

Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels (*Coregonus oxyrinchus*) in deutschen Nordseegewässern

Machbarkeitsstudie

Sandra Schulze, Torve Christiansen, Jörg Scholle,
Griet Nobis und Bastian Schuchardt

BfN-Schriften

713

2025





Bundesamt für
Naturschutz

Wiedereinbürgerung des Nordsee- schnäpels (*Coregonus oxyrinchus*) in deutschen Nordseegewässern

Machbarkeitsstudie

Sandra Schulze,
Torve Christiansen,
Jörg Scholle,
Griet Nobis,
Bastian Schuchardt

Impressum

Titelbild: Schnäpel in verschiedenen Lebensstadien (Fotos: S. Schulze und T. Jäger-Kleinicke)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

BioConsult GmbH & Co. KG	Auf der Muggenburg 30, 28217 Bremen
Dipl.-Biol. Sandra Schulze	E-Mail: schulze@bioconsult.de
MSc Umweltbiol. Torve Christiansen	christiansen@bioconsult.de
Dipl.-Biol. Jörg Scholle	scholle@bioconsult.de
MSc Internat. Environ. St. Griet Nobis	nobis@bioconsult.de
Dr. Bastian Schuchardt	schuchardt@bioconsult.de
Unter Mitarbeit von:	
Dipl.-Biol. Tassilo Jäger-Kleinicke	Fischzucht
	Radebrook 3 A, 24147 Kiel
	E-Mail: tassilo@jaeger-kleinicke.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Christian Pusch	Fachgebiet II 3.4 „Marine Fischfauna und ökologische Auswirkungen der Fischerei“
---------------------	--

Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-475-8

DOI 10.19217/skr713

Bonn 2025

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
Zusammenfassung	8
Abstract	10
1 Hintergrund und Ziel	13
2 Vorgehensweise	14
3 Genetischer Status des Schnäpels (AP1)	16
3.1 Namen, Synonyme, Verwirrung	16
3.2 Einführung	16
3.3 Position 1: <i>C. oxyrinchus</i> ist ausgestorben und die Schnäpel aus der Vidå gehören zur Art <i>C. maraena</i>	17
3.4 Position 2: Schnäpel aus der Vidå möglicherweise <i>C. oxyrinchus</i> , nicht eindeutig zugehörig zu <i>C. maraena</i>	19
3.5 Hybridisierung und weitere Erkenntnisse	21
3.6 Schlussfolgerungen	23
4 Übersicht zu Schutzstatus und Artfrage (Exkurs)	25
4.1 International	25
4.2 Dänemark	26
4.3 Niederlande	26
4.4 Deutschland	27
4.5 Schlussfolgerungen	28
5 Analyse und Evaluation bisheriger Wiederansiedlungsprojekte zum Schnäpel (AP 2)	29
5.1 Vidå	30
5.2 Treene	35
5.3 Rhein	43
5.4 Weitere	49
5.5 Schlussfolgerungen (Wiederansiedlungsprojekte insgesamt)	54
6 Habitatanforderungen des Schnäpels (AP 3)	56
6.1 Eier	56
6.2 Larven	57
6.3 Jungfische	57
6.4 Adulte	59
6.5 Schlussfolgerungen	61

7	Zwischenfazit: Sind (weitere) Wiederansiedlungsprogramme für den Schnäpel sinnvoll?	63
7.1	Genetischer Status	63
7.2	Projekte	63
7.3	Habitate	64
7.4	Schlussfolgerungen	65
8	Besatzmaßnahmen als Bestandteil einer Wiederansiedlung (AP 4)	66
8.1	Welche Population?	66
8.2	Welche Gewässer?	66
8.3	Welcher Umfang?	73
8.4	Welche Voraussetzungen?	73
8.5	Welche Risiken? (IUCN-Kriterien)	73
8.6	Schlussfolgerungen	74
9	Maßnahmen zur Unterstützung einer Wiederansiedlung (AP 6)	75
9.1	Habitatanforderungen in den verschiedenen Lebensphasen	75
9.2	Habitatausstattung und -defizite in den Auswahlgewässern	75
9.2.1	Wümme	76
9.2.2	Oste	77
9.2.3	Stör	79
9.2.4	Treene	79
9.3	Erforderliche Maßnahmentypen	80
9.4	Schlussfolgerungen	82
10	Monitoring des Maßnahmen Erfolgs (AP 5)	84
10.1	Aktuelle und zukünftige Nutzung der Wattenmeer-Ästuar	84
10.2	Aktuelle und zukünftige Nutzung der Auswahlgewässer durch Laichtiere	85
10.3	Vorhandensein von Frühlarven	86
10.4	Vorhandensein von und Raumnutzung durch Jungfische	87
10.5	Schlussfolgerungen	87
11	Konzept eines Aktionsplans zur Förderung des Schnäpels (AP 7)	89
11.1	Einführung	89
11.2	Grundlagen	89
11.3	Ansatz	89
11.4	Zwischenziele und Aktionen	89
11.5	Zeitplan und Kostenschätzung	90

11.6	Schlussfolgerungen	90
12	Eignung eines Wiederansiedlungsprojektes als Realkompensation und zur Ersatzgeldverwendung (AP 8).....	91
12.1	Rechtliche Rahmenbedingungen	91
12.2	Diskussion der rechtlichen Eignung	92
12.3	Prüfung der inhaltlichen Eignung.....	93
12.4	Schlussfolgerungen	95
	Literaturverzeichnis	97
	Abbildungsverzeichnis	105
	Tabellenverzeichnis	106
	Abkürzungsverzeichnis.....	107
	Anhang	108

Vorwort

Der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) ist eine Wanderfischart und wird in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie geführt und unterliegt damit besonderem europarechtlichem Schutz. In vielen europäischen Flüssen ist sie seit Mitte des 20. Jahrhunderts ausgestorben.

In deutschen und niederländischen Gewässern war der Nordseeschnäpel z.B. im Rhein, in der Maas und in der Schelde verbreitet. Wie bei anderen Wanderfischarten (z.B. dem Europäischen Stör) sind eine Vielzahl von Faktoren hierfür verantwortlich, u.a. die Belastung mit Schadstoffen sowie die fehlende Durchgängigkeit der Fließgewässer, aber auch die übermäßige fischereiliche Entnahme. Wissenschaftler gehen davon aus, dass nur eine kleine Population des Nordseeschnäpels in Dänemark überlebte.

Die vorliegende Wissenschaftsstudie, die im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) erstellt wurde, beantwortet die Fragen, ob sich der rezente Bestand des Nordseeschnäpels in Dänemark für Besatz- oder Wiedereinbürgerungsmaßnahmen in deutschen Gewässern eignen würde und ob dies unter den heutigen Bedingungen im ehemaligen Verbreitungsgebiet realisierbar wäre.

Ein wesentliches Ergebnis der Studie ist, dass die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels in deutschen Gewässern möglich wäre und einen positiven Beitrag zur Wiederherstellung der Artenvielfalt leisten könnte – unter der Voraussetzung, dass die Durchgängigkeit der Fließgewässer verbessert und ihre natürliche Dynamik zumindest teilweise wiederhergestellt wird.

Wir danken der BioConsult GmbH & Co. KG und allen beteiligten Expert*innen, die an der Erstellung der Studie beteiligt waren.

Britta Knefelkamp

Leiterin der Abteilung II 3 des Bundesamtes für Naturschutz

Zusammenfassung

Der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) ist eine anadrome Fischart, die in vielen europäischen Flüssen seit Mitte des 20. Jahrhunderts als ausgestorben gilt. Der Nordseeschnäpel wird in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie als prioritäre Art geführt und unterliegt damit besonderem europarechtlichem Schutz. Allerdings besteht seit längerem ein wissenschaftlicher Dissens zur Artabgrenzung und damit zur Frage, ob die rezente Population in der Vidå und daraus entstandene Populationen für weitere Wiederansiedlungsmaßnahmen geeignet sind.

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR (nunmehr BioConsult GmbH & Co. KG) 2022 mit einer Zusammenstellung, Analyse und Wertung des aktuellen Wissens- und Diskussionsstandes zur Biologie und Ökologie sowie der bisherigen und laufenden Besatzmaßnahmen des Nordseeschnäpels beauftragt, um auf dieser Grundlage über die Sinnhaftig- und Erforderlichkeit sowie Umsetzbarkeit von weiteren Wiedereinbürgerungsmaßnahmen in deutschen Gewässern zu entscheiden. Dazu werden im Rahmen der Studie auch mögliche notwendige Maßnahmen identifiziert, die die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels unterstützen könnten sowie ein Monitoringkonzept und ein Umsetzungspfad als Aktionsplan skizziert. Zusätzlich sind die Maßnahmen zur Wiederansiedlung auch hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit im Rahmen der Realkompensation und/oder der Ersatzgeldverwendung betrachtet worden.

Das Projekt umfasst folgende Arbeitspakete:

- AP 1: Genetischer Status des Schnäpels
- AP 2: Analyse und Evaluation durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte zum Schnäpel
- AP 3: Habitatanforderungen des Schnäpels
- AP 4: Besatzmaßnahmen als Bestandteil einer Wiederansiedlung
- AP 5: Monitoring der Wirksamkeit von Besatzmaßnahmen
- AP 6: Maßnahmen zur Unterstützung einer Wiederansiedlung
- AP 7: Aktionsplan zur Förderung der Schnäpels
- AP 8: Eignung eines Wiederansiedlungsprojektes als Realkompensation und zur Ersatzgeldverwendung

Auf der Grundlage der Literaturrecherche, der Gespräche mit ExpertInnen in Deutschland, Dänemark und den Niederlanden und der Analyse der durchgeführten Projekte lassen sich bzgl. der Fragestellung folgende Einschätzungen ableiten:

- Obwohl die Frage der Artabgrenzung letztlich weiterhin offen ist und die rezenten Populationen in den Nordseezuflüssen sowohl als *C. maraena* als auch als *C. oxyrinchus* benannt werden, sollten sie, auch aufgrund ihrer spezifischen Habitatsprüche, als eigenständige „evolutionarily significant unit“ (ESU) bezeichnet werden.
- Wir schlagen vor, da *C. oxyrinchus* durch mehrere Rechtsregime geschützt ist und die rezenten Populationen auch bei der Aufnahme in die Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie als prioritäre Art gemeint waren („anadrome Populationen in bestimmten Gebieten der Nordsee“), auch für die Vidå-Population und die daraus entstandenen Populationen diesen

Artnamen zu verwenden, wie es auch v. a. in Dänemark und den Niederlanden geschieht. In den Roten Listen könnten u. E. beide Formen als *C. oxyrinchus* einmal mit dem Zusatz „Rhein-Schnäpel“ (ausgestorben), einmal mit dem Zusatz „Vidå-Schnäpel“ geführt werden.

- Unabhängig von der Frage der Artzugehörigkeit befürworten alle befragten Experten aus Ichthyologie, Verwaltung und Fischerei weitere Wiederbesiedlungsmaßnahmen in den deutschen Wattenmeer-Ästuaren mit dem Schnäpel aus der Vidå (z. T. auch mit den daraus entstandenen Populationen).
- Ob weiterer Besatz nur mit frischem Material aus der Vidå-Population oder auch weiter mit Material aus der Treene oder auch dem Rhein durchgeführt werden sollte, bedarf weiterer Diskussionen. Dabei ist auch die Frage der Verfügbarkeit zu berücksichtigen.
- Die drei Wiederansiedlungsprojekte in Vidå und weiteren Gewässern, der Treene und im Rhein zeigen, dass eine erfolgreiche Wiederansiedlung möglich ist, aber auch misslingen kann.
- Die Projekte haben die Wissensbasis bzgl. der Anforderungen an Wiederbesiedlungsmaßnahmen deutlich verbreitert; es verbleiben jedoch auch noch signifikante Lücken.
- Die Projekte zeigen, dass vorab die spezifische örtliche Situation analysiert werden muss, das Wissen über die Habitatanforderungen ausreichend sein muss und ein Monitoring des Reproduktionserfolgs wichtig ist.
- Besatzmaßnahmen müssen einen zentralen Bestandteil eines Wiederansiedlungsprojektes darstellen. Auf der Grundlage der Recherchen werden dazu konkrete Empfehlungen zu u. a. Umfang und Dauer gegeben. Die Ästuarnebenflüsse Wümme, Oste, Stör und Treene weisen die relativ beste Eignung auf („Auswahlgewässer“).
- Neben den Besatzmaßnahmen ist die Wasserqualität relevant; diese ist in den ausgewählten Gewässern kein begrenzender Faktor.
- Weitere essentielle Voraussetzung sind geeignete Laich- und Aufwuchshabitate sowie eine gute Erreichbarkeit der Laichhabitate für die aufsteigenden Tiere. Hier besteht trotz größerer Verbesserungen in den letzten Jahren noch Handlungsbedarf. Diese Maßnahmen müssen im Detail identifiziert und Teil des Wiederansiedlungsprogramms werden.
- Ein längerfristiges Monitoring sollte neben vorlaufenden Untersuchungen Bestandteil des Programms werden. Dieses wird skizziert.
- Der konzeptionierte Aktionsplan beschreibt die wesentlichen Voraussetzungen und Bestandteile eines Wiederansiedlungsprogramms. Ein solches Programm muss eine Laufzeit von > 10 Jahren haben.
- Das Programm könnte u. E. durch Ersatzgelder finanziert werden, die im Rahmen von Eingriffsvorhaben in der deutschen AWZ der Nordsee anfallen. Eine Finanzierung als Maßnahme der Realkompensation ist vermutlich nur eingeschränkt möglich.
- Insgesamt halten wir die Durchführung eines größeren, wissenschaftlich begleiteten Wiederansiedlungsprogramms im skizzierten Rahmen für sinnvoll.

Abstract

The North Sea houting *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) is an anadromous fish species that is considered extinct in many European rivers since the middle of the 20th century. The North Sea houting is listed as a priority species in Annex II and IV of the Habitats Directive and is therefore subject to special protection under European law. However, there has long been a scientific debate on the species delineation and thus on the question of whether the recent population in the Vidå and the populations that emerged from it are suitable for further restoration measures.

In the light of this, the Federal Agency for Nature Conservation (BfN) commissioned BioConsult Schuchardt & Scholle GbR (now BioConsult GmbH Co. KG) in 2022 with a compilation, analysis and evaluation of the current state of knowledge and discussion on the biology and ecology as well as on previous and ongoing houting stocking in the North Sea in order to decide on the appropriateness, necessity and feasibility of further stocking and restoration measures in German waters. For this purpose, the study will also identify possible necessary measures that could support the restoration of the North Sea houting and outline an action plan that covers a monitoring and implementation concept. In addition, the restoration measures are also evaluated in terms of their feasibility in regards to real-term compensation and/or the use of compensation funds.

The project covers the following work packages:

- WP 1: Genetic status of the houting
- WP 2: Analysis and evaluation of previous and ongoing houting restoration projects
- WP 3: Habitat requirements of the houting
- WP 4: Stocking as part of restoration
- WP 5: Monitoring the effectiveness of stocking
- WP 6: Measures to support restoration
- WP 7: Action plan to support the houting
- WP 8: Suitability of a restoration project as a real-term compensation and as the use of compensation funds

Based on literature research, discussions with experts from Germany, Denmark and the Netherlands and the evaluation of realised projects, the following conclusions are drawn with regard to the questions to be answered:

- Although the question of species delineation still remains unanswered and the recent populations in the North Sea tributaries are considered both as *C. maraena* and *C. oxyrinchus*, they should be regarded as an independent "evolutionarily significant unit" (ESU), also due to their specific habitat requirements.
- Since *C. oxyrinchus* is protected by several legal regimes and the recent populations were also intended as a priority species when they were included in Annex II and IV of the Habitats Directive ("anadromous populations in certain sectors of the North Sea"), we propose to use this species name also for the Vidå-population and the populations that emerged from it, as done in particular by Denmark and the Netherlands. In our opinion, both could be included in the Red Lists as *C. oxyrinchus*, one with the extension "Rhine houting"

(extinct) and one with the extension "Vidå houting".

- Irrespective of the question of species affiliation, all the ichthyology, administrative and fisheries experts interviewed were in favour of further restoration measures in the German Wadden Sea estuaries with the houting from the Vidå (in part also with the populations that emerged from it).
- Whether further stocking should only be carried out with fresh material from the Vidå-population or also with material from the Treene or the Rhine requires further discussion. The question of availability must also be considered.
- The three restoration projects in the Vidå and other water bodies, the Treene and the Rhine show that successful restoration is possible, but can also fail.
- The projects have considerably expanded the knowledge base regarding the requirements for restoration measures; however, substantial gaps still remain.
- The projects demonstrate that specific local conditions must be examined in advance, knowledge of habitat requirements must be sufficient and monitoring of reproductive success is of importance.
- Stocking must be a central component of a restoration project. Based on the research, specific recommendations are made regarding inter alia the scope and duration. The estuary tributaries Wümme, Oste, Stör and Treene are considered as relatively best suited ("selected water bodies").
- In addition to stocking, water quality is also of relevance; this is not a limiting factor in the selected water bodies.
- Other essential prerequisites are suitable spawning grounds and nursery areas as well as good accessibility of spawning grounds by the ascending animals. Despite major improvements in recent years, there is still a need for action in this regard. These measures of action must be identified in detail and integrated into the restoration programme.
- Longer-term monitoring should be part of the programme alongside preliminary investigations. This is outlined.
- The conceptual action plan describes the essential requirements and components of a restoration programme. Such a programme must have a duration of > 10 years.
- In our opinion, the programme could be financed by compensation funds that are generated as part of interventions in the EEZ of the German North Sea. Funding as a real-term compensation is probably only possible to a limited extent.

Overall, we consider the implementation of a larger, scientifically supported restoration programme within the framework outlined to be reasonable.

1 Hintergrund und Ziel

Der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) ist eine anadrome Fischart, die in vielen europäischen Flüssen seit Mitte des 20. Jahrhunderts als ausgestorben gilt. Der Nordseeschnäpel wird in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie geführt und unterliegt damit besonderem europarechtlichem Schutz. Von OSPAR ist der Nordseeschnäpel als „gefährdete und im Rückgang befindliche Art“ gelistet. Auf der IUCN Red List wird er als „Vulnerable“ geführt (Freyhof 2011). Svendsen (2018) bestätigt aktuell, dass die Art eines strengen Schutzes bedarf.

Allerdings besteht seit längerem ein wissenschaftlicher Dissens zur Artabgrenzung. Zum einen ist es möglich, dass *C. oxyrinchus* historisch nur im Rhein und westlich davon vorgekommen und seit ca. 1940 ausgestorben ist und alle Schnäpel-Populationen der Nordsee östlich des Rheins sowie in der Ostsee *C. maraena* zuzuordnen waren und sind (v. a. Freyhof und Schöter 2005). Zum anderen ist es möglich, dass die historischen, v. a. im Wattenmeer und den zugehörigen Ästuaren verbreiteten Schnäpel-Populationen (die auch ca. 1940 weitgehend verschwunden sind) (auch) als *C. oxyrinchus* oder zumindest als eigenständige „Evolutionarily Significant Unit“ (ESU) (Waples 1991) einzuordnen waren bzw. sind (Jepsen et al. 2012, Jensen et al. 2015, Winter 2017). Nach dem drastischen Rückgang im Laufe des 20sten Jahrhunderts hat eine Population dieser Form in der Vidå in Dänemark überlebt und könnte als Ausgangsmaterial für eine (weitere) Wiederansiedlung genutzt werden. Die Diskussion zum Artbegriff und der Differenzierung zwischen Nordsee-, Ostsee- und ehemaligen Rhein-Schnäpeln ist deshalb für die Frage einer (weiteren) Wiederansiedlung relevant.

Vor diesem Hintergrund ist es aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz eine Zusammenstellung, Analyse und Wertung des aktuellen Wissens- und Diskussionsstandes zur Biologie und Ökologie sowie der bisherigen und laufenden Besatzmaßnahmen des Nordseeschnäpels sinnvoll, um auf dieser Grundlage über die Sinn- und Erforderlichkeit sowie Umsetzbarkeit von zusätzlichen Besatz- oder Wiedereinbürgerungsmaßnahmen in deutschen Gewässern zu entscheiden. Dazu sollen im Rahmen der Studie auch mögliche notwendige Maßnahmen identifiziert werden, die die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels unterstützen könnten, ein Monitoringkonzept sowie ein Umsetzungspfad als Aktionsplan skizziert werden. Mögliche Maßnahmen sollen auch im Hinblick auf die Umsetzbarkeit im Rahmen der Realkompensation und/oder der Ersatzgeldverwendung evaluiert werden.

2 Vorgehensweise

Aufgabe des Vorhabens ist eine Zusammenstellung, Analyse und Wertung des aktuellen Wissens- und Diskussionsstandes zur Biologie und Ökologie sowie der bisherigen und laufenden Besatzmaßnahmen des Nordseeschnäpels, um auf dieser Grundlage mögliche zusätzliche Besatz- oder Wiedereinbürgerungsmaßnahmen in deutschen Gewässern zu konzipieren. Dazu werden, orientiert an der Leistungsbeschreibung, die folgenden Schritte (Arbeitspakete, AP) bearbeitet:

AP 1: Genetischer Status des Schnäpels

In diesem AP geht es wesentlich darum, eine aus Naturschutzsicht sinnvolle Position in dieser offenen Diskussion der Artabgrenzung zu entwickeln und mit dem BfN abzustimmen und auf dieser Grundlage die weiteren Arbeitsschritte für eine Wiedereinbürgerung zu entwickeln.

AP 2: Analyse und Evaluation durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte zum Schnäpel

Dieses AP soll die vorliegenden positiven wie negativen Erfahrungen bereits durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte zusammenführen und nutzbar machen und damit eine wesentliche Grundlage für die weitere Bearbeitung liefern. Dies erfolgt sowohl durch eine Literaturschau als auch durch Gespräche mit an den verschiedenen Maßnahmen Beteiligten.

AP 3: Habitatanforderungen des Schnäpels

In diesem Arbeitsschritt wird aufbauend auf AP 2 die vorhandene deutsche und internationale Literatur ausgewertet und die Habitatcharakteristika der Gebiete näher betrachtet, in denen bereits Wiederansiedlungsprojekte durchgeführt wurden.

AP 4: Besatzmaßnahmen als Bestandteil einer Wiederansiedlung

In AP 4 werden ähnlich einer Machbarkeitsstudie die konkreten Anforderungen an Art und Umfang möglicher zukünftiger Besatzmaßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels erarbeitet. Für die Fragestellung in welchem Ausmaß, an welchen Orten und unter welchen Bedingungen Besatzmaßnahmen durchgeführt werden sollten sowie für die Auswahl geeigneter Habitate soll auf die umfangreichen Erkenntnisse und Erfahrungen zurückgegriffen werden. Hierzu werden Fachgespräche mit den Beteiligten (Wissenschaftler, Fischzüchter, Fischereivereine, Landesämter) geführt.

AP 5: Monitoring der Wirksamkeit von Besatzmaßnahmen

In AP 5 erfolgt die Konzeption eines Monitoringprogramms zur Dokumentation der Wirksamkeit möglicher zukünftiger Besatzmaßnahmen. Die Konzeption des Monitoringprogramms wird zum einen die in bisherigen Wiederansiedlungsprojekten gemachten Erfahrungen nutzen, zum anderen auch mögliche Synergien mit laufenden Monitoringprogrammen prüfen.

AP 6: Maßnahmen zur Unterstützung einer Wiederansiedlung

Es ist davon auszugehen, dass für eine erfolgreiche Wiederansiedlung auch Maßnahmen erforderlich sind, die die erforderlichen Habitatqualitäten herstellen bzw. verbessern. Dazu werden v. a. aufbauend auf den Ergebnissen von AP 3 mögliche Maßnahmentypen konzipiert. In diesem AP wird auch geprüft, ob Managementmaßnahmen denkbar sind, die ungewollte Beifänge von Schnäpeln in der Fischerei reduzieren.

AP 7: Aktionsplan zur Förderung der Schnäpels

In diesem Arbeitspaket werden die Ergebnisse der vorangegangenen Arbeitspakete 1 bis 6 zu einem Handlungsplan mit konkreten Umsetzungsschritten zur Förderung des Schnäpels verdichtet.

AP 8: Eignung eines Wiederansiedlungsprojektes als Realkompensation und zur Ersatzgeldverwendung

In AP 8 werden die Möglichkeiten und Begrenzungen einer Durchführung von Maßnahmen zur Wiederansiedlung im Rahmen von Realkompensation und/oder der Verwendung von Ersatzgeld für Eingriffe in der AWZ der deutschen Nordsee geprüft.

3 Genetischer Status des Schnäpels (AP1)

3.1 Namen, Synonyme, Verwirrung

Aufgrund des unklaren genetischen Status des Nordseeschnäpels und der Neigung zu Hybridisierungen bei Coregonen werden mehrere Arten der Gattung von verschiedenen Autoren unterschiedlich abgegrenzt bzw. aktuelle Populationen unterschiedlichen Arten zugeordnet.

Der Name *Coregonus oxyrinchus* wird zum einen für den als ausgestorben geltenden Rhein-Schnäpel als auch für den historisch und rezent vorkommenden Schnäpel in der Nordsee, dem Nordseeschnäpel, benutzt.

Der Name *Coregonus maraena* wird historisch und rezent für den Ostseeschnäpel benutzt. Zudem wird wegen des unklaren taxonomischen Status und einer ausgeprägten Hybridisierung der Name von einigen Autoren auch für alle rezenten Populationen in Nord- und Ostsee benutzt.

Weitere in Norddeutschland abgegrenzte Arten der Gattung sind z. B. *Coregonus lavaretus* (Große Maräne), *Coregonus albula* (Kleine Maräne) und *Coregonus holsatus* (Schaalsee-Maräne) als nicht wandernde Schnäpelarten einiger norddeutscher Seen.

Nachfolgend sind mit den Bezeichnungen „Nordseeschnäpel“ und „Schnäpel“ die rezenten anadromen Populationen der Nordsee gemeint, sofern nicht ausdrücklich auf eine abweichende Bedeutung der jeweils verwendeten Artbegrifflichkeit hingewiesen wird.

3.2 Einführung

Der taxonomische Artstatus des Schnäpels und die Verwandtschaftsbeziehung zu anderen Coregonen sind bisher nicht befriedigend geklärt. Coregonen sind bekannt für ihre Plastizität, der Modifikation von Merkmalen durch Umweltbedingungen (Scheffel 1994). Sechs Arten sind für Nordeuropa dokumentiert; mehr als 50 Formen, Unterarten oder Arten wurden in der Vergangenheit beschrieben (nach Wheeler 1978). Insbesondere der exakte taxonomische Status der als Nordseeschnäpel bezeichneten Art (*Coregonus oxyrinchus*) gilt bislang als unsicher und es ist nicht eindeutig geklärt, ob es sich um eine Art, Unterart oder eine lokale Population handelt.

Durch die unklare Artabgrenzung ist auch der Schutzstatus in Deutschland und Europa verwirrend. So führen die aktuelle Rote Liste (RL) Deutschlands (Freyhof 2009; Freyhof et al. 2023) und z. T. die der Bundesländer und die RL gefährdeter Arten der IUCN (2021) v. a. aufgrund der Einschätzung von Freyhof & Schöter (2005) den Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) heute als ausgestorben, aber dennoch ist die Art in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie¹ der Europäischen Union aufgeführt und sowohl bei Länderbehörden als auch in den Niederlanden und in Dänemark werden die aktuellen Populationen der in der FFH-Richtlinie aufgeführten Art *Coregonus oxyrinchus* zugeordnet.

In der Literatur sind im Grunde zwei Positionen vertreten. Einerseits argumentieren hauptsächlich Freyhof und Schöter (Schöter 2002; Freyhof & Schöter 2005), dass die Art *Coregonus oxyrinchus* historisch nur im Rhein, der Schelde und der Maas sowie möglicherweise an der Ostküste Englands vorgekommen ist und seit 1940 als ausgestorben gilt. Alle Schnäpel-

¹ <http://www.fauna-flora-habitatrichtlinie.de>

Populationen östlich des Rheins sowie in der Ostsee sind und waren laut Freyhof & Schöter (2005) *Coregonus maraena* zuzuordnen.

Andererseits wird der historische *C. oxyrinchus* als endemisch im Wattenmeer beschrieben (Duncker & Ladiges 1960, Hansen et al. 2008, Jepsen et al. 2012, Jensen et al. 2015, Winter 2017). Nach dem drastischen Rückgang im Laufe des 20sten Jahrhunderts hat eine Population in der Vidå in Dänemark überlebt, die als *C. oxyrinchus* oder zumindest als eigenständige „Evolutionarily Significant Unit“ (ESU) (Waples 1991) eingestuft wird (Jepsen et al. 2012, Jensen et al. 2015, Winter 2017).

Im Folgenden werden die beiden oben genannten Positionen und ihre Herleitung ausgeführt und gegenübergestellt und die Konsequenzen für weitere Wiederansiedlungsmaßnahmen diskutiert.

3.3 Position 1: *C. oxyrinchus* ist ausgestorben und die Schnäpel aus der Vidå gehören zur Art *C. maraena*

Freyhof & Schöter (2005) schlussfolgern vor allem auf der Grundlage der Zählung von Kiemenreusendornen unterschiedlicher *Coregonus*-Populationen (die im Rahmen der Diplomarbeit eines der Autoren (Schöter 2002) durchgeführt wurde), dass *Coregonus oxyrinchus* (L., 1758) nicht großräumig in der süd-östlichen Nordsee verbreitet war sondern lediglich im Rheineinzugsgebiet, der Maas und der Schelde sowie der Ostküste Englands vorkam und seit 1940 als ausgestorben gelten muss. Damit stellten sie die bis dahin geltende Einschätzungen zur Verbreitung dieser Art in Frage, bestätigen jedoch ältere Annahmen von Thienemann (1937) (siehe dazu Freyhof & Schöter 2005 und Mehner et al. 2018).

Grundlage dieser Schlussfolgerungen ist die oben genannte Untersuchung der Anzahl der Kiemenreusendornen auf dem ersten Kiemenbogen. Bei 14 Individuen (historisches Museumsmaterial aus dem Rhein) wurde dabei mit einer Anzahl von 38 bis 46 eine deutlich höhere Anzahl als für die rezent in der Nordsee vorkommenden Schnäpel (28 bis 35) sowie alle anderen untersuchten *Coregonen* festgestellt (23 bis 36) (siehe Abb. 1). Das rezente Material der Untersuchung stammte von Populationen aus der Ems, der Elbe, der Treene und aus mehreren Gewässern Dänemarks sowie von verschiedenen anadromen und lacustrinen *Coregonen* aus der Schlei, der Peene, der Oder, des Madü-Sees und des Vänern. Da die Anzahl der Kiemenreusendornen für alle Populationen bis auf das historische Material aus dem Rhein weite Überschneidungsbereiche zeigt wird für diese angenommen, dass sie zu einer Art gehören und *Coregonus maraena* (Bloch, 1779) zugeordnet. Auch Dierking (2010) findet eine deutlich niedrigere Anzahl der Kiemenreusendornen rezenter Populationen aus der Elbe und der Treene im Vergleich zu den Literaturwerten des historischen Rhein-Schnäpels. Er schlussfolgert, ohne auf die taxonomische Debatte im Detail einzugehen, dass die Nordseevariante des Schnäpels, obwohl von der Ostseevariante durch Genetik und Kiemenreusendornen abzugrenzen, wahrscheinlich nicht als *C. oxyrinchus* zu bezeichnen ist.

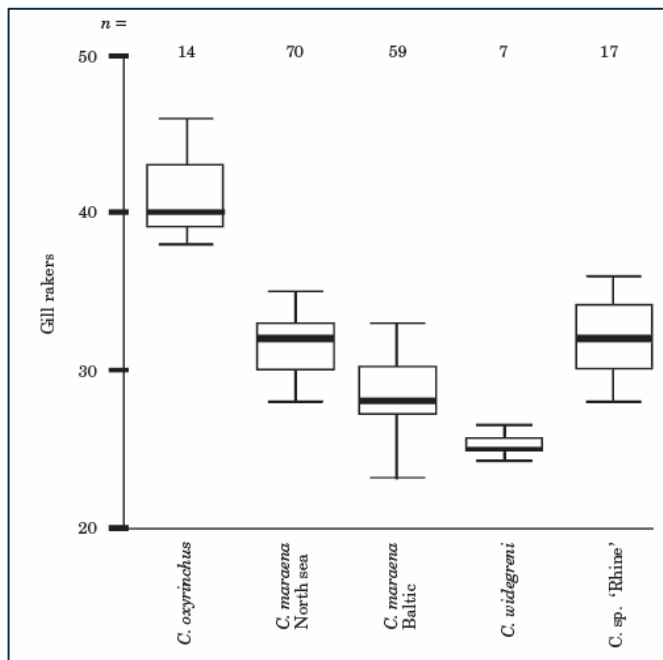


Abb. 1: Box-Plots der Anzahl der Kiemenreusendornen von *Coregonus* spp. (Quelle: Freyhof & Schöter 2005).

Diese Einschätzung wird in Kottelat & Freyhof (2007) auf der bisherigen Datenbasis bekräftigt und dabei um die Möglichkeit erweitert, dass die aktuellen Vorkommen des Schnäpels in der Nordsee möglicherweise nicht *C. maraena*, sondern einer bisher unbeschriebenen Art zuzuordnen seien.

In Mehner et al. (2018) widmet sich Freyhof (als Co-Autor) diesen Fragen auf der Grundlage von genetischen Analysen von insgesamt 15 rezenten und 2 historischen *Coregonus*-Populationen erneut. Neben Ergebnissen zur Abgrenzung von *C. holsatus* sind hier vor allem die Ergebnisse zur Abgrenzung von *C. oxyrinchus* und *C. maraena* relevant. Die Vergleiche zeigen die Schwierigkeiten einer eindeutigen Artidentifikation und die starke Hybridisierung. Danach sind alle untersuchten Schnäpel-Populationen einander genetisch sehr ähnlich und keine gegenwärtige Population ist identisch mit der historischen Population *C. oxyrinchus* (historisches Material aus dem Rhein). Das Material aus dem Rhein kann unterschiedlich eng den verschiedenen Arten und Populationen zugeordnet werden; die relativ größte Ähnlichkeit besteht zu *C. maraena* (siehe auch Abb. 2). Mehner et al. (2018) vermuten, dass die historische Population bereits introgressive Hybridisierungen mit Genen aus dem Bodensee Komplex als auch mit *C. maraena* erlebte.

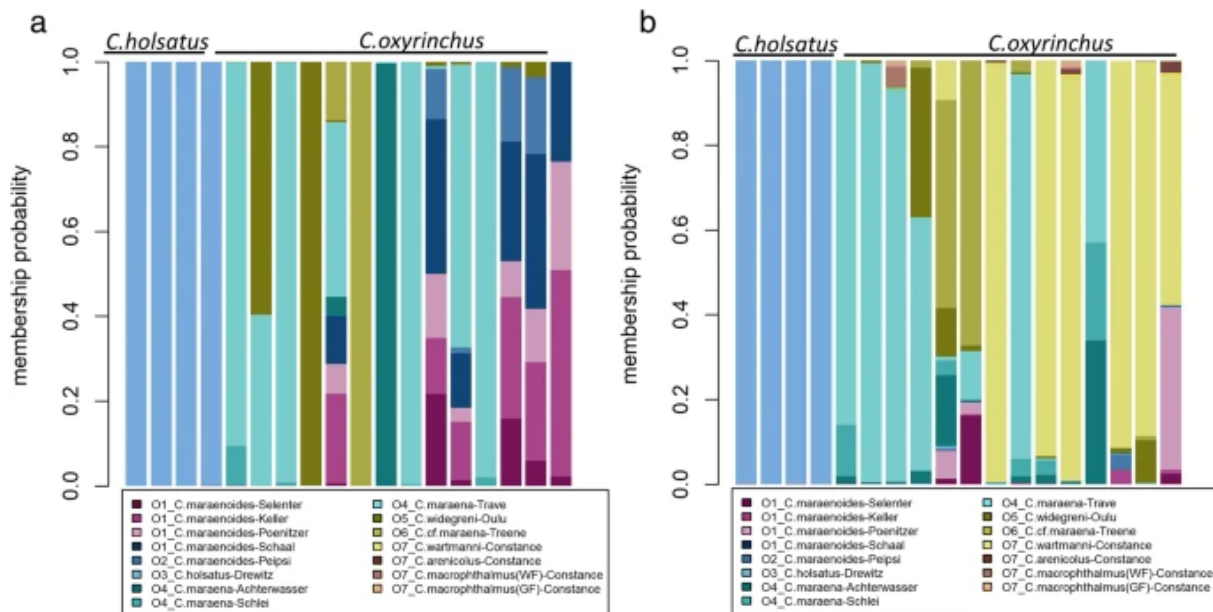


Abb. 2: Wahrscheinlichkeiten der Zugehörigkeit von historischen *C. oxyrinchus* Individuen und *C. holsatus* Individuen zu gegenwärtigen Schnäpel-Populationen. Panel a und b basieren auf unterschiedlichen statistischen Mitteln; (a) Discriminant Analysis of Principal Components, (b) Bayesian assignment in GeneClass2. (Zugehörigkeiten von *C. holsatus* nicht relevant für diese Studie.) (Quelle: Mehner et al. 2018).

Mehner et al. (2018) resümieren u. a., dass die Trennung von *C. oxyrinchus* (repräsentiert durch die 14 historischen Exemplare aus dem Rhein) und *C. maraena* (repräsentiert durch die Treene-Population, jetzt als *Coregonus cf. maraena* bezeichnet) in der Nordsee weniger klar als bisher angenommen ist. Auffällig sei besonders die starke Selbstzuordnung der Treene-Population. Insgesamt gehen die Autoren trotz dieses Resümeees jedoch davon aus, dass die rezente Vidå/Treene- und die historische Rhein-Population nicht identisch sind und deshalb die Wiedereinbürgerung des Schnäpels im Rhein (mit Besatz aus der Vidå/Treene-Population) nicht als Wiedereinbürgerung mit *C. oxyrinchus* bezeichnet werden sollte. Aktuell hat Freyhoff in der Roten Liste seine Position, dass nur der historisch im Rhein vorkommende Nordseeschnäpel als *C. oxyrinchus* zu bezeichnen und dieser weltweit ausgestorben sei bekräftigt (Freyhof et al. 2023).

Deutlich wird insgesamt, dass sich der historische Rhein-Schnäpel, als *C. oxyrinchus* bezeichnet, sowohl morphologisch als auch genetisch relativ deutlich von den rezenten Schnäpeln der Nordseezuflüsse und der Ostsee unterscheidet. Als unstrittig anzunehmen ist auch, dass der historische Rhein-Schnäpel ausgestorben ist.

Ob es sich durch die erfolgreiche Einbürgerung des Schnäpels in den Rhein durch Tiere aus der Vidå-Population um eine (kritisierte) Faunenverfälschung handelt, ist für die Bearbeitung der Fragestellung im vorliegenden Bericht, nämlich der Wiedereinbürgerung des Schnäpels in die Nordseezuflüsse, nicht relevant.

3.4 Position 2: Schnäpel aus der Vidå möglicherweise *C. oxyrinchus*, nicht eindeutig zugehörig zu *C. maraena*

Die oben umrissene Position von Freyhof & Schöter (2005) wird von einer Reihe von Autoren mit verschiedenen Argumenten kritisiert (u. a. Jepsen et al. 2012; Jensen et al. 2015).

Freyhof und Schöters Annahmen bauten ursprünglich auf der Anzahl der Kiemenreusendornen auf. Dies wird allerdings als alleiniges morphologisches Merkmal zur Artabgrenzung kritisiert. Zum einen, weil gerade die Anzahl der Kiemenreusendornen in nah verwandten Gruppen der Coregoniden sehr variabel sein kann (u. a. Hansen et al. 2008) und zum anderen fand die Veränderung der Anzahl der Kiemenreusendornen in der ontogenetischen Entwicklung (MacNeill & Brandt 1990) keine Berücksichtigung. So ist die Anzahl der Kiemenreusendornen vom Alter der Fische (und damit von der Wachstumsrate und dem Reproduktionszyklus) abhängig (Hansen et al. 2008). Die anhand der Kiemenreusendornen unterschiedenen morphologischen Einheiten korrelieren außerdem nicht unbedingt mit genetisch verwandten Gruppen (Ostbye et al. 2005). Hinzu kommt, dass sich die Anzahl der Kiemenreusendornen in einer isolierten Population schon in wenigen Generationen verändern kann (Winter 2017). Auch Hertz et al. (2019) zweifeln die Annahme an, da mehrere genetische Analysen gezeigt haben, dass solche morphologischen Merkmale homoplastisch und nur bedingt nützlich sind, um die genetische Verwandtschaft darzustellen (Ostbye et al. 2005, Etheridge et al. 2012; Jacobsen et al. 2012). Zudem hebt D. Bekkevold (persönliche Mitteilung, 2022, DTU Aqua, National Institute of Aquatic Resources Section for Marine Living Resources) hervor, dass Unterschiede in genetischen und morphologischen Eigenschaften über einen großen Verbreitungsraum regelmäßig vorkommen.

Kritisch zu sehen ist ferner, dass die Autoren auf der einen Seite einen signifikanten Unterschied in einem Merkmal dazu nutzen eine Art von der anderen abzutrennen (Rhein-Schnäpel vom Nordseeschnäpel) (siehe auch Tab. 1) und auf der anderen Seite genau den gleichen signifikanten Unterschied (Nordseeschnäpel unterschiedlich von Ostseeschnäpel) (siehe auch Tab. 1) nicht berücksichtigen, indem sie die beiden sogar zu einer Art zusammenfassen.

Tab. 1: P-Werte für ANOVA und post hoc Tests für die Anzahl der Kiemenreusendornen aus unterschiedlichen Proben und Coregonus Arten (Quelle: Freyhof und Schöter 2005).

	<i>C. oxyrinchus</i>	<i>C. maraena</i> Noth Sea	<i>C. maraena</i> Baltic	<i>C. maraena</i> Lake Miedwie	<i>C. maraena</i> Lake Vänern basin	<i>C. widegreni</i>
<i>C. maraena</i> Noth Sea	0.000*					
<i>C. maraena</i> Baltic	0.000*	0.000*				
<i>C. maraena</i> Lake Miedwie	0.000*	0.993	0.961			
<i>C. maraena</i> Lake Vänern basin	0.000*	0.047	0.972	0.749		
<i>C. widegreni</i>	0.000*	0.000*	0.361	0.222	1.000	
<i>C. sp. „Rhine“</i>	0.000*	1.000	0.038	1.000	0.174	0.001*

*, significant difference after Bonferoni adjustment

Neben der Zahl der Kiemenreusendornen wird die Position von Freyhof & Schöter (2005) auch auf Grund verschiedener genetischer Untersuchungen kritisiert. U. a. Brunke et al. (2013),

Dierking et al. (2014), Winter (2017) und Hertz et al. (2019) gehen nicht davon aus, dass es sich bei den Populationen aus der Nordsee und der Ostsee tatsächlich um dieselbe Art handelt.

Die Publikation von Dierking et al. (2014) zeigt anhand von genetischen Analysen, dass sich die untersuchten Populationen aus der Nordsee relativ klar von denen aus der Ostsee unterscheiden. Vor allem die Ursprungspopulationen aus der Vidå (Nordsee) und der Peene (Ostsee) sind danach eindeutig voneinander zu unterscheiden. Dies ist durch phänotypische Unterschiede in der Anzahl der Kiemenreusendornen als auch durch genetische Unterschiede sowie durch statistische Ermittlungen von Ursprungspopulationen belegt (Dierking et al. 2014). Hierdurch wird auch die Hypothese von Hansen et al. (2008) bestätigt, wonach die Populationen in der Ostsee und der Nordsee aus einer Rekolonisation nach der letzten Eiszeit entstanden sein sollen. Es wird angenommen, dass die Divergenz zwischen 6.000 und 20.000 Jahren stattfand. Seit der Divergenz sind die Arten auch reproduktiv voneinander isoliert, was wiederum andeutet, dass es sich hier um zwei unterschiedliche Arten handelt (Bekkevold 2019).

Obwohl die rezenten Populationen in Nord- und Ostsee sehr nah miteinander verwandt sind, sind sie genetisch und auch ökologisch unterschiedlich. Hansen et al. (2008) weist vor allem auf die Salinitäts-Toleranz der Nordseeschnäpel hin, die einzigartig in der Gruppe der Coregonen ist und schließt mit dem Fazit, dass die Schnäpel-Populationen in der Nordsee, wenn nicht als eigene Art, so doch zumindest als „evolutionary significant units“ anzusehen sind. Zu dem gleichen Ergebnis kommen auch Jacobsen et al. (2012) und Dierking et al. (2014), die beide auch die spezifische Toleranz mariner Salinitäten beim Nordseeschnäpel betonen. Bekkevold (2019) hebt hervor, dass deshalb keine andere Art der Coregonen im Stande wäre, die Gebiete in der Nordsee wieder mit einer Nordseeschnäpel-ähnlichen Population zu kolonisieren sollte der Nordseeschnäpel hier aussterben.

3.5 Hybridisierung und weitere Erkenntnisse

Neben den oben genannten Positionen gibt es weitere Erkenntnisse bezüglich der Zugehörigkeit des Rhein-Schnäpels zu den bestehenden Populationen und des genetischen Status der bestehenden Populationen in Nordsee und Ostsee. Für die Beurteilung ob Wiedereinbürgerungsmaßnahmen zu empfehlen sind, muss zudem das Thema der Hybridisierung zwischen den Coregonen aufgegriffen werden.

In der Literatur gibt es Hinweise, die gemeinsame Eigenschaften zwischen dem Nordseeschnäpel und dem historischen Rhein-Schnäpel andeuten. Der Schnäpel aus der Nordsee (Vidå) wurde, auch aufgrund der ökologischen Eigenschaft der Salinitäts-Toleranz von 33 PSU von dem Schnäpel aus der Ostsee abgegrenzt. Diese Eigenschaft ist sehr selten unter den Coregonen (Jepsen et al. 2012, Winter 2017). Winter (2017) weist zudem darauf hin, dass die historischen Rhein-Schnäpel die gleiche Salinitäts-Toleranz aufwiesen wie der Schnäpel aus der Nordsee.

Zusätzlich konnte von Dierking et al. (2014) gezeigt werden, dass die Anzahl der Kiemenreusendornen von rezenten Populationen aus der Treene und Elbe mit den Literaturwerten der Kiemenreusendornen der Nordseepopulation (definiert durch Freyhof & Schöter 2005) vergleichbar sind. Im Gegensatz hierzu war die Anzahl der Kiemenreusendornen der Populationen aus der Treene und der Elbe signifikant höher als die aus der Peene und ein klarer

Unterschied zwischen den Populationen aus der Nordsee und denen aus der Ostsee konnte festgestellt werden (Dierking et al. 2014).

Die Arbeit von Dierking et al. (2014) konnte neben den verwandtschaftlichen Verhältnissen der Ursprungspopulationen auch Erkenntnisse zum Aufbau der gegenwärtigen Populationen in Deutschland liefern. Hierzu wurde die DNA von vier Schnäpel-Populationen aus der Nordsee (aus Vidå, Treene, Elbe, Rhein), fünf Populationen aus der Ostsee (aus Peene, Schlei, Lachs-bach, Trave, Nord-Ostsee-Kanal) und drei Populationen aus deutschen Seen (Bordesholm, Pinnow, Poenitz) verglichen. Die Autoren konnten feststellen, dass die Ursprungspopulationen aus der Vidå und der Peene jeweils genetisch homogene Populationen sind (Abb. 3). Anders verhält es sich mit den Populationen aus den Wiederansiedlungsprogrammen. In diesen Populationen konnte Hybridisierung von den drei Ursprungspopulationen festgestellt werden. Der Anteil der Hybridisierungen ist unterschiedlich zwischen den Populationen und reicht in der Nordsee von 11 % in der Treene bis 36 % in der Elbe (Abb. 3). Die Hybride sind lebensfähig, es handelt sich um introgressive Hybridisierung zwischen den drei Taxa in dem gesamten deutschen Verbreitungsgebiet (Dierking et al. 2014).

Da in den Ursprungspopulationen keine Hybridisierung vorhanden ist, jedoch in allen wieder-angesiedelten Populationen Hybridisierungen auftreten halten Dierking et al. (2014) es für plausibel, dass die Hybridisierungen durch die Besatzmaßnahmen vor 25 bis 30 Jahren verursacht worden sind. Dierking et al. (2014) schließen Migration durch den Nord-Ostsee-Kanal als Ursache aus, da der Nord-Ostsee-Kanal hauptsächlich Individuen mit dem Genotyp aus den Seen aufweist und auch rund um die Mündungen des Kanals nur wenige lokale Genotypen gefunden wurden. Allerdings wurde und wird der NOK jedes Jahr mit Ostseeschnäpeln besetzt (Jäger-Kleinicke; mündliche Mitteilung), so dass dieser Pfad vermutlich nicht sicher auszuschließen ist. Dierking et al. (2014) halten es für möglich, dass es zu einer Vermischung in einer Brutanstalt gekommen ist, in der sich zeitgleich adulte Tiere, befruchtete Eier und Jungfische aller drei Genotypen befanden. Auch Bekkevold (2019) hält es für wahrscheinlich, dass die beobachtete Hybridisierung auf anthropogene Einflüsse zurückgeht oder zumindest verstärkt worden ist.

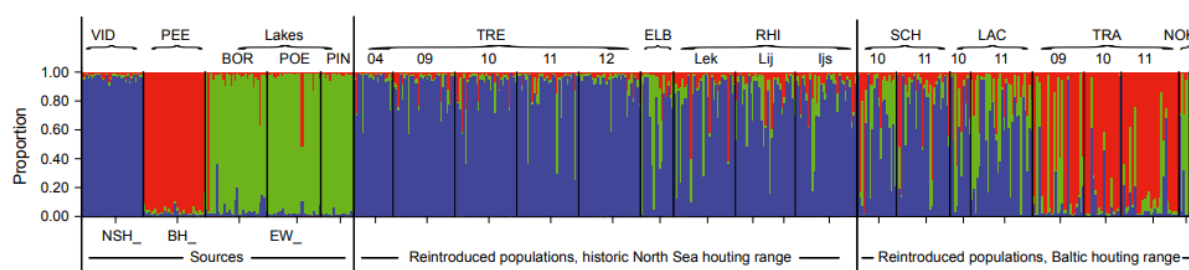


Abb. 3: Bayes'sche Clusterbildung für verschiedene Schnäpel-Populationen. (Quelle: Dierking et al. 2014.). Vertikale Balken stellen Individuen dar, und die drei Farben stehen für die abgeleiteten proportionalen genotypischen Beiträge jedes Clusters. Potentielle Ursprungspopulationen für die Wiederansiedlung sind links angeordnet. Alle wieder eingeführten Populationen befinden sich auf der rechten Seite der Abbildung.

Um die Ursprungs-Genotypen und damit die ESUs zu schützen, empfehlen Dierking et al. (2014) ein genaueres genetisches Monitoring der Züchtungen und Wiederansiedlungs-

programme. Zudem sollte es vermieden werden, die Ursprungspopulation mit Jungfischen aus Wiederansiedlungsprojekten zu besetzen, um die dort vorhandene genetische Integrität zu bewahren. Auch für die Wiederansiedlungsprojekte sollten nach den Autoren möglichst nur Individuen aus der Vidå genutzt werden.

Bei der Durchführung eines Wiederansiedlungsprogrammes ist nicht auszuschließen, dass sich der neue Besatz mit den bereits vorhandenen Hybriden fortpflanzt. Die bereits vorhandenen Hybride sind lebensfähig und können sich fortpflanzen (Dierking et al. 2014). Neben der Schwierigkeit, einzelne Arten nur anhand äußerer Unterscheidungsmerkmale zu bestimmen, finden sich in der Literatur Hinweise auf die deutliche Neigung zur Hybridisierung innerhalb der Coregonen (Kottelat & Freyhof 2007). Damit kann sowohl eine natürliche Bildung von Mischformen als auch das anthropogene Eingreifen in den Reproduktionsprozess zu einer ungewollten Bereicherung des Formenkreises und einer zusätzlich erschwerten Klassifizierung beitragen.

Neben der oben beschriebenen Möglichkeit einer direkten anthropogen verursachten Hybridisierung in den Zuchtanlagen besteht auch die Möglichkeit der natürlichen Hybridisierung, die in den Gewässern stattfindet. Es ist anzunehmen, dass es in der Elbe und im Rhein Maränenbestände gibt, die sich mit den Schnäpeln mischen können. Diese stammen aus den zufließenden Seen. So münden z. B. Schaalsee und Arendsee in die Elbe. Westensee und Wittensee münden in den Nordostseekanal (NOK). Zudem entwässert die Fischbrutanstalt Altmühlendorf in den NOK (mündliche Mitteilung T. Jäger-Kleinicke).

3.6 Schlussfolgerungen

Die Annahme von Freyhof und Schöter (2005), dass es sich bei den gegenwärtigen Populationen in der Nordsee nicht um den historischen *C. oxyrinchus* sondern um *C. maraena* handelt, steht den Aussagen mehrerer anderer Autoren gegenüber. Die Grundlage für diese Annahmen, insbes. das morphologische Merkmal der Kiemenreusendornen, wird kritisiert. Genetische Analysen, weiterführende morphologische Untersuchungen sowie die spezifischen ökologischen Ansprüche werden von den Autoren so interpretiert, dass einerseits signifikante Unterschiede zwischen der Schnäpel-Population in der Nordsee und der in der Ostsee bestehen und andererseits die Rhein-Population und die rezente Nordseepopulationen doch entscheidende Merkmale teilen (Jacobsen et al. 2012; Jepsen et al. 2012; Dierking et al. 2014; Winter 2017). Tatsächlich konnten auch Mehner et al. (2018; mit Freyhof als Co-Autor) feststellen, dass die Artabgrenzung zwischen den Rhein-Schnäpeln und den rezenten Nordseeschnäpeln nicht so eindeutig ist wie zuvor angenommen.

Es ist, auch aufgrund der aktuellen Kriterien für den Artbegriff unsicher, ob es sich bei den Schnäpeln in der Nordsee um eine eigene Art, eine Unterart oder nur eine lokale Population handelt (Bekkevold 2019). Der Großteil der Autoren ist sich allerdings einig, dass die Populationen in der Nordsee auf Grund der einzigartigen Merkmale und der genetischen Unterscheidung vom Ostseeschnäpel zumindest als eigenständige Erhaltungseinheit („independent conservation unit“, Hansen et al. 2008) oder „evolutionary significant unit“ bezeichnet werden müssen (Jacobsen et al. 2012, Dierking et al. 2014, Winter 2017); in Dänemark und den Niederlanden wird weiterhin als Artnamen *C. oxyrinchus* verwendet.

Die taxonomische Frage kann hier nicht und muss hier aber auch nicht geklärt werden. Es besteht unter den befragten Experten aus Ichthyologie, Verwaltung und Fischerei die einhellige Meinung, dass weitere Bemühungen um die Wiederansiedlung der Vidå-Population (oder

auch daraus entstandenen Populationen) auch in den anderen (großen) Ästuaren sinnvoll und wünschenswert sind. Auch Freyhof, der weiterhin davon ausgeht, dass nur die ausgestorbene Schnäpel-Population des Rheins als *C. oxyrinchus* angesprochen werden sollte (mündliche Mitteilungen) als auch die dänischen Kollegen befürworten unabhängig von der taxonomischen Frage weitere Wiederbesiedlungsmaßnahmen in den deutschen Wattenmeer-Ästuaren mit dem Schnäpel aus der Vidå (mündliche Mitteilungen: D. Bekkevold und J. Freyhof).

Es bleibt die Frage welcher Artnamen verwendet werden sollte. Wir halten es für sinnvoll, da *C. oxyrinchus* durch mehrere Rechtsregime geschützt ist und die rezenten Populationen auch bei der Aufnahme in die Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie als prioritäre Art gemeint waren („anadrome Populationen in bestimmten Gebieten der Nordsee“), auch für die Vidå-Population und die daraus entstandenen weiteren Populationen diesen Artnamen zu verwenden, wie es auch v. a. in Dänemark und den Niederlanden geschieht. In den Roten Listen könnten beide Formen u. E. als *C. oxyrinchus* einmal mit dem Zusatz „Rhein-Schnäpel“ (ausgestorben), einmal mit dem Zusatz „Vidå-Schnäpel“ geführt werden.

4 Übersicht zu Schutzstatus und Artfrage (Exkurs)

4.1 International

EU-weit und international wird der Nordseeschnäpel in der FFH-Richtlinie (BfN 2021) und der Berner Konvention geschützt und ist auf der OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats gelistet (OSPAR 2020).

In der FFH-Richtlinie wird der Schnäpel, *Coregonus oxyrinchus* im Anhang II und IV genannt (BfN 2021). Durch die Nennung der Art im Anhang II „Tier und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen“ sind Deutschland, Dänemark und die Niederlande dazu verpflichtet, geschützte Habitate für diese Art auszuweisen und nach den Bedürfnissen der Art zu verwalten. Die Nennung im Anhang IV „Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse“ verpflichtete die Länder dazu für die Art und deren Lebensraum schützende Maßnahmen aufzustellen (European Commission, nur online²).

Neben der FFH-Richtlinie wird der Schnäpel in der Berner Konvention im Anhang III genannt (Freyhof & Brooks 2011, OSPAR 2020). Arten aus Anhang III sind schutzbedürftig, jedoch besteht unter gewissen Umständen die Erlaubnis zur Jagd oder Nutzung der Art.

Im aktuellen Quality Status Report Waddensea der Trilateralen Wattenmeerkooperation wird der Nordseeschnäpel (North Sea houting) als *C. oxyrinchus* geführt (Tulp et al. 2022).

Die OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats dient der Unterstützung der OSPAR-Kommission bei der Festlegung von Prioritäten für ihre weitere Arbeit zum Erhalt und Schutz der marinen Biodiversität (OSPAR 2008). Bezüglich des Schnäpels empfiehlt die Kommission weiterführende Forschung im Bereich der Biologie von Schnäpeln, der Laichhabitate, der Migration, der Mortalität der Adulten sowie der Genetik. Außerdem sollen die relevanten Vertragsparteien die Notwendigkeit des Schutzes der Schnäpel bei der Entwicklung und Anwendung der Managementpläne der Flusseinzugsgebiete beachten. Hierzu gehört der Erhalt des Zugangs zu Laichgründen, der Erhalt von schlickfreien Laichbereichen mit winterharten Makrophyten und von Gebieten mit reduzierter Strömung. Es soll ein entsprechender Schutz hergestellt werden, der unter anderem auch Fischereiregulationen enthält. Weitere Besatzmaßnahmen werden von der Kommission in Erwähnung gezogen, da die Populationen in den deutschen Flüssen sonst nicht erhalten werden kann (OSPAR 2020).

Die Kommission diskutiert Nomenklatur und genetischen Status des Schnäpels und verwendet letztendlich den Namen *Coregonus oxyrinchus*, basierend auf der Studie von Jacobsen et al. 2012 (OSPAR 2020).

Konträr dazu gilt der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* auf der European Red List of Freshwater Fish (Freyhof & Brooks 2011) und der IUCN Red List of Threatened Species (Freyhof & Kottelat 2008) als ausgestorben. Es wird vermerkt, dass der Schnäpel aus Dänemark, jetzt präsent in der Eider, Elbe bis Ems zu der Art *Coregonus maraena* zählt, die auch in der Ostsee verbreitet ist. Der eigentliche *Coregonus oxyrinchus* kam demnach nur in der Schelde, dem Rhein und der Meuse vor und ist seit 1940 ausgestorben (Freyhof & Kottelat 2008).

² https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm, Accessed on 15 September

Der Vorschlag der EU-Kommission vom Juni 2022 für eine Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (Nature Restoration Law; EC 2022), über die aktuell zwischen dem Europäischen Parlament und dem Rat der EU verhandelt wird, enthält Vorgaben und Ziele zur Wiederherstellung der Natur und konkretisiert damit die Europäische Biodiversitätsstrategie 2030. In diesem Vorschlag wird der Nordseeschnäpel als houting (*Coregonus oxyrhynchus*³) im Annex III geführt als Art, für die Maßnahmen zur Wiederherstellung der Lebensräume in genügender Qualität und Quantität erforderlich sind (Artikel 4(3) und 5(3)).

4.2 Dänemark

Im Allgemeinen werden Süßwassergebiete in Dänemark durch das Naturschutzgesetz (Naturbeskyttelsesloven), das Umweltschutzgesetz (Miljøbeskyttelsesloven) und das Wasserstraßengesetz (Vandløbsloven) geregelt. Zudem werden Fischbestände direkt durch das Süßwasserfischereigesetz (Ferskvandsfiskeriloven) und das Salzwasserfischereigesetz (Saltvandsfiskeriloven) geschützt. Die Gesetze bestimmen Erhaltungs- und Mindestgrößen und Schutzfristen sowie das Anbringen und Verwenden von Hilfsmittel zur Sicherung der Wandermöglichkeiten der Fische. International ist Dänemark ein Teil der Berner Konvention und der EG Habitat-Richtlinie (Stoltze & Pihl 1998a).

Auf der Roten Liste Dänemarks ist der Nordseeschnäpel als „selten“ eingestuft mit der Ergänzung, dass es sich um eine Art handelt, für die Dänemark zu irgendeinem Zeitpunkt im Lebenszyklus der Art einen so großen Teil der Gesamtpopulation enthält, dass Dänemark eine besondere nationale Verantwortung für den Artenschutz trägt. Nach der Roten Liste Dänemarks gilt der Schnäpel in der EU als akut gefährdet (Stoltze & Pihl 1998a).

Der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) ist in Dänemark als einzige Art vollständig geschützt (Stoltze & Pihl 1998a). Es besteht also ein Verbot der vorsätzlichen Entnahme oder Tötung nach Artenschutzverordnung (Artfredningsbekendtgørelsen, Kap. 3 § 10.⁴). Zudem besteht ein Verbot für Transport und Handel (Artfredningsbekendtgørelsen, Kap. 3 § 11.⁵).

Die Frage nach genetischem Status, Taxonomie und Nomenklatur wird in den gesetzlichen Texten in Dänemark nicht diskutiert: es wird ausschließlich die Bezeichnung „*Coregonus oxyrinchus*“ verwendet (vgl. Stoltze & Pihl 1998a, Stoltze & Pihl 1998b). Auch dänische Wissenschaftler auf dem Gebiet verwenden die Bezeichnung *Coregonus oxyrinchus* (vgl. Jacobsen et al. 2012, Jensen et al. 2015, Bekkevold 2019).

4.3 Niederlande

In den Niederlanden werden Naturschutzgebiete, Pflanzen- und Tierarten durch das Naturschutzgesetz (Wet natuurbescherming) geschützt. Durch das Gesetz wird sichergestellt, dass verschiedene Tier- und Pflanzenarten in der Natur fortbestehen und gefährdete Arten erhalten bleiben. Zudem bildet das Naturschutzgesetz den Rechtsrahmen zur Einhaltung der FFH-Richtlinie und anderer Übereinkommen zu biologischer Vielfalt und Schutz bedrohter Tier- und Pflanzenarten und ihrer natürlichen Lebensräume⁵.

³ In der Quelