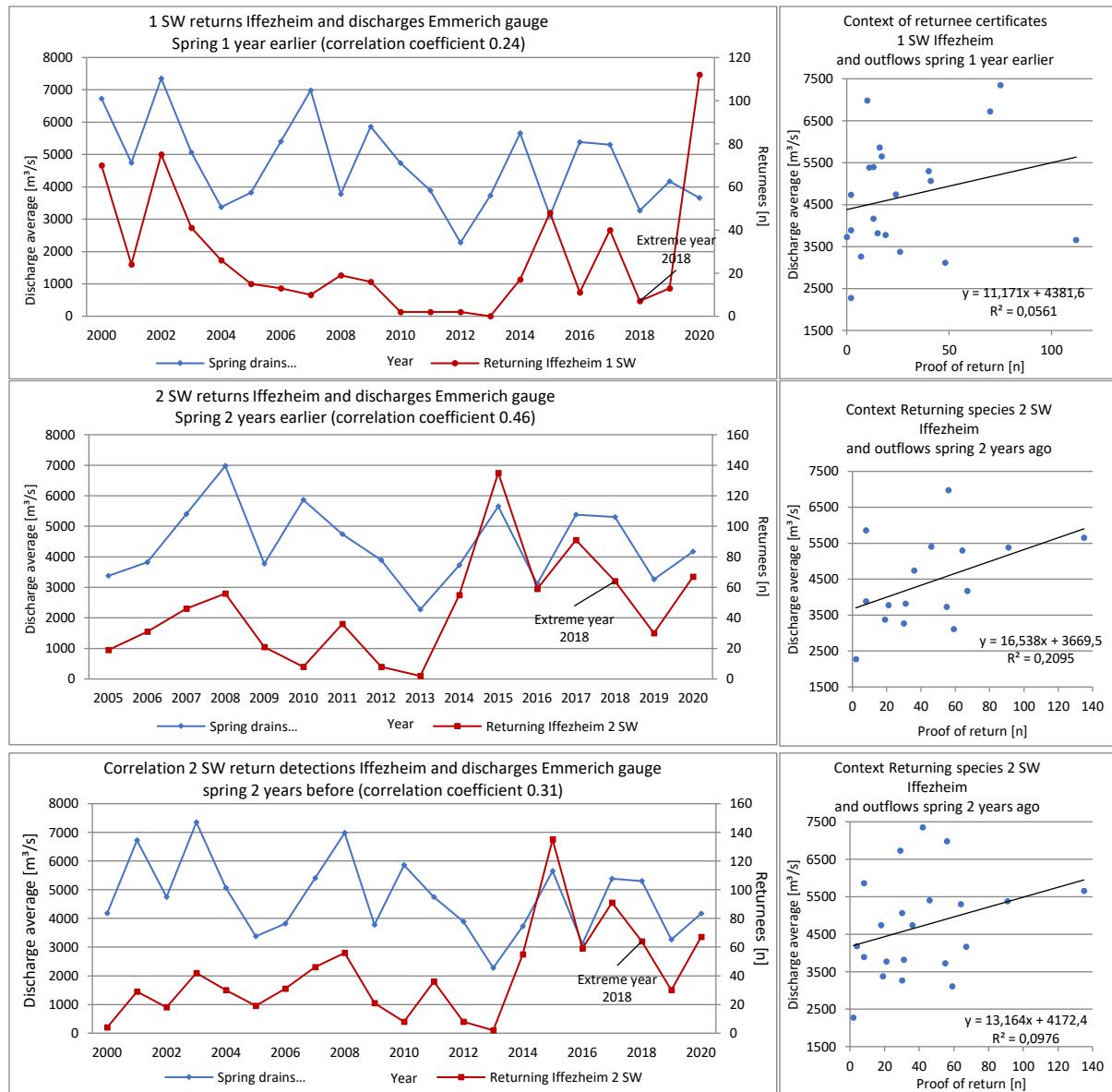


Fig. A19: Correlation of returnees to Iffezheim (only measured individuals with corresponding sea winter classification)³ and the discharges (sum of monthly means April & May) at the Emmerich gauge; top: Spring 1 year before (= 1-SW salmon) (corr. 0.24); centre & bottom: Spring 2 years earlier (= 2-SW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

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

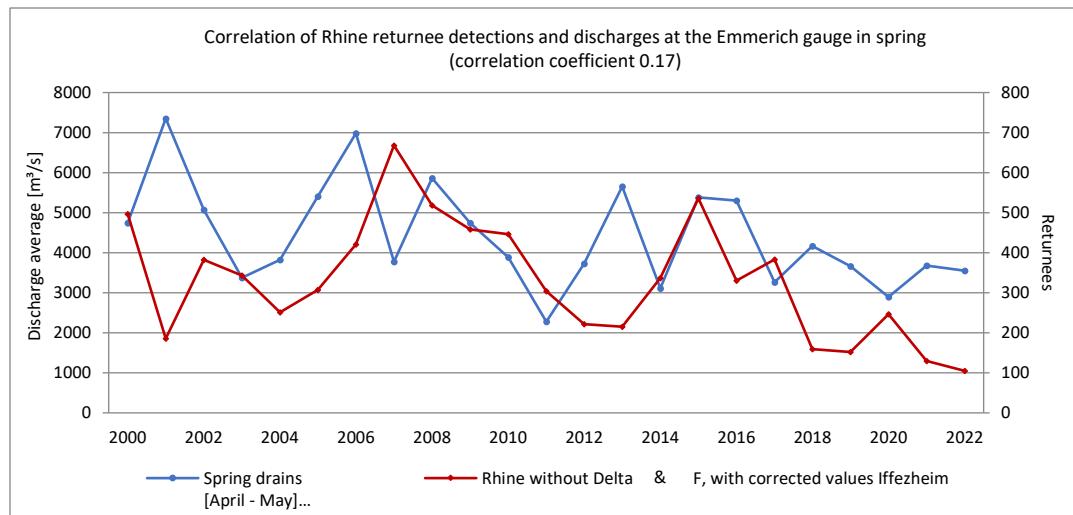


Fig. A20: Correlation of returnee detections in the Rhine and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

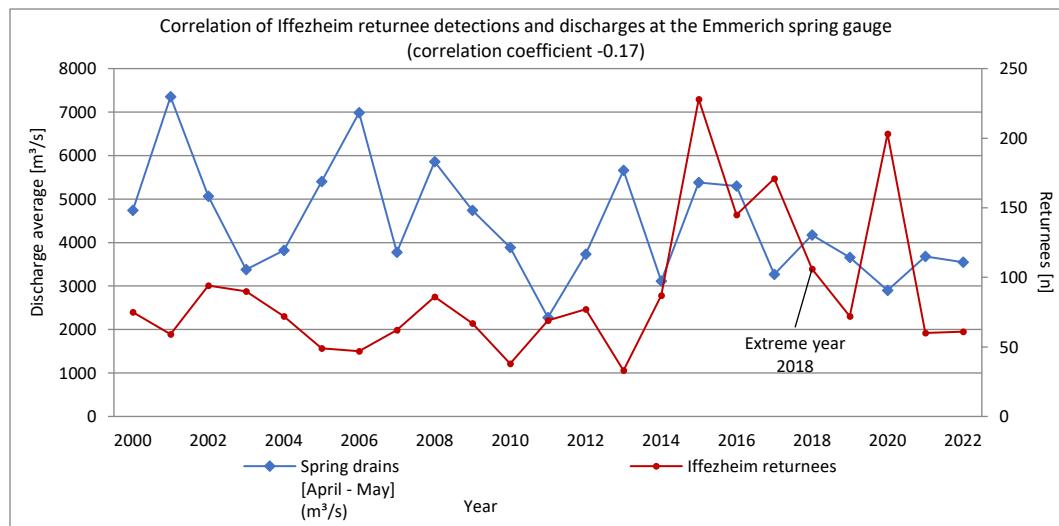


Fig. A21: Correlation of returnee detections in Iffezheim and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

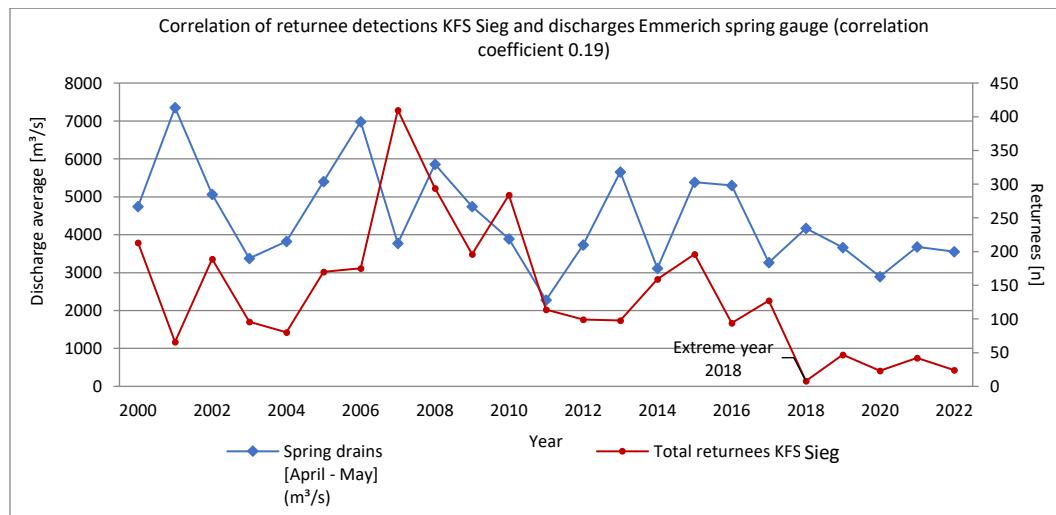


Fig. A22: Correlation of returnee detections at the KFS Sieg and the discharges (sum of the monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

10.4 Abundance of predators and recorded returnees

10.4.1 Cormorant and goosander

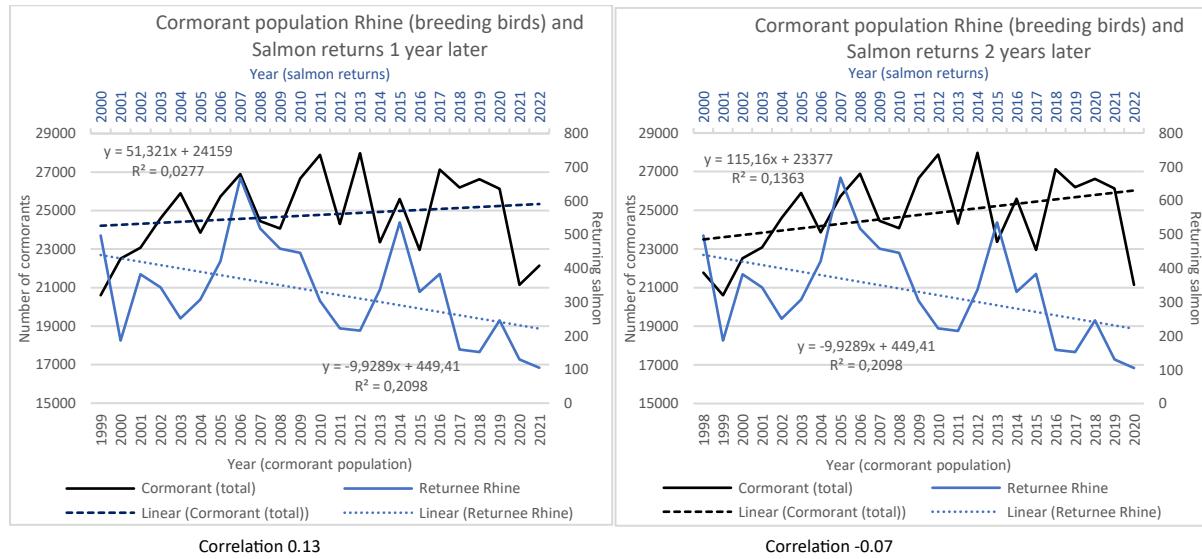


Fig. A23: Cormorant population Rhine and salmon returnees Rhine, left: 1 year later; right: 2 years later

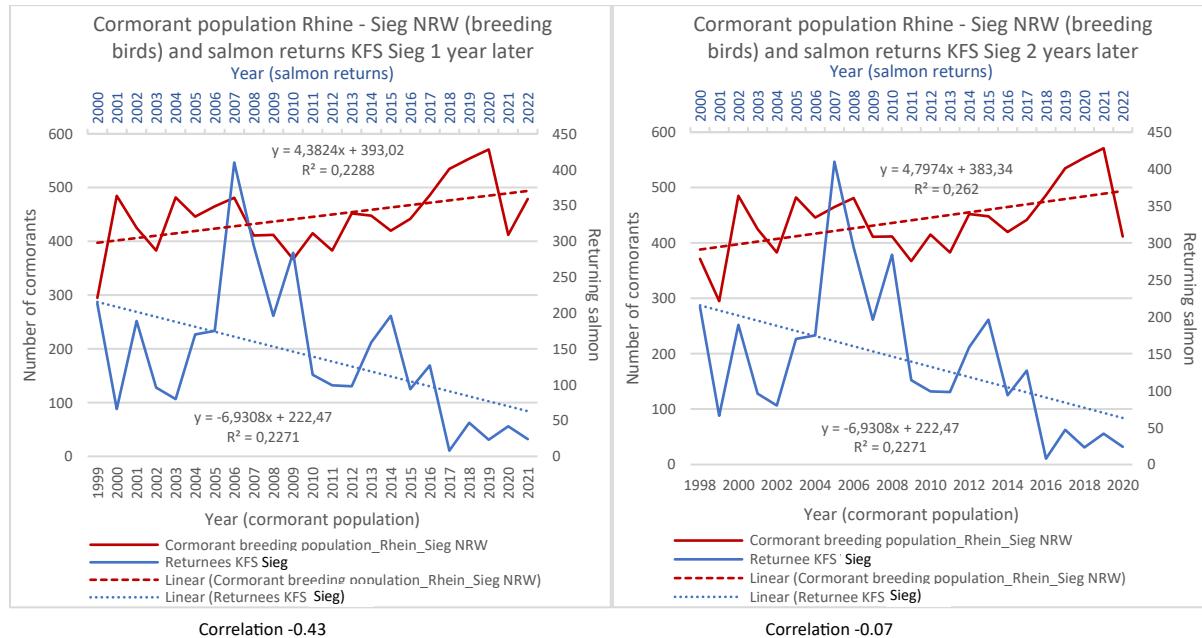
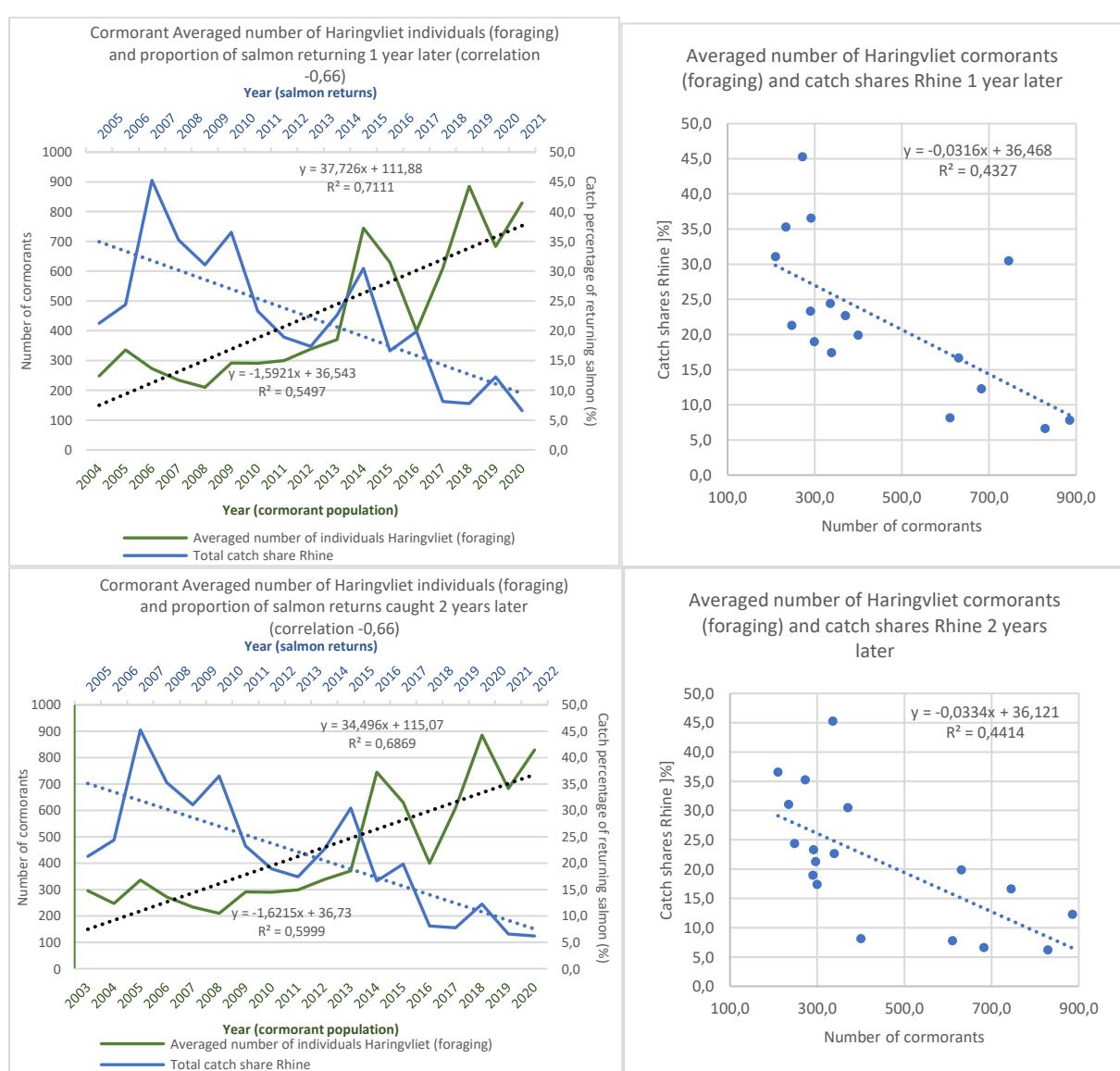
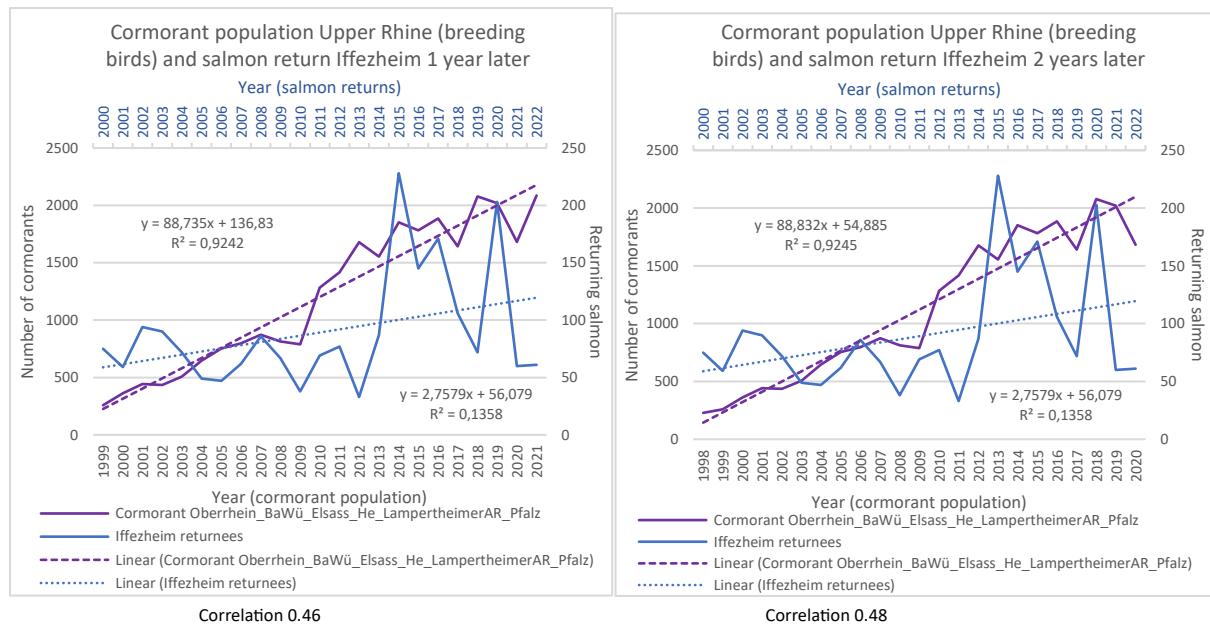


Fig. A24: Cormorant population the Rhine-Sieg region in NRW and salmon returnees to KFS Sieg, left: 1 year later; right: 2 years later

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



10.4.2 Harbour seal and grey seal

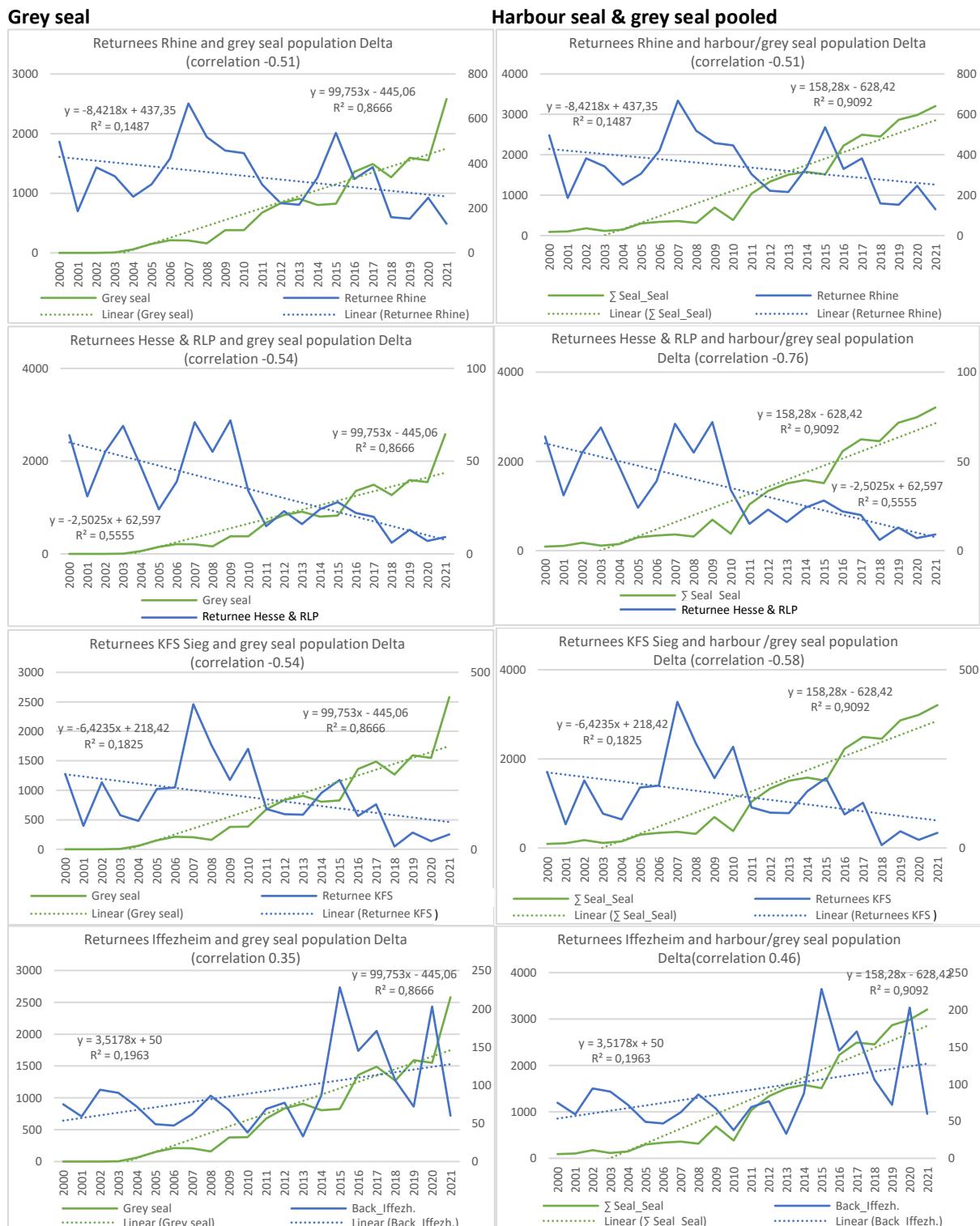


Fig. A27: Grey seal population (left) and pooled grey & harbour seal population (right) and (from top to bottom) recorded returnees to river Rhine, in Hesse & Rhineland-Palatinate, KFS Sieg and Iffezheim [y-axis 1: grey seal and grey seal/seal population; y-axis 2: salmon returnees; x-axis: years]

10.4.4 Harbour porpoise

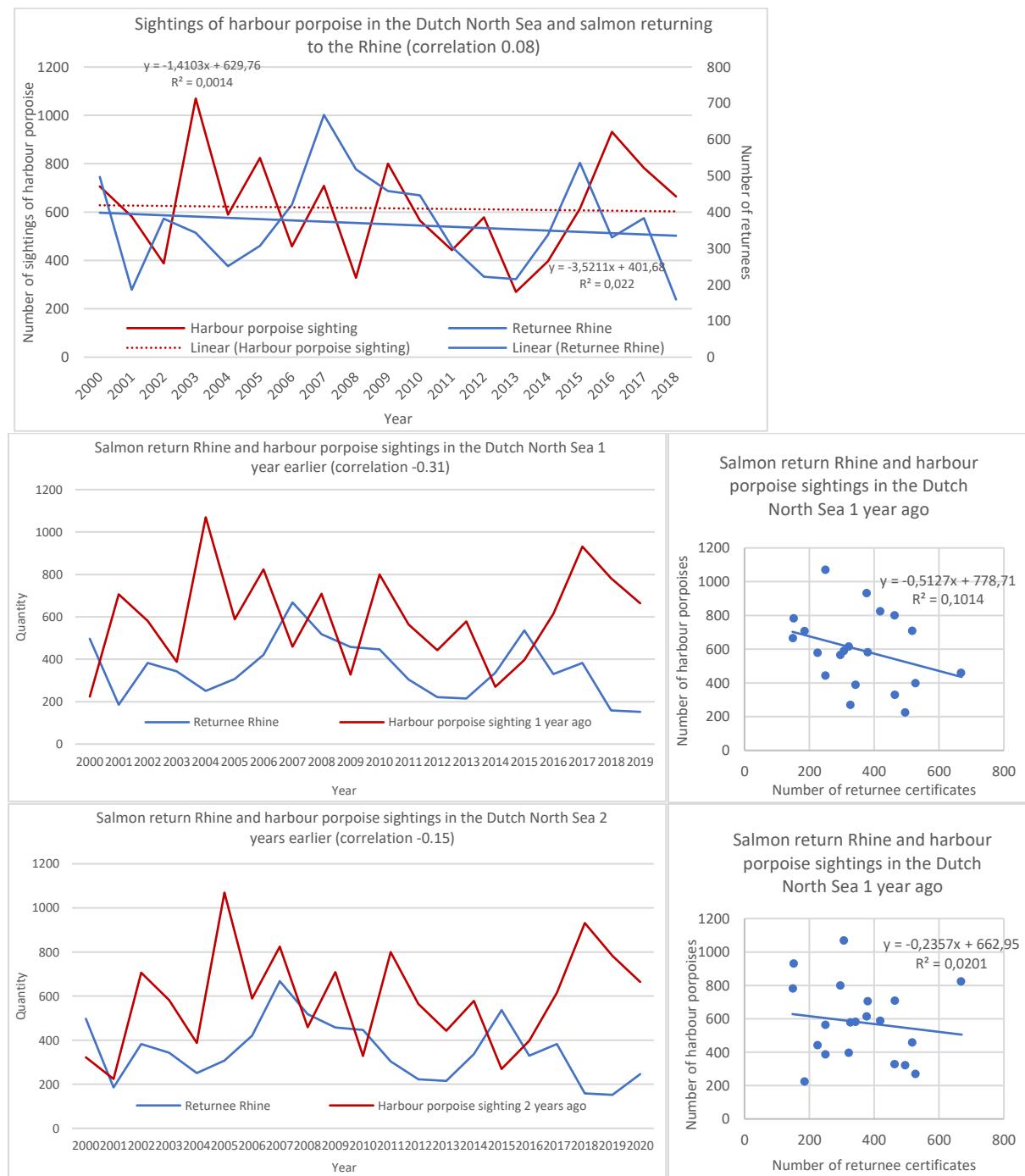


Fig. A28: Sightings of harbour porpoises in the Dutch North Sea and recorded salmon in the Rhine system
 $P = >0.1$ (n.s.)

10.5 Comparison with sea trout trends in the Rhine

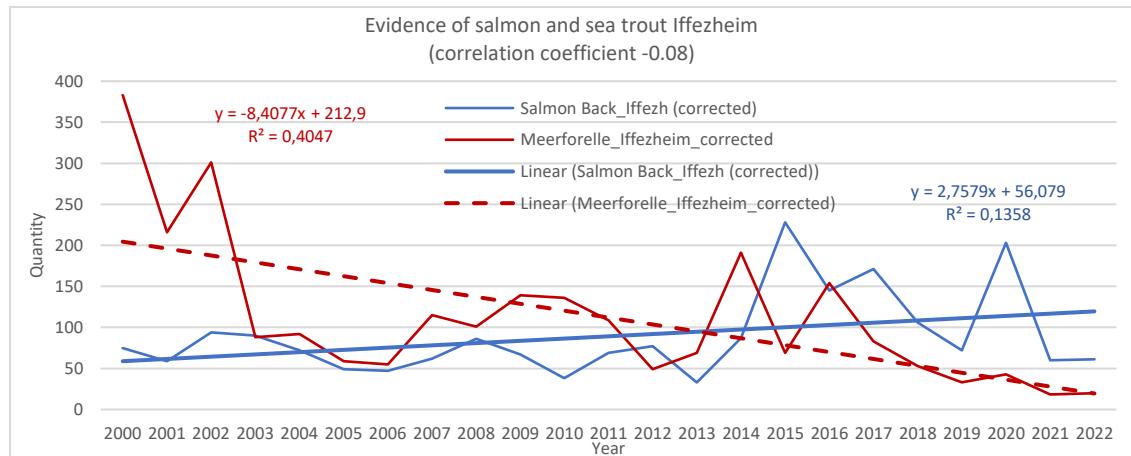


Fig. A29: Detections of salmon and sea trout at the Iffezheim monitoring station between 2000 and 2022.

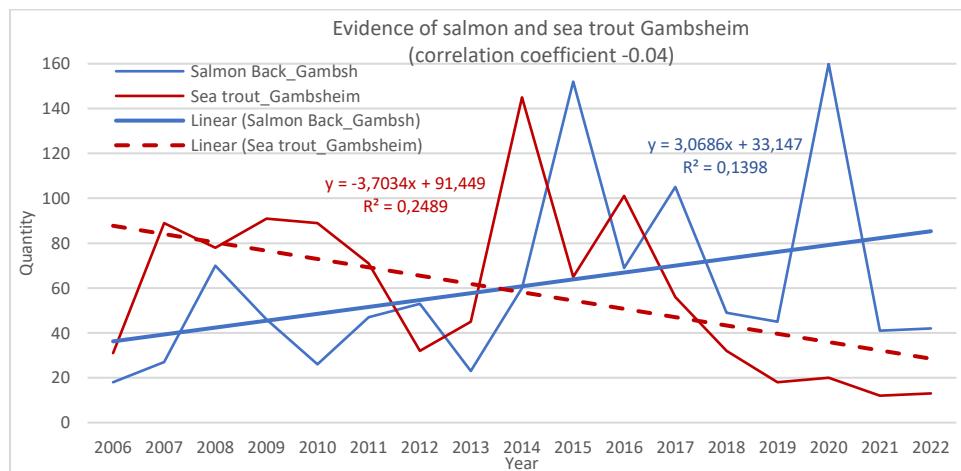


Fig. A30: Detections of salmon and sea trout at the Gamsheim monitoring station between 2006 and 2022.

10.6 Comparison with trends in other rivers and regions

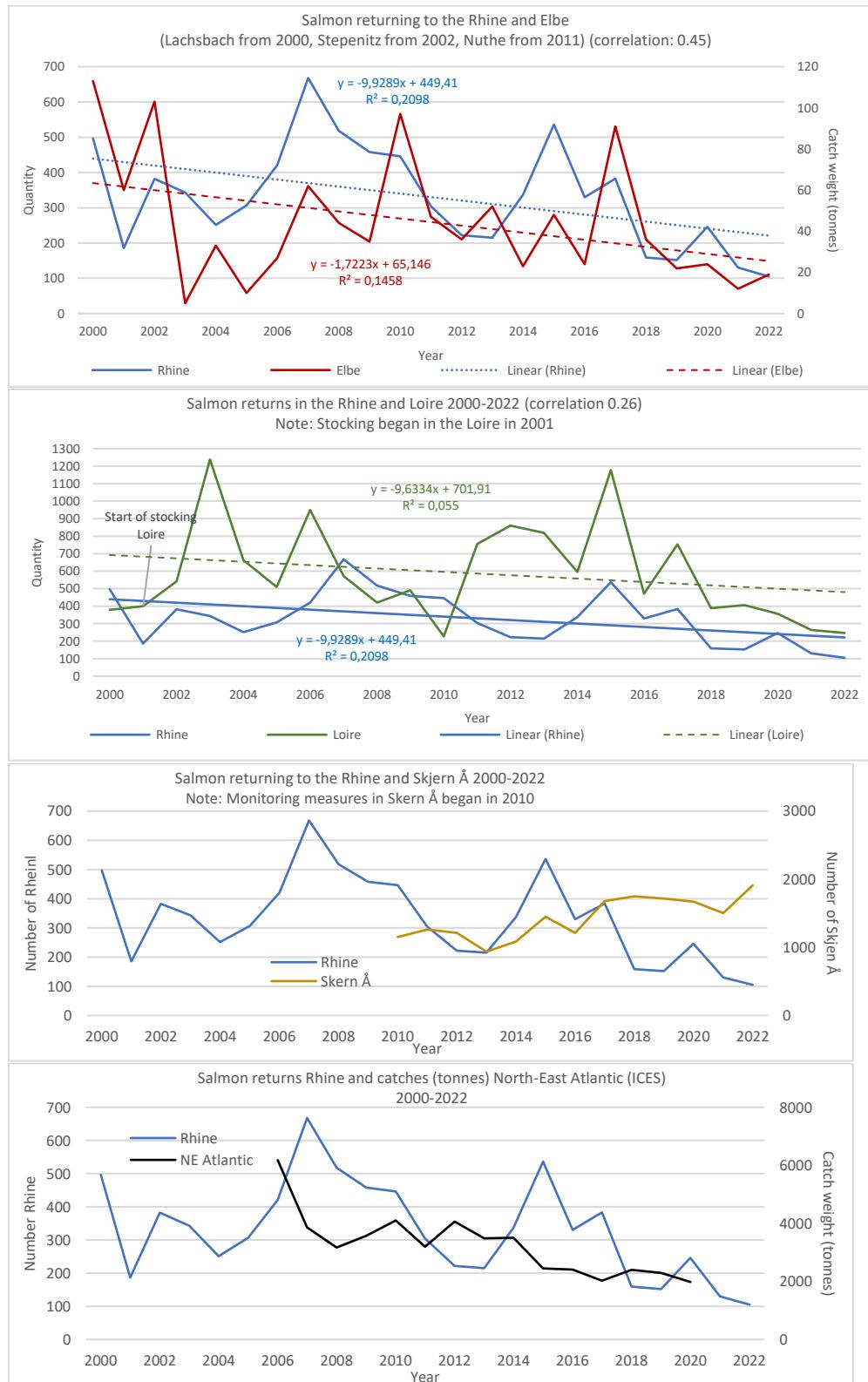


Fig. A31: Catches of salmon in the Rhine and other systems, from top to bottom: Elbe system, Loire (France), Skjern Å (Denmark), catches in the North-East Atlantic (ICES data). With the exception of Skjern Å, all data indicate a clear downward trend after 2017.

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

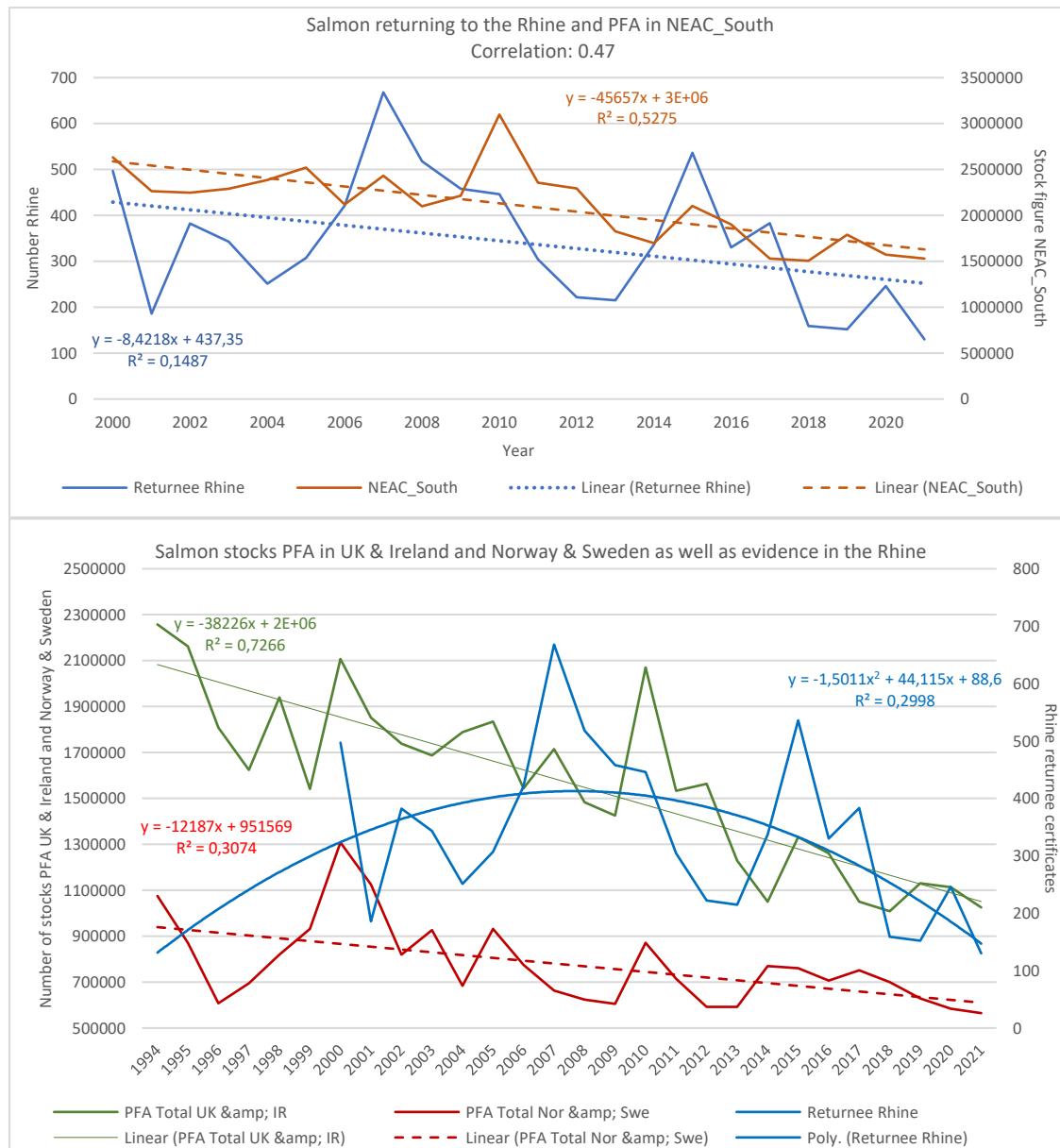


Fig. A32: Salmon detections in the Rhine system; top: Pre-fishery Abundance (PFA) in the NEAC South area (data from 2000); bottom: trends for the Norway & Sweden and UK & Ireland catchment areas (from 1994)

Appendix III - Supplementary multivariate statistics

Table A III 1: Details of the data sets used in the principal component analyses (CA = catchment area)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Spring runoff previous year	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of April and May in the year prior to return (m ³ /s).
Bird predation CA previous year	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the respective previous year: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Bird predation CA 2 years ago	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the year two years ago: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Cormorant Haringvliet previous year	Average number of cormorants observed foraging in the Haringvliet in the year prior to return.
Cormorant Haringvliet 2 years ago	Averaged number of cormorants observed foraging in the Haringvliet two years prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW previous year	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW in the year prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW 2 years ago	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW two years prior to return.
Cormorant RLP previous year	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate in the year prior to return.
Cormorant RLP 2 years ago	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate two years prior to return.
Seals (grey seal and harbour seal)	Unweighted mean of standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) sightings of grey seal and harbour seal in the Wadden Sea (1) and sightings of grey seal and harbour seal in the Rhine delta (2) in the year of return.
Autumn runoff	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of June to November of the return year (m ³ /s).

Table A III 1 (continued)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Autumn runoff Sieg	Average discharge of the river Sieg at the Betzdorf gauge in the months of June to November of the return year (m^3/s).
Catfish	Number of catfish detected in the river Rhine in the year of return (maximum of the control stations Iffezheim and Gamburgsheim). This variable was square root transformed for distributional reasons.
Shipping traffic	Number of large vessels ($> 3,000$ tons) in the Dutch section of the river Rhine in the year of return.
Year	Year of the return migration.
Returnee	<p>Number of salmon detected in the return migration year:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entire river Rhine: all salmon reports in the Rhine catchment area (multiple counts possible) - Iffezheim, Moselle, Sieg: Catches at the control stations - Combination: Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units related to the mean values of the years included in the analysis) salmon detections at the control stations in the year of return.
Catch ratio	Ratio of returnees number (total river Rhine, individual fishing stations or combination) in relation to the returnee forecast calculated from the stocking effort for the section.

a

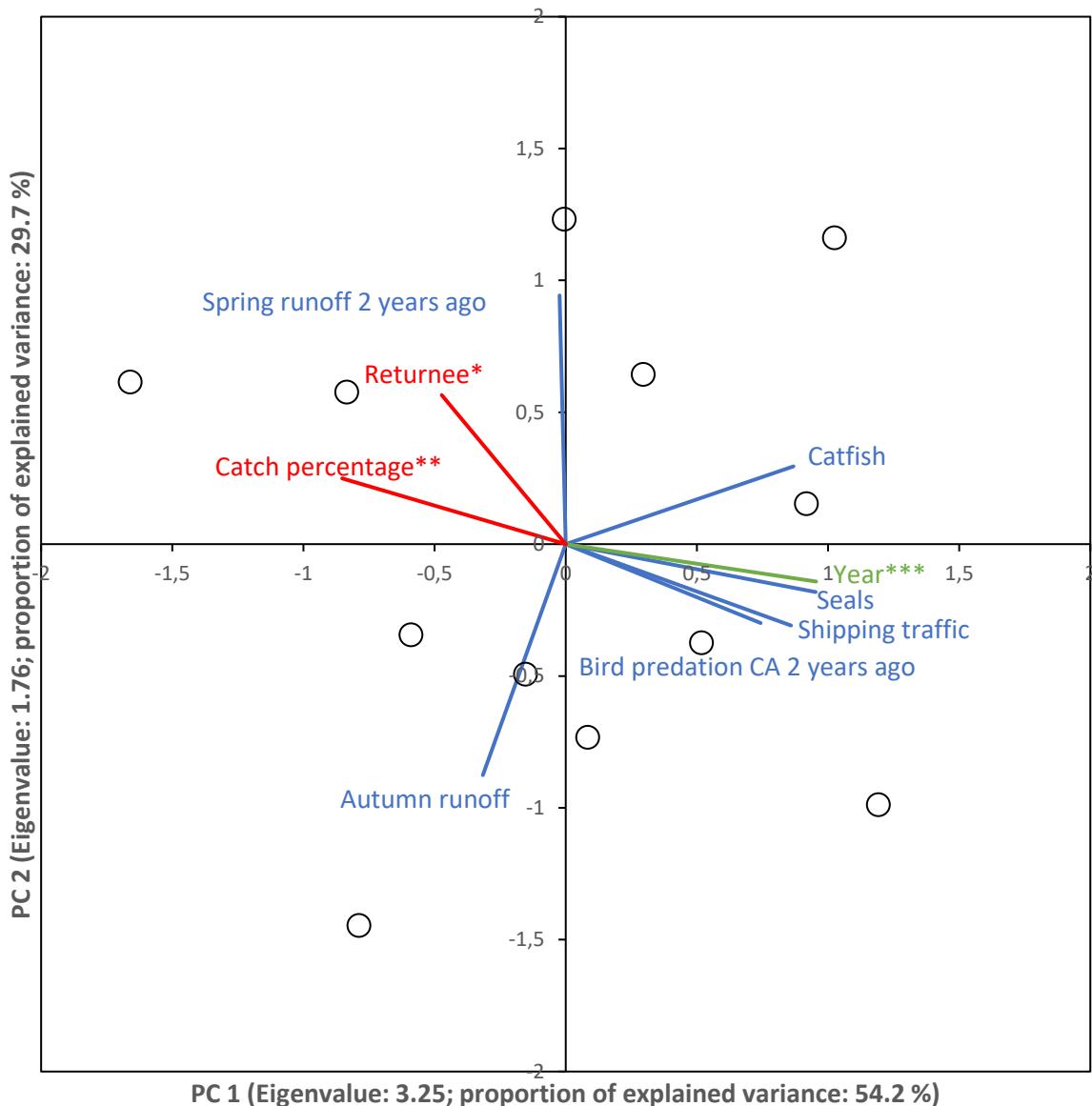


Fig. A III 1: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with bird predation in the entire catchment area (CA) and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

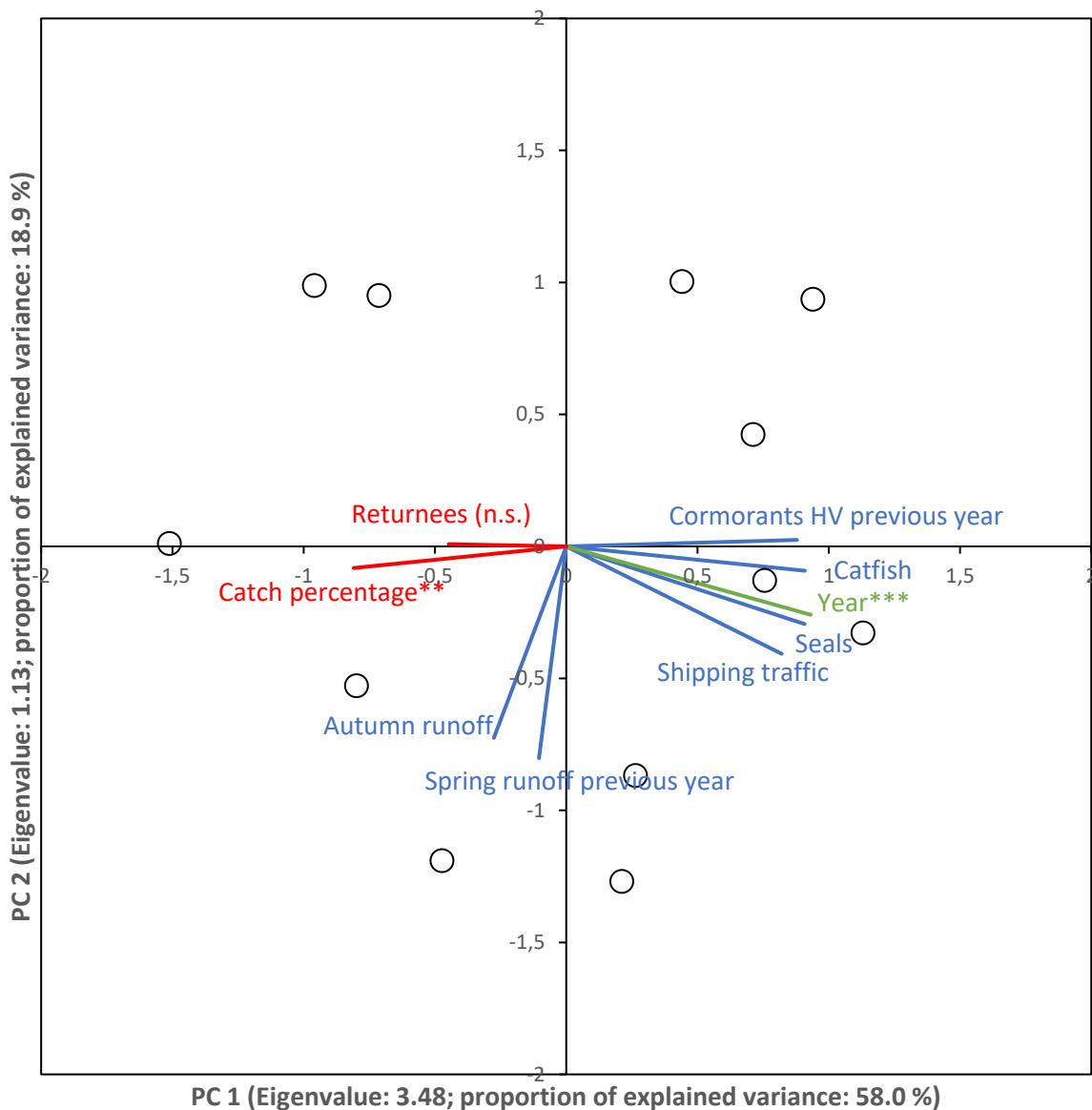


Fig. A III 2: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and one-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

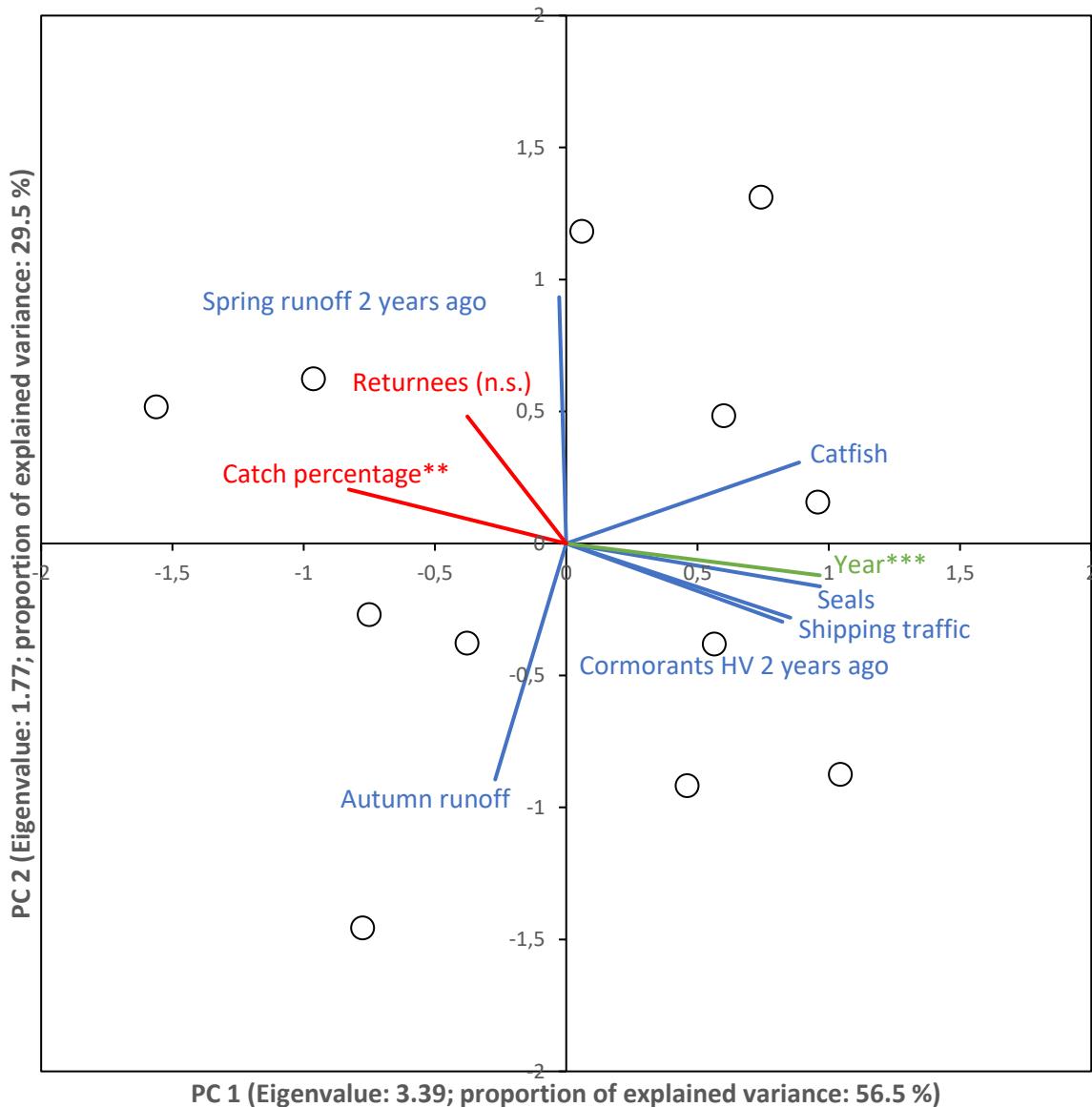


Fig. A III 3: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

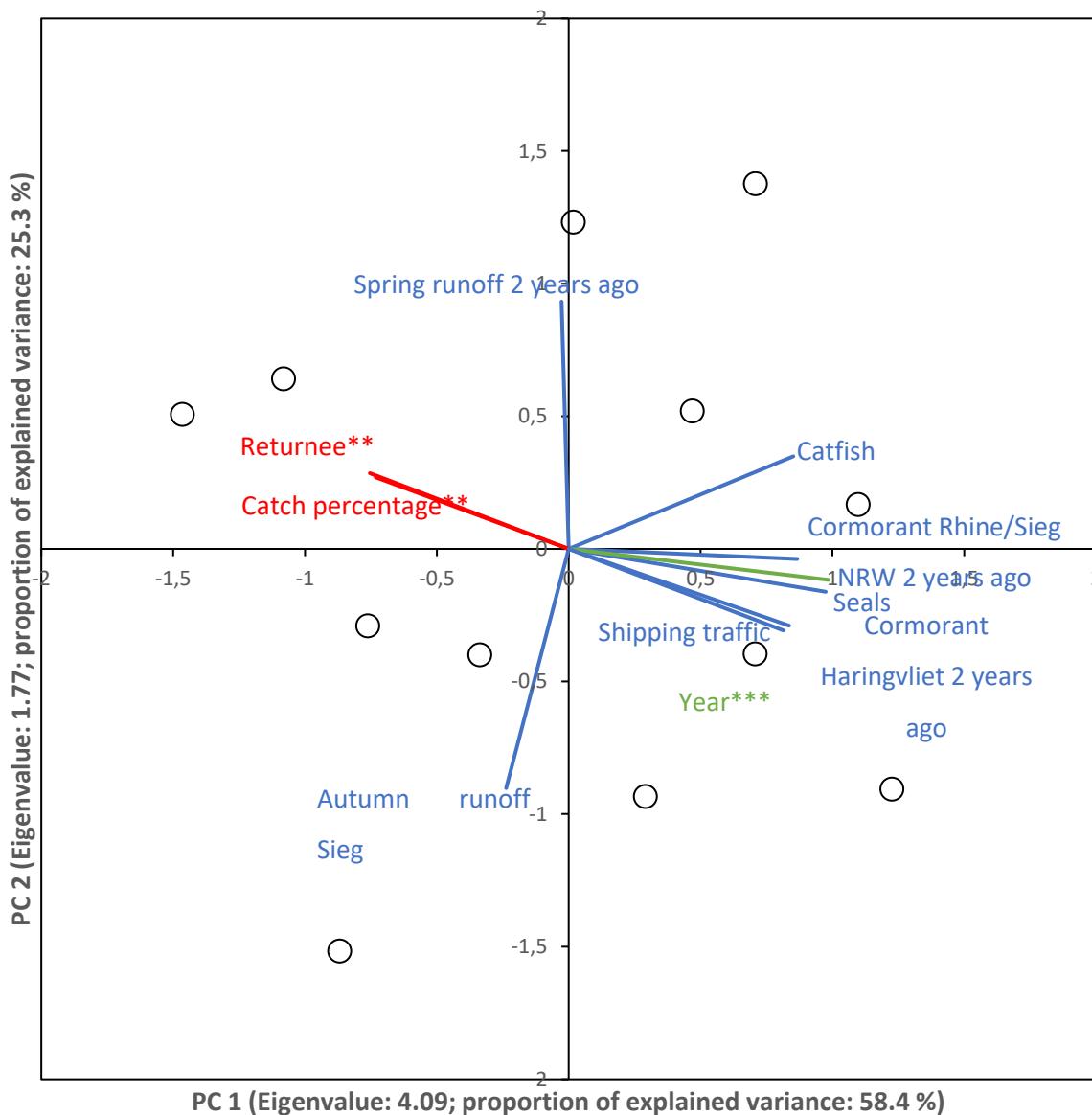


Fig. A III 4: Principal component analysis for the river Sieg control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Sieg as well as and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

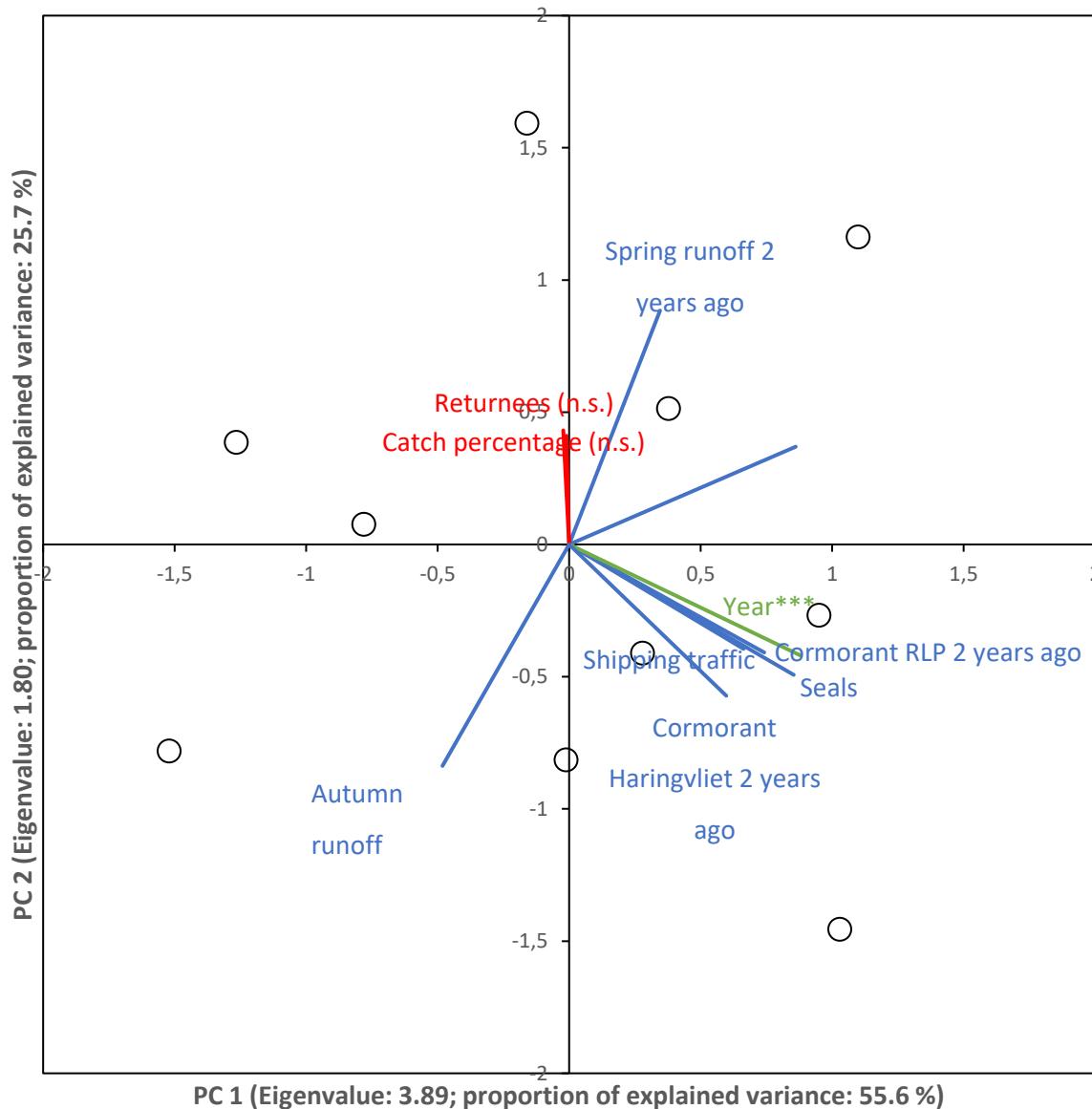


Fig. A III 5: Principal component analysis for the river Moselle control station (salmon returns 2012-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Moselle and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

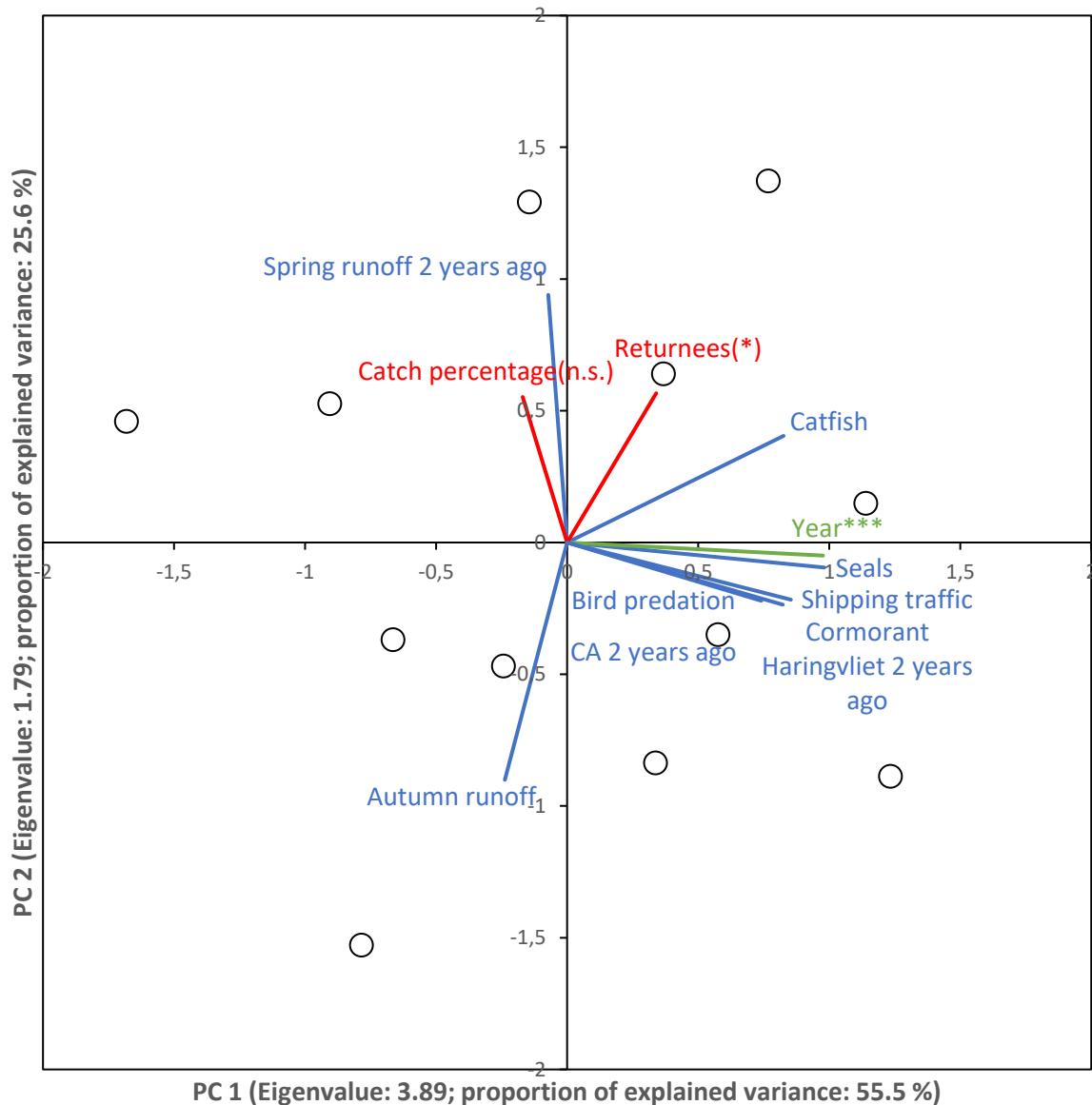


Fig. A III 6: Principal component analysis for the Iffezheim control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and from the entire Rhine catchment as well as two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

ANNEX IV Summary and proposed measures

Summary

The number of salmon returning to the Rhine has been declining sharply since 2014/2015 (decline in return rates and reproduction) despite continued high stocking efforts and extensive natural reproduction in the meantime. Other anadromous species such as sea trout, allis shad and sea lamprey are also affected by the decline. This study aims to clarify which stressors exist for anadromous species (with localisation if possible) and whether their impact has increased over time. Realistic recommendations for measures are to be derived from the results.

The predators cormorant and (locally) goosander were identified as effective biotic stressors in the **nursery waters**; their populations have increased considerably since 2000. Presumably, abiotic stressors such as low discharge and temperature also have a negative effect. However, the effect sizes cannot be categorised on the basis of the available data.

The percentage of salmon smolts returning to the spawning grounds as adults after migration is estimated at 0.5 %-0.6 %, far below the approx. 3 % required to maintain a self-sustaining population. Many individuals disappear during their migration, with the highest percentage of smolts disappearing in the German tributaries (44 %) and in the Dutch Rhine (71 %), while the percentage of adults disappearing is highest in both the Dutch (74 %) and German (78 %) Rhine. As the return rates of salmon show a close positive correlation with the spring discharge in the year of smolt emigration and a positive correlation with the autumn discharge of the spawning waters, it is very likely that survival is dependent on **discharge** and possibly turbidity during migration. This leads to the hypothesis that increased mortality occurs at low flows. Parameters that can explain this are predation (inland) and ship propeller collision.

Between 2000 and 2022, spring discharges in the Rhine and its tributaries decreased on average, which is likely to have increased the effects of biotic stressors (cormorants) and abiotic stressors (in particular shipping traffic, hydropower); due to a lack of corresponding data, the effects cannot be quantified. Low discharges and temperature increases have also affected the conditions for ascent, reproduction and growth in the tributaries.

During **smolt migration**, salmon are demonstrably decimated by cormorants according to several tagging experiments along the entire migration route (including tributaries). Other potential predators of smolts include goosander, asp, pikeperch and (on the coast) harbour seal, grey seal and sea bass (no data). In terms of abiotic factors, the focus is on turbine mortality. Quantification and differentiation of smolt losses in the Rhine and on the coast is currently not possible due to the weak data basis (need for investigation: very high; management measures: urgent).

On the coast, the populations of the predators harbour seal and grey seal, which are relevant for **returnees**, have experienced very strong population increases. Qualitative data (injuries to salmon returnees) indicate predation pressure. International studies show potentially significant negative effects on salmon stocks from predation by harbour and grey seals (smolts and adults). Catfish were identified as another top predator. In the Rhine system (as in the Garonne and the Loire, among others), the catfish population has increased considerably; at the same time, the population of large and very large individuals has increased. Adult catfish (> approx. 150 cm) now even visit fish passes in search of food and, according to documentation at the Iffezheim fish pass, are responsible for a

considerable loss of returning fish. In 2022-2024, 11,1-23,4 % (ϕ 19,8%) of the returning salmon showed clear bite marks from catfish, while more than half of the other salmon had undetermined injuries such as abrasions etc., which they had presumably sustained during escape attempts (collision with parts of the fishway?). Catfish predation was investigated in more detail at the Golfech fishway (Garonne, France) in the period 1993-2016. The predation rate in the fishway was 35% in 2016, with a total of 82% of salmon returning to the river being attacked. In addition to salmon, catfish in the Garonne also specialised on allis shad and sea lamprey, which contributed to dramatic stock losses. No systematic surveys have yet been carried out in the Rhine (need for investigation: very high; management measures: urgent). Among the abiotic stressors, the mortality risk due to propeller collisions is coming into focus. Within the Rhine fleet, the number of large container ships (> 3,000 tonnes) posing a particular risk has increased significantly in recent years. Photo documentation (Rhine) and a comparison with international studies (USA) show lethal collisions in various fish species (including salmon) for the Rhine, which cannot be quantified in more detail and which apparently occur more frequently at low discharges. An unquantifiable number of salmon returnees are also injured by swimming into turbine areas from the tailrace. Systematic studies on this are lacking (need for investigation: high).

In addition to the listed stressor developments in the Rhine system, the decline in salmon stocks is also linked to increased **marine mortality**, which is held responsible for a decline in a large number of salmon populations in the North Atlantic and is the subject of current studies. The marine mortality rate for the Rhine populations is probably between 29-41%. Fishing pressure in the sea has presumably decreased significantly. However, no usable data are available on illegal activities in the sea and on the fishing/poaching factor in the Rhine (including the coast) (need for investigation: high).

Weighting the effects of the identified stressors over the entire life cycle of the salmon is subject to considerable uncertainty due to the current lack of data. The effect of various stressors, for which there is a correlation with the discharge or possible behavioural adaptations of the predators, varies between individual years. Almost all stressors correlate negatively (shipping traffic, cormorant, goosander, catfish, harbour seal, grey seal; climate change and marine mortality) with the declining stock development of salmon in the Rhine. This was also confirmed in the multivariate data analysis. However, the correlation structure of the stressors also showed close positive correlations with each other, and all identified potential stressors increased in the same direction over time. The contribution of the individual stressors to the decline of salmon can therefore not be extracted from this, especially as none of the data sets used directly depicted the effective processes of the stressors. However, proof of an actual causal relationship can only be provided by means of specific and standardised, internationally coordinated studies. Corresponding research proposals are listed in this study. In view of the dramatic population declines, immediate management measures are also recommended despite limited evidence. In addition to comprehensive habitat measures, management of the listed predators and combating illegal fishing, these also include the systematic dismantling of small hydropower plants and transverse structures. Comprehensive measures are also required to increase the resilience of watercourses (incl. reduction of heat input and damming, promotion of shading, renaturalisation).

Using an expert assessment based on literature studies, data analyses and photographic evidence, a *preliminary* ranking of the most effective stressors and their potential development was drawn up.

The stressors "marine mortality" and "low discharges" are followed by the stressors "catfish predation", "continuity", "cormorant predation", "hydropower", "shipping traffic", "habitat degradation", "other predation" and "fisheries (inland and coastal)" as well as other subordinate stressors.

The results of this and other studies indicate that the reintroduction of salmon into the Rhine system can only lead to a self-sustaining population if more ecological restoration and management measures are implemented than in the past. All relevant anthropogenic stressors that have a negative impact on population development must be combated. The respective effect sizes must be determined urgently for prioritisation.

12. Proposals for measures

Preliminary remark

The assessments of the effectiveness and implementation timeframe of measures (in percentages) can only be formulated as a preliminary subjective expert judgement due to the insufficient data available. The spatial priorities can be found in Table 11.

12.1 Thermal pollution and runoff - resilience of water bodies under climate change

Relevance: all life stages

The recent past (1991-2020) and in particular the period after 2010 is characterised by many years of drought compared to the reference period (1981-2010). Water stress is exacerbated in summer and autumn (e.g. BUTH *et al.*, 2015; GROSSER & SCHMALZ, 2023). The published scenarios emphasise the need for regional adaptation strategies.

Measures

1. The identification and protection of thermal refugia is an important management strategy to mitigate the effects of rising water temperatures in salmon rivers. While the long-term effects of these refugia on individual fitness and population productivity remain to be assessed, their benefits for behavioural thermoregulation have been demonstrated in Atlantic salmon of all life stages. It is therefore imperative to identify, protect and, if necessary, restore important thermal refugia in warming salmon rivers (ST-HILARE *et al.* 2023). Such refugia can be groundwater-fed scours, (connected) gravel extraction waters and oxbow lakes (e.g. Lautermuschel in the Southern Palatinate, cf. SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) as well as estuaries of cool tributaries (Rhithral). The accessibility of refugia must also be ensured by means of habitat connectivity (AQUAPLUS, 2021).
2. Shading the tributaries is a key element in reducing the heat load in the spawning and nursery waters and in the sections of watercourse into which they flow (AQUAPLUS, 2021). Shading with suitable tree species (black alder, ash, various willow species) leads to a weakening of the temperature increase and the daily temperature fluctuations. The temperature difference between shaded and unshaded river stretches is stated in various studies to be between 2°C and 6°C (WEIHS *et al.*, 2015; FREIBERGER & WINDISCH, 2020; MENDE & SIEBER, 2022). As climate change in the Rhine catchment area is likely to increase warming and drought in the summer months, which implies a direct impact on the habitat quality of salmon and sea trout, appropriate shading programmes should be launched or intensified in a timely manner (coupled with measures to implement the EU WFD). Further measures include the improvement of structures in the channel, the connection of side waters (connectivity) and the prevention of water abstraction (AQUAPLUS, 2021). It should be emphasised that a reduction in the temperature increase in the tributaries would have a direct impact on the temperature regime of the Rhine and its larger tributaries.
- 3) Another key element in reducing thermal pollution (which is increasing due to climate change) is the identification and mitigation of discharge sources and pathways. These include industrial and municipal discharges as well as cooling water recirculation and rainwater from sealed surfaces (e.g. roads). Other sources of heat input include the numerous backwater areas above transverse structures (with and without hydropower plants). These can only be mitigated by systematically dismantling the transverse structures, focussing on unnecessary or uneconomical structures in the trout and grayling regions (cf. 12.2.3). It is also necessary to examine the extent to which the bank-side boulder embankments and transverse groynes in waterways and in larger, less shaded tributaries

represent a source of input ("immersion heater function") with a high heat storage capacity (heat release even at night) in the case of frequent flushing due to bow waves during ship passages. Here, the removal of bank protection can reduce heat input, especially on insides slopes.

- Assessment of feasibility: high
- Assessment of effectiveness: up to 10% of migrating fish (salmon, sea trout)?
- Estimated implementation timeframe: 5 - 10 years

12.2 Hydropower and continuity

Fish guidance (relevance: smolts)

According to the current state of the art, mechanical barriers (horizontal inclined rakes) in combination with a bypass solution for diverting fish around the turbine are an efficient structural solution for small and medium-sized power plants (e.g. guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). Positive experiences with electrified guide rakes have also been reported in the recent past - an innovation of a hybrid fish protection and fish guidance system presented as "FishProtector" could represent a solution for medium-sized and large hydropower plants in the form of an electric cable rake (see AUFLEGER, 2019; HAUG *et al.*, 2022). It is recommended that the electric cable rake system with salmon smolts be tested at at least two hydropower sites representative of Switzerland (Aare and Rhine). The discharge rate into bypasses can be further increased using dip bars.

It should also be checked whether electrification of the inclined horizontal rake in the guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)

- is technically realisable
- can increase the rate of conduction and rejection (also in salmonids)
- allows larger bar spacing if necessary.

Supplementing the guiding effect with fish protection or fish guidance systems, which act purely as behavioural barriers, should be tested at representative sites.

Large hydropower plants (approx. $> 60 \text{ m}^3 / \text{s}$ flow rate) cannot be raked by fine rakes for technical reasons (stability, cleaning). A timely replacement of the conventional turbines with more "fish-friendly" turbines is recommended here. The following suppliers are available for this purpose: According to the manufacturer, the patented designs of the FishSafe™ RHT from Natel are characterised by particularly thick, forward-facing impeller blades, which make fish protection rakes unnecessary, increase the overall efficiency of the system and are intended to reduce installation costs as well as operating and maintenance costs. According to the manufacturer, the maximum hydraulic efficiency is $> 90\%$ and 98-100%; all species in all life stages survive the passage (see: AMARAL *et al.*, 2020; WATSON *et al.*, 2022, 2023). The company FISHFLOW INNOVATIONS (NL) also already has more "fish-friendly" turbine types, but these are not yet in use (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication).

Fish passes (relevance: returnees)

Recommendation: The construction of fish passes should be consistently pursued wherever it is not possible to dismantle the migration obstacle in the near future. Priority should be given to

- the barrages on the Upper Rhine, possibly including the Grand Canal d'Alsace, if no satisfactory solution is possible at the Vogelgrün site
- the barrages on the Moselle to the confluence with the Sauer

- the weirs in the Aare system (Switzerland)
- the weirs on the Main to the confluence with the Wilde Rodach (Franconia)

For other bodies of water, see "Small hydropower plants" below

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Assessment of effectiveness: up to 95% of migrating salmon, depending on location
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case of cultural weir and hydropower plant Breisach

Eight years ago, the ICPR project group ORS considered it urgent to improve the accessibility of the fish pass at the Breisach power plant, which went into operation in 2007, in the Rhine management plan. Specifically, the issue is that the entrance to the fish ladder is not located at the end of the main currents but hidden in the current shadow of the turbine outlet behind a sheet pile wall. In the immediate vicinity, a drainage ditch fed by pressurised water from the dammed Rhine, which is connected to an old Rhine channel fed by groundwater between the Rhine side channel and the rest of the Rhine, also discharges at high flow velocity. A misrouting can also occur here, as fish willing to ascend may follow this second current and reach the dead end of the pressurised ditch. This means that the migration corridor at the Breisach cultural weir, which is essential for the Old/Rest Rhine and the Swiss project rivers, may not be sufficiently detectable and passable at present.

Recommendation: The Rheinkolleg e.V. suggests opening the sheet pile wall in the course of the next maintenance (BAUMGÄRTEL, written communication), which (also from the point of view of the authors of this study) should be urgently examined and implemented. Whether there is a dead-end effect due to the inflow of the pressurised water trench should be checked. If necessary, remedial measures should be provided.

Small hydropower plants (relevance: smolts and returnees)

The results of the Unkermühle pilot study on smolts in the River Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) impressively demonstrate the limits of technical optimisation on smaller hydropower plants. The hydropower turbine has an output of just 420 kW. This example raises the fundamental question of whether hydropower plants with such negligible significance for energy generation should be maintained in salmon priority waters (salmon reintroduction waters).

The ICPR (2004b) already pointed out the problems of operating hydropower plants in salmon project waters 10 years ago.

"The current number of hydropower plants in the Rhine tributaries poses a real and immediate threat to migratory fish populations. It is absolutely essential to demonstrably limit the overall mortality in these waters to an acceptable level for the individual fish populations.

As long as this acceptable level has not been reached, the following direction is given:

- 1) Reluctance to install additional (small) hydropower plants
- 2) Installation of technical protective equipment and descent aids on the existing hydropower plants
- 3) Inclusion of the decommissioning of particularly harmful hydropower plants."

In its document, the ICPR also calls for a "review of the ecological compatibility of planned or existing hydropower plants, taking into account the entire water system. "All too often, the authorisation of small power plants in smaller watercourses is a matter of individual decisions without consideration of the overall situation in the water system." (from ICPR, 2004b)

Recommendation:

Intact salmon populations are absolutely dependent on barrier-free migration corridors and unimpaired watercourse structures. The construction of fish migration aids (ascent and descent) can *in no way* compensate for the deficits caused by transverse structures in terms of migration corridor and habitat quality (backwater, warming). In the most important salmon reintroduction rivers in

terms of prospects of success, hydropower production should therefore be systematically abandoned in order to sustainably promote migratory fish populations, and migration barriers should be removed as far as possible. These include the rivers Sieg (incl. tributaries in the grayling region), Saynbach, Ahr, Schwarzbach (Main system), tributaries of the Ill (grayling regions) and Kinzig (Baden-Württemberg) (incl. tributaries in the grayling region) as well as watercourses in Switzerland (especially the Birs, where small hydropower plants are being built or renovated).

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on location
- Estimated implementation timeframe: 20-30 years (Schwarzbach, Saynbach: < 5 years)

Swimming into turbines from the tailrace (*Tailrace mortality*) (Relevance: Returnees)

According to FERC (1995), at flow velocities of more than 6.1 m/s, it is not possible for salmon to reach the impeller. This makes effective fish protection for migrating fish necessary at all small and medium-sized facilities (salmon project setting). In this respect, it is particularly important that fish passes are easy to locate. Accordingly, barriers in the tailwater, such as rakes or electric fields (e.g. TRAPS, 2019), fish deterrents or similar, should be used at all power plant sites where the outflow velocity in the suction hose does not exceed 6 m/s in order to prevent migrating fish from swimming into suction hoses and to divert them away from undesirable passage routes or into fish passes. Corresponding technical solutions have been available for three decades. The need for individual proof of the damage potential of individual plants should be dispensed with because the available literature research and repeated individual evidence from the Rhine-Meuse system already provide sufficient knowledge of the problem. This is likely to affect almost all hydropower plants in the Rhine-Meuse system (salmon project setting) with the exception of the large power plants on the Upper Rhine (Iffezheim to Kembs).

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: depending on location, up to 20% of upstream migrants (salmon, sea trout); entire Rhine: < 5%
- Estimated timeframe for implementation: 5 years

12.3 Propeller damage caused by ships

(Relevance: primarily returnees)

Changing the design of the navigation channel can significantly reduce the probability of collision and mortality of migratory fish (SPIERTS, 2016). For example, the water depth in some river sections is very shallow, especially during longer dry periods. Deep pools in waterways are often filled in by the water and shipping authorities. Corresponding improvements are already possible in the short term through modified, ecologically adapted management such as the creation or maintenance of deep pools. In the long term, the fleet should be adapted to the conditions in the Rhine by means of smaller vessels with less draught. Deepening the Rhine would have no advantages because the effect would be lost again through the subsequent use of even larger ships.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: 3 years (fleet: 30 years)

With regard to the development of "fish-friendly propellers", a market-ready development is reportedly available (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS hopes to install a propeller on a ship in 2024, which will then be tested for fish damage in a practical test.

- Assessment of feasibility: currently unknown

12.4 Predators

(Relevance: all stages, primarily smolts and returnees)

Predation is thought to play a key role in the negative population trends of salmon (and presumably other migratory fish). The growing body of documentation on the effects of predation must be urgently taken into account in efforts to restore or improve declining salmon and sea trout populations.

General recommendations

- Removal of obstacles to migration, removal of dams including abandonment of electricity production by small hydropower plants (cf. 13.2) in important salmon waters.
- The smolts migrating via the fish pass at the Märkt/Kembs dotation hydropower plant are not guided directly into the Old Rhine that begins there, but into the so-called "Petit Rhin", which has a still-water area of many hectares and only then flows into the Rhine. In this lake-like widening, there is a risk of significant smolt losses due to predatory fish and piscivorous birds. By changing the direction at the end of the descent facility, which could be done with little effort, the fish arriving there could be led directly into the Old Rhine.
- Assessment of feasibility: high in the medium term
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: Dismantling of hydropower plants: 10 years; "Petit Rhin": 1 year

Recommendation for cormorant and goosander management (relevance: AK 0+ - 2+; smolts)

- Lethal deterrence in salmon nursery waters; assessment of feasibility: high
- Scaring in front of and behind the slit openings in the Haringvliet within a radius of 500 m; assessment of feasibility: high
- Discouragement in dam areas and in front of fish ladders; assessment of feasibility: very high

Recommendation catfish management (relevance: returnees, locally also smolts)

- Keeping fish passes free of catfish (removal); it should be borne in mind that catfish are nocturnal and sometimes only visit fish passes at night. Assessment of feasibility: very high
- Targeted fishing for catfish below hydropower stations (removal): Assessment of feasibility: very high
- Abolish fishing restrictions (Netherlands); assessment of feasibility: very high
- Enforce removal obligation for angling and commercial fishing catches or promote removal through incentives; assessment of feasibility: high

Seal/ grey seal management recommendation (relevance: smolts and returnees)

Lethal deterrence of marine mammals is excluded for reasons of species conservation.

Non-lethal deterrents are technically possible through the use of acoustic deterrents ("seal scarers", pingers) and can be used locally (for example around the Haringvliet bottleneck and in front of the port of Rotterdam). An alternative could be the use of sounds that are optimised to harness autonomous reflexes associated with escape behaviour (e.g. "TAST").

- The high density of predators (both seal species) in the Rhine estuaries is probably a major factor in the decline of migratory fish populations in the Rhine-Meuse system. Protection of migratory fish is most likely to be achieved by localised and targeted (species-specific) deterrence measures. Non-lethal management tools such as acoustic devices have varying degrees of success and often pose a risk to the protection of other species due to noise pollution and habitat degradation. The applicability of deterrence methods as a conservation tool will therefore depend on their ability to reduce long-term damage to the target species population without adversely affecting the remaining fauna. As the topic is complex in terms of both nature conservation and technology, it is recommended that the possible use of acoustic deterrent devices at the mouths of the Rhine estuaries be examined in a timely and interdisciplinary manner (e.g. as part of an expert group).
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon)
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years
- Assessment of feasibility: high

12.5 Fisheries

(Relevance: primarily returnees)

There is no reliable data available on the impact of fishing on migratory fish populations. According to the documented salmon with characteristic net injuries and the study results in VAN RIJSSEL *et al.* (2019), the problem of accidental and/or tolerated bycatch still exists (see also photo documentation of the Iffezheim returnees in the appendix I).

Recommendations

- Intensive controls of coastal fishing catches
- Abandonment of fishing off the Haringvliet
- Designation of protected areas below transverse structures, power plants, upstream of fish ladders (500 m) (exception: controlled catfish management)
- In addition to the obligation to set back catches of salmon, sea trout and allis shad, an obligation to report catches and bycatch in (semi)professional fisheries should be introduced (entire Rhine). This would allow "hotspots" to be identified and, if necessary, the establishment of further closed areas to be derived.
- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 10 % of upstream migrants (salmon, sea trout)
- Estimated timeframe for implementation: 2 years

12.6 Habitat measures

(Relevance: spawning and growth phase)

The restoration of former spawning grounds for migratory fish is a particularly effective and powerful component in the reintroduction process, as the Danish experience with the reintroduction of salmon shows (see chapter 4.5). High reproduction rates are able to mitigate the negative effects of various stressors.

Recommendations: Swift and consistent implementation of the EU Water Framework Directive, dismantling of weirs in reproduction streams (see above: "Small hydropower plants") and restoration of near-natural rivers.

- Assessment of feasibility: high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of upstream migrants (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on the type of water body
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case Restrhrine/Old Rhine

To promote the reproduction of salmon and other gravel spawners, every opportunity should be utilised to make bedload available in the Old Rhine. The preservation of structures - such as the existing "NATO ramps" - which promote the formation of gravel banks and inhibit their erosion during flood events is also important in this context.

On German territory, the "Restrhrine" is a federal waterway along its entire length. However, upstream of the approx. 5 km long storage area of the Breisach cultural weir (and thus 90% of its length), it is only navigable for canoes in the long term due to its structure and water flow. It would therefore make sense to deauthorise the federal waterway in order to better facilitate water upgrading measures. Within the remit of the German Federal Waterways and Shipping Administration, no ecological upgrading measures are known to have been carried out to date. Discharge: From November to March, 52 m³/s are currently discharged into the Old Rhine/Restrhrine at the Markt weir and the hydropower plant located there, 54 - 80 m³/s from April to May and September to October and 95 - 150 m³/s from June to August. In the future, the allocation of the Old Rhine/Restrhrine should be significantly increased and ecological redynamisation should be driven forward quickly¹. This would significantly optimise the findability and attractiveness of this migration corridor for smolts and migrants of various species as well as the spawning habitat available for gravel spawners.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of migratory fish (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on an increase in the Old Rhine
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years

12.7 Proposals for a standardised, transnational performance review

The data analyses on which this study is based show considerable deficits in terms of data quality and the quantitative losses of migratory fish and the stressors responsible for the losses. However, a comprehensive, standardised and verified data situation is an essential basis for the successful management of stressors.

A comprehensive monitoring programme should be developed together with experts in order to record the causes of loss, which have so far only been recorded qualitatively and/or semi-quantitatively, more precisely in terms of quantity, time and space. The focus here should be on investigations into actual smolt production in representative nursery waters (including natural reproduction), the success of smolt descents, returnees and the influence of predators. Closer monitoring will be used to determine the loss rates between the theoretically expected number of salmon in comparison to the number of individuals between the delta and the most important

¹ cf. Alonso; ICPR workshop "Masterplan Migratory Fish Rhine", 27/28 April 2010 in Freiburg

sections of the Rhine and tributaries. Knowing the loss rate according to geographical segments and potential causes of endangerment makes it possible to compile groups of factors using an iterative approach and to prioritise them according to their relative value. Methodological standardisation is strongly recommended, e.g. the use of tracking techniques. In the Netherlands, acoustic telemetry is already being used successfully and an extensive infrastructure already exists (particularly around the Haringvliet). Such a network will also be set up in Switzerland in the Rhine and Aare rivers over the next few years (EAWAG project in collaboration with the FOEN). The use of acoustic telemetry is therefore generally recommended. The method requires a comprehensive network of detection facilities along the main migration routes and at transverse structures and the corresponding use of identical technology. The use of transponders can be envisaged for selected issues (e.g. migration). Transponders can be used to mark larger groups at a lower cost. Data exchange could be coordinated by the ICPR. It would probably take 3-5 years to implement such a transnational monitoring programme.

Stocking effort (smolt equivalents)

The theoretically expected number of salmon from stocking was determined in this study on the basis of the stocked smolt equivalents. During the evaluation, it became clear that the allocation of the various smolt equivalents according to stocking stages is handled inconsistently by the various processors. The smolt equivalents to be allocated should be fundamentally harmonised once again within the ICPR project participants. To this end, the values used to date should be verified by at least five studies on survival rates of different stocking stages on representative stretches (e.g. Aare system, Old Rhine, Kinzig (Baden-Württemberg), Ahr and Sieg system) (including long-term measurements with temperature loggers). Furthermore, future data should be entered in a standardised Excel table in such a way that links are possible. A corresponding draft is currently being prepared by ARGE Salmo.

Survival rates of smolts

Initial results on smolt mortality are already available (various transponder studies), but these should be expanded. In particular, it is necessary to differentiate mortality by the various influencing factors (including spatial allocation). This data should also be collected using acoustic telemetry and transponder markings at selected locations.

Return monitoring

The annual salmon returns in the Rhine delta have so far been recorded as CPUE using fish traps. In order to estimate the actual numbers of returnees in the Rhine delta, a comprehensive monitoring programme should be set up that includes how many salmon returnees (compared to the "expected returnees") actually arrive in the delta (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) and whether the numbers of returnees are related to the duration of the opening of the Haringvliet and the respective discharge distributions. Monitoring should be continued at the various control stations (Iffezheim, Gamsheim and others in the Upper Rhine; Moselle-Koblenz, KFS Sieg, III) and expanded to include at least monitoring stations on the Ahr, Main (Kostheim hydropower plant) and Kembs/Märkt. The returnee forecasts calculated on the basis of the stocked smolt equivalents in comparison with the detection numbers of returnees (see Fig. 2; 13) suggest a comparable temporal development and comparable proportions with regard to the catch proportions compared to the forecast for the Iffezheim and Gamsheim monitoring stations (subject to the time gaps in the Iffezheim monitoring). In the period 2006 to 2020, an average of 30.8% of the *expected* returnees were documented in Iffezheim and 30.3% in Gamsheim; in 2011 and 2012, the values in Gamsheim were even higher than in

Iffezheim. The approximate agreement suggests that no significant losses occurred between Iffezheim and Gamsheim until 2020 (e.g. due to poor condition of the returnees, shipping traffic, predation by catfish, poaching). In Gamsheim, the number of returnees was recorded with a high degree of consistency, as would be expected after the deduction of upstream migrants in the Ill and Rensch rivers. This can also be interpreted as an indication that the Gamsheim fish pass is easy to locate and pass and that smolt mortality at the Iffezheim passage is rather low. However, this assessment must be regarded as provisional due to the limited monitoring over several years and the construction measures in Iffezheim, the still pending evaluation of the video recordings from Iffezheim (2021 - 2023) and the ultimately (still) short time series. However, the data expressly speak in favour of the importance of efficient fishway monitoring at these and other locations in the Upper Rhine (acoustic telemetry). At monitoring stations, the use of AI identification systems to evaluate videos is recommended and should be prioritised in an expert commission. The expansion of the network of monitoring stations should also be prioritised.

Predators

The influence of catfish, harbour seal/ grey seal and other predators should be investigated using so-called predation tags (acoustic telemetry) on the Haringvliet and at barrages in Germany and France. The methodology also allows predation to be monitored independently of existing barrages/dams/hydropower plants and the risk posed by shipping traffic.

Exchange of information and cooperation

It is necessary to improve the exchange of information on injuries. For example, despite repeated requests and intervention by the ICPR, France did not provide any photographic evidence and/or interpretations of the condition of the returnees from Gamsheim for this study. However, these would have been important - even if they are not representative - for following up the fate of the individuals documented in Iffezheim (2022, 2023) (see Appendix I). The following questions could *not* be answered due to a lack of photographs:

- ⇒ How many of the uninjured, moderately injured and severely injured salmon reach Gamsheim?
- ⇒ Do salmon documented in Iffezheim sustain (further) injuries on their way to Gamsheim?
- ⇒ How do the injuries documented in Iffezheim develop until they are recorded in Gamsheim (in particular abrasions and infections of the skin and fins)?
- ⇒ Are there any indications of a strain on the time budget due to injuries?

Implementation mandatory reporting of migratory fish catches

In the entire Rhine catchment, migratory fish catches should be subject to mandatory reporting. Reports should be submitted to the responsible fisheries authorities, which enter the data into a database to be created.

Functional checks on the detectability and passability of fish passes

It is common practice in many regions to classify water bodies or sections of water bodies as passable after the installation of fish passes without further functional checks. This is justifiable for watercourse-wide ramps at locations without further utilisation (e.g. diversion for hydropower plants). However, transverse structures on large rivers (Rhine, Main, Moselle, Neckar, etc.) with lateral fish passes still represent a barrier in principle due to the inevitably limited detectability of the entry to the fish pass, which is only overcome by some of the returning fish. The lower the flow rate of the fish pass compared to the proportion in the main stream, the more limited the detectability. In the majority of small and medium-sized diversion power plants known to the authors, a barrier effect is caused by an insufficient minimum water flow in the main channel for adult salmon (physical barrier effect), which is further exacerbated by dead-end effects at the point of reflow of the turbinated water (behavioural barrier "misleading guide flow" into the underwater ditch) (see also Chapter 13.2 "Swimming into turbines from the tailrace").

In all the cases mentioned, even a few transverse structures can preclude the sustainable reintroduction of salmon due to cumulative effects. It is therefore urgently recommended to check the *actual continuity* of existing fishways by means of functional checks. (The need to dismantle small hydropower plants has already been discussed in section 13.2 ("Small hydropower plants"). The updated status of river continuity should be entered into a database to be created.

Genetic monitoring The joint genetic monitoring is producing interesting results for management. Although the study has not yet been finalised, it appears that the genetic quality of the stocked fish has an impact on the survival of the smolts. The stocking age also appears to have an effect on the survival of the salmon, depending on the water body. NASCO also suggests that domestication effects should be minimised during reintroductions. Finally, genetic monitoring provides initial indications of the exact origin of the returning salmon (stocking waters, stocking age, strain, etc.). For this reason, this monitoring should be continued in a targeted manner and where necessary. The salmon parent gene banks and the stocking fish batches should be further analysed for their genetic suitability. The number of returnees in the Rhine that can be used as parents is currently still very low. It will therefore also be essential in the coming years to breed parent animals. Domestication effects should be avoided as far as possible. The establishment of fertilisation of eggs with cryopreserved sperm from wild males should therefore be pursued further and, if successful, introduced across the board (a trial is currently underway in Switzerland), which could significantly reduce the effects of domestication. Accompanying genetic analyses are essential for quality assurance.

ANNEX V Methods

2. Methods

2.1 Calculation of smolt equivalents (standardised stocking effort)

A conversion method (agreed within the ICPR) can be used to quantify the stocking effort as so-called smolt equivalents from the previous stocking measures. The conversion is intended to standardise the stocking measures with different life stages (from the egg to the smolt ready to migrate), which also have different survival rates in the field according to their developmental stages and size. A smolt equivalent stands for a salmon that has already grown up in the field in the first growth period (from the first autumn at the latest) and is at the beginning of its migration. It can be assumed that these fish have been exposed to natural selection processes, have a high degree of imprinting on their home waters and have sufficient experience in the wild (e.g. predator experience) and fitness. The stocked smolts produced in aquacultures are less well imprinted on their home waters and are inexperienced in the wild ("naive") and therefore have a lower return rate (approx. 25% compared to the salmon stocked as age class 0+ until the first autumn; result of long-term tagging experiments on the Sieg and Wupper-Dünn rivers in NRW; literature references) and receive a correspondingly lower smolt equivalent (4 stocked smolts = 1 smolt equivalent). The extent to which *qualitative* differences in stocking smolts influence the return rates is still unclear. Table A1 summarises the definitions and conversion values.

Table A1: Conversion of salmon stocks into smolt equivalents (Old Rhine/Restrhine France special case)

Definition of					Smoltequivalents		Emigration time as smolts (%)		
Stage	Stage (english)	Stade (français)	Biomass	Stocking time	F Vieux Rhin	D, F, Ch	same year	+ 1 year	+ 2 years
Ova green	Green eggs	Œuf embryonné		<Mr		75,0	0	50	50
Ova eyed	Eggs (eye point)	Œuf œillé		<Mr		60,0	0	50	50
Alvin	Yolk sac larva	Alevin vésicule non résorbée		<Mr		100,0	0	50	50
unfed fry	Broodling unfed	Alevin vésicule résorbée	0,15-0,25 g	Mr/Apr	12,8	40,0	0	50	50
fed fry 2-6 weeks	Broodling briefly fed	Alevin nourri	<0,5 g	Apr/My		20,0	0	50	50
Parr summer	Parr Summer	Tacon d'été	0,5-1,2 g	Jun/Jul		6,0	0	50	50
Parr autumn	Parr autumn	Tacon d'automne	8-15 g	Sep/Oct		5,0	0	50	50
Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Mélange tacon 1+ & smolt 1+	<25 g	Mr/Apr		5,0	50	50	0
Parr 1+	Parr 1+	Tacon 1+	<20 g	Mr/Apr/My		5,0	0	100	0
Smolt 1+	Smolt 1+	Présmolt 1+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0
Smolt >1+	Smolt >1+	Smolt 2+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0

2.2 Data analysis and presentation

Allocation of sea-winter proportion by total length

The measured returnees are categorised by total length, with length classes being derived from the longest possible data series. The data from the Iffezheim and KFS Sieg control stations, which have been in operation since 2000, are used for this purpose (Table A2 & A3). At the Sieg, different length classes are formed for female and male, as the data differentiated by sex (partly verified by scale analyses) show that males grow better over the same period than females, which are more energetically burdened for the production of their sexual products. On average, females therefore spend longer in the sea than males, most of which return as grilse (1 SW) (Fig. A1).

Table A2: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters on the **Sieg** according to the categorisation in Fig. 1 (representative for K2 & K3 Middle Rhine and Lower Rhine: NRW, Rhineland-Palatinate North, Hesse) (Data: LANUV NRW)

Year	1 SW	2 SW	3 SW	4 SW	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	158	48	6	1	213	74	23	3
2001	36	16	10	4	66	55	24	21
2002	160	17	10	1	188	85	9	6
2003	61	18	15	2	96	64	19	18
2004	40	17	20	3	80	50	21	29
2005	126	26	13	5	170	74	15	11
2006	127	22	22	4	175	73	13	15
2007	196	100	101	12	409	48	24	28
2008	82	124	84	4	294	28	42	30
2009	135	27	27	7	196	69	14	17
2010	141	78	50	5	274	51	28	20
2011	34	36	38	6	114	30	32	39
2012	37	34	19	9	99	37	34	28
2013	79	10	6	3	98	81	10	9
2014	100	28	27	4	159	63	18	19
2015	92	60	39	5	196	47	31	22
2016	60	13	17	4	94	64	14	22
2017	72	23	29	3	127	57	18	25
2018	3		5		8	38	0	63
2019	27	8	8	4	47	57	17	26
2020	8	7	7	1	23	35	30	35
2021	23	2	11	1	37	62	5	32
2022	16	2	5		23	70	9	22

Table 2b shows the allocation of the measured returnees to sea-winters in Iffezheim.

Tab. A3: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters in **Iffezheim** (representative for the K1 Upper Rhine and High Rhine: Switzerland, France, Baden-Württemberg, southern Rhineland-Palatinate; data: ASR)

Year	1 SW (≤ 72 cm)	2 SW (73 - 87 cm)	3 SW (≥ 88 cm)	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	70	4	1	75	93	5	1
2001	24	29	6	59	41	49	10
2002	75	18	1	94	80	19	1
2003	41	42	7	90	46	47	8
2004	26	30	16	72	36	42	22
2005	15	19	15	49	31	39	31
2006	13	31	3	47	28	66	6
2007	10	46	4	60	17	77	7
2008	19	56	14	89	21	63	16
2009	16	21	16	53	30	40	30
2010	2	8	8	18	11	44	44
2011	2	36	15	53	4	68	28
2012	2	8	13	23	9	35	57
2013		2	2	4	0	50	50
2014	17	55	16	88	19	63	18
2015	48	135	63	246	20	55	26
2016	11	59	78	148	7	40	53
2017	40	91	23	154	26	59	15
2018	7	64	22	93	8	69	24
2019	13	30	20	63	21	48	32
2020	112	67	18	197	57	34	9

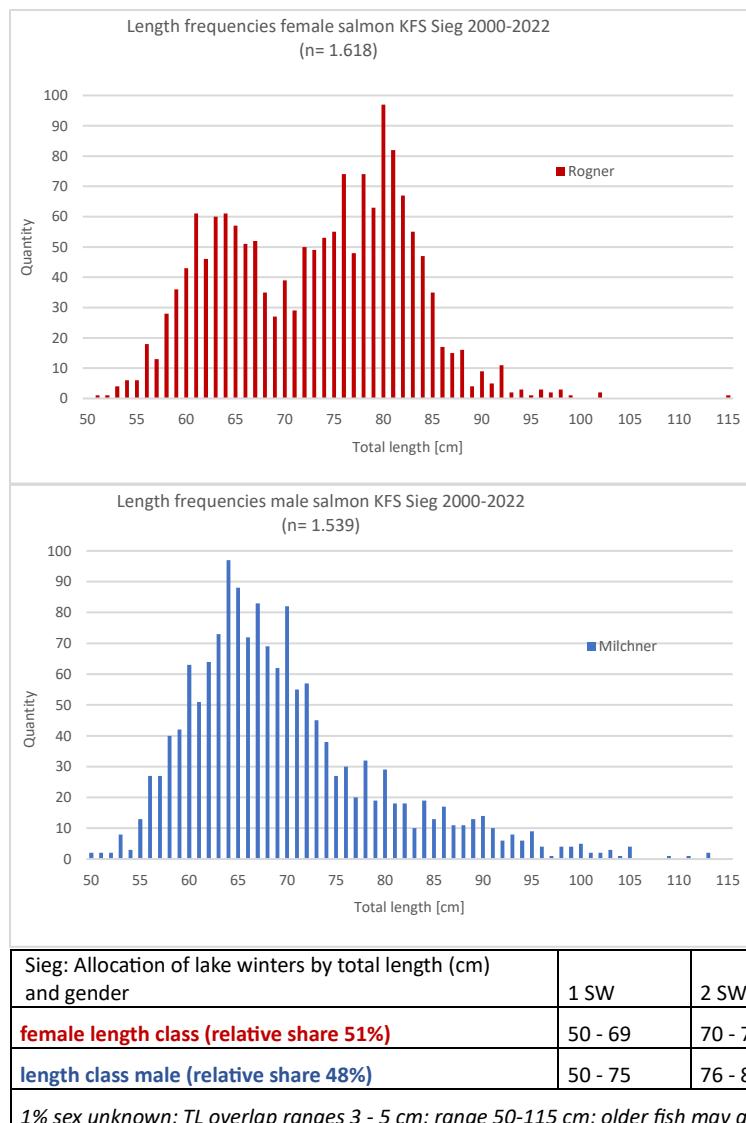


Fig. A1: Salmon - length frequencies of female (top) and male (bottom) at the KFS Sieg (NRW) and allocation of sea-winters for females and males (data: LANUV) (see Table 2)

Distribution of stocked salmon (smolt equivalent) by sea-winter proportions

With the change of donor origins from mixed strains with predominantly high proportions of grilse (1 SW) to origins with high multi-sea-winter proportions, namely Loire-Allier in coordination unit K1 (Upper Rhine) and Ätran in coordination units K2 & K3 (Middle/Lower Rhine) in the years 2003 to 2004, the sea-winter proportions changed accordingly (Tab. A2 & A3). This also shifts the return years over which a smolt year class is distributed in the following years. Before 2007, on average 51% of the smolts in K1 returned as grilse in the following year (mean values 2000 - 2006, Iffezheim data), in K2 and K3 it was 68% (mean values KFS Sieg). After the change of donor stock, the proportion of grilse in K1 was only 18% (multi-sea-winter proportion 82%), in K2 and K3 52% (multi-sea-winter proportion 47%). Table A4 summarises the calculated proportions for the two periods mentioned; it should be noted that the proportions fluctuate considerably between years and that these are mean values from relatively short time series. The sea-winter proportions form the basis for the following calculations of how a smolt year class is proportionally distributed among the returnee years (see Table A6) and how high the number of "expected returnees" is in a year. The return rate is set at 1% from smolt out-migration as a working basis for a standardised analysis in all years and observation areas.

Table A4: Proportion of sea-winter returnees in the coordination units

Sea-winter shares (%)	K1 Upper Rhine (according to data from Iffezheim; ASR)		K2 & K3 Middle/Lower Rhine (according to data from KFS Sieg; LANUV)	
Period	2000-2006	from 2007	2000-2006	from 2007
1 SW	51	18	68	52
2 SW	38	53	18	20
3 SW (+)	11	29	15	27

Assessment of natural reproduction

Annually the ICPR asks the project participants for their assessment of natural reproduction. The data are expert judgements based on quantitative, semi-quantitative and qualitative surveys. For each water body, 0 (no evidence) to 4 (high density) points could be awarded. The wild salmon densities listed (chapter 3.3) are therefore dependent on the number of water bodies assessed, their accessibility, the scope of sampling and the expert judgement on local wild salmon densities. Although the data do not permit statistical analysis, they do serve to check the plausibility of the assessment of the overall trend, particularly in comparison with the returnee statistics (see also chapter 2.3).

2.3 Calculation of expected salmon returnees

In order to be able to estimate the number of returnees with regard to the underlying stocking effort, the expected number of returnees is calculated from the stocked smolt equivalents. A return rate of 1% of migrating smolts is used as a working basis. As the smolts from natural reproduction could not be quantified due to a lack of data, these "wild smolts" are not taken into account in the analysis. The tool (basis: Excel) for calculating the smolt equivalents and the associated annual returnee forecast for the following years is shown in Table A5, Fig. A2 shows an example of a graphical representation of "Evidence of returnees" versus "Expected returnees". The further these two values deviate from each other, the more the returnee rate deviates from 1%. If the number of returnees (detections) decreases compared to the returnee forecast according to the stocking effort, the returnee rate decreases accordingly (and vice versa). The development is illustrated graphically as "Proportion of returns compared to the forecast" (in percent).

Table A5a: Input table for stocking numbers

Year	Eggs	AK 0+				AK 1+			Σ
		fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring	
2024									0

Tab. A5b: Continuation Tab. A5a: Output conversion to smolt equivalents (automated)

Eggs	AK 0+					AK 1+			Σ
	fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs 5-12 cm Summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring		
Eyed ova									
Σ/60	Σ/20	Σ/6	Σ/5	Σ/20	Σ/5	Σ/5	Σ/4	0	

Tab. A5c: Continuation Tab. A5b: Calculation of the expected number of returnees (automated)

The forecast shown as an example is set to a return rate of 1% (from the smolt stage) and differentiated according to sea-winter proportions (can be adjusted if necessary).

Smolts AK 1	Smolts AK 2	Σ Smolts	Wild- Smolts AK 1	Wild- Smolts AK 2	Σ Smolts Wild	Σ Smolts total	1 SW (until 2006: 0.68%; from 2007: 0.52%)	2 SW (until 2006: 0.18%; from 2007: 0.20%)	3 SW until 2006 0.15% from 2007 0.27%)	Σ Forecast number of returnees

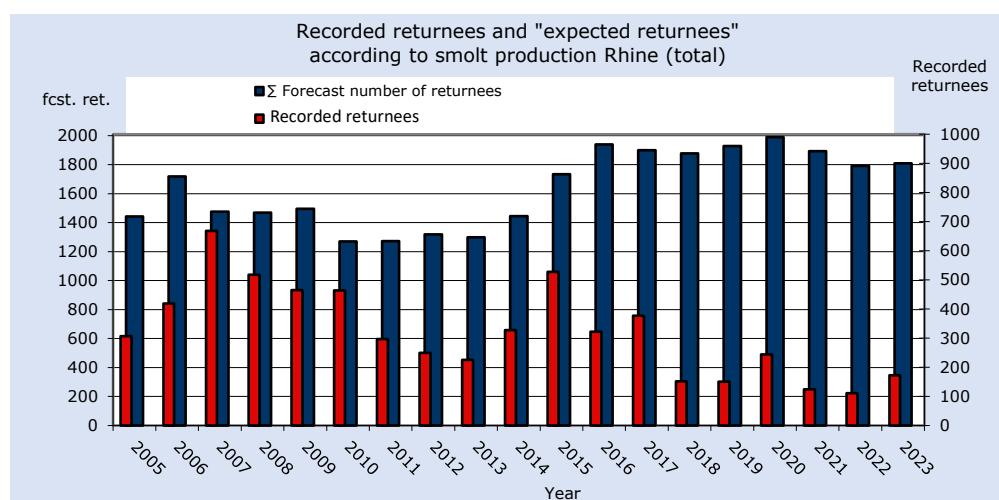


Fig. A2: Exemplary graphic based on the "total_Rhine" data

The distribution of a stocking batch of salmon over the following life stages is shown in Table A6.

Table A6: Allocation of a stocking batch of salmon to the following life stages; see smolt equivalents in Table 1

Year	AK 0+ stocking	AK 1 Parr stocking	AK 1 & 2 Smolt stocking	Returnee 1 SW	Returnee 2 SW	Returnee 3 SW
0	Growth	Growth	Migration 100 %			
1	Migration 1 50%	Migration 100 %				
2	Migration 2 50%				from 1. migration	
3				from 2. migration	from 1. migration	
4					from 2. migration	from 1. migration
5						from 2. migration

Table A7.1: Calculated smolt equivalents in the Rhine system from 2002 (Sieg above KFS: from 1997) to 2022

Year	Rhine total	Coordination units		Subgroups K3 K2			Subgroups K1		
		Upper Rhine	Middle & Lower Rhine	Sieg	Sieg abv. KFS	Moselle	Below Iffezheim	above Iffezheim	above Gamsheim
1997				31.879	33871	500			
1998				52.697	46870	450			
1999				46.356	36964	500			
2000				79.178	62873	850			
2002				61.838	52621	1.475			
2002	171273	37466	133807	95519	59024	0	137182	34091	11044
2003	166520	38420	128099	78905	44097	0	131280	35239	15794
2004	178153	53822	124331	83298	64326	4000	126296	51857	39857
2005	164456	44205	120252	79324	68553	4000	123723	40734	29588
2006	193586	28797	164789	122996	80576	3000	167714	25872	14388
2007	87351	7547	79805	53138	54742	2083	80693	6658	3599
2008	154701	24186	130514	104102	66416	1950	134663	20038	8953
2009	138818	24929	113889	93867	80578	850	118807	20011	8279
2010	138227	28521	109705	82568	77582	4408	114466	23761	12117
2011	121027	40442	80585	57841	46782	4678	87625	33402	25531
2012	197549	46046	151503	114250	100384	3117	159646	37903	26907
2013	208395	38159	170236	134264	108416	5939	179541	28854	17595
2014	215450	61831	153619	122560	119866	3350	163847	51602	42219
2015	169156	65856	103300	73198	75218	3832	120552	48605	38700
2016	241411	95253	146159	105764	104551	4496	171376	70035	58704
2017	172721	89193	83528	47399	47811	2687	100570	72151	61157
2018	195293	61568	133725	88380	86898	3104	152888	42406	33459
2019	163999	64190	99808	62394	52810	5460	120752	43246	33691
2020	191154	54976	136178	76809	60498	3897	160894	30260	24273
2021	185765	72897	112867	80668	62763	621	141219	44545	38263
2022	187636	59272	128364	81148	61418	3886	148373	39263	32736

Table A7.2: Numbers of smolt migrants in the Rhine system from 1998 to 2023

Year	Rhine total	Upper Rhine	Middle/Lower Rhine	Sieg	Sieg above KFS-station	Moselle	under Iffezheim	above Iffezheim	above Gambsh.
1998				39344	15937	2113			
1999				42288	38373	475			
2000				49526	39919	475			
2001				62767	47919	675			
2002	13311	10906	2404	72912	59497	1163	2404	10906	
2003	107634	19545	88089	92189	65946	738	89776	17858	5522
2004	183230	30358	152872	102628	59358	0	156150	27080	13419
2005	184528	46989	137539	88698	52294	2000	140463	43916	31825
2006	184511	50725	133786	85883	65109	4000	137114	47247	36174
2007	151526	33262	118263	82533	64518	5250	121130	30396	19081
2008	120645	15320	105325	76084	58456	3617	106515	14130	6858
2009	118146	15495	102651	81072	56652	167	104958	13188	6117
2010	142077	24433	117644	96119	67085	1250	122177	19900	8491
2011	139809	27750	112059	83660	77638	6217	116898	22911	11223
2012	127746	37057	90689	70546	59982	2131	96589	31157	21399
2013	159438	43037	116401	85044	72078	5453	124861	34578	25144
2014	209893	50457	159436	123576	103207	3183	167727	42166	31039
2015	204124	43574	160550	128069	111788	2650	169883	34241	23920
2016	186282	58456	127825	97256	94853	3375	141566	44716	35072
2017	198134	81823	116311	85671	84083	4164	137846	60289	49671
2018	204126	92067	112058	74777	72386	3591	133439	70687	59524
2019	188574	74468	114106	73993	71441	2895	131858	56716	46746
2020	176046	62901	113145	72362	64783	4282	133282	42763	33513
2021	175010	59793	115216	66552	51582	4678	138257	36753	28982
2022	190607	64013	126594	78717	59610	4384	153204	37403	31268
2023	185050	65711	119339	80900	60069	1191	143146	41904	35500

2.4 Statistics

The collected and researched data records are summarised in Excel in tabular form, critically reviewed and cleansed. Depending on the data situation and the statistical distribution of the data sets, they are aggregated for different questions at different levels or partial data sets are created. The selection of the (partial) data sets used for the analysis is based not only on the specific hypothesis but also on the available data quality. Due to the large number of potential influencing variables, both univariate statistical analyses (generally based on linear models) and multivariate methods (e.g. principal component analysis to condense intercorrelated explanatory variables) are used. Overall, the statistical analyses are primarily aimed at identifying the key factors from the available data sets of sufficient data quality that significantly influence the numbers of returning salmon. If possible, the key factors identified in this way should be weighted according to relevance (e.g. using stepwise multiple regressions) and their statistically independent influences should be worked out. All important data bases and meaningful results are presented graphically.

The analyses are carried out in R, Excel, Jmp, SPSS (automation of analyses in Excel and R).

Graphical representation: A large number of data sets are presented as time series diagrams. Where trends can be recognised or where it facilitates interpretation, individual values (e.g. annual values) are not shown in bar charts, but as data points that are provided with reference lines between the individual values for visual illustration. These reference lines are therefore not progression lines or should not be interpreted as a continuous progression.

2.5 Methods Multifactorial analysis

The multivariate statistical method of principal component analysis (PCA) was used (software: R, package: "vegan") to summarise the relationship between salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) and the potential influencing factors identified using univariate methods in a model.

The basic procedure was as follows:

- 1 Firstly, the returnee years were ranked according to their similarity in the characteristics of the potential influencing variables (on the basis of the correlation matrix):
 - Spring runoff during the smolt migration
 - Population development of piscivorous birds in the catchment area and / or in the migration corridor during smolt migration
 - Population development of seals (harbour seal and grey seal) in the Rhine delta and Wadden Sea in the year of the return migration
 - Autumn discharge during the return migration
 - Population development of catfish in the migration corridor during the return migration
 - Number of large ships (> 3,000 tonnes) in the migration corridor during the return migration
- 2 From this ordination, only the meaningful principal components (eigenvalue > 1.0; prominent in the scree plot) were used for further analysis
- 3 The relationship of salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) to the significant principal components was statistically tested *a posteriori* using a Monte Carlo permutation test (999 iterations).

This analysis was carried out on the one hand for all reported returnees in the Rhine catchment and on the other hand for the individual trapping stations where multiple counts of the same individual were excluded (Sieg, Iffezheim, Moselle). The reference data for fish-eating bird populations above the Haringvliet were spatially adjusted. Details of the variables used can be found in Appendix III (Table A III 1).

In addition to the content analysis described above, the year of return was also always set *a posteriori* in relation to the relevant main components, as the results of the univariate relationships suggested a high degree of temporal correlation.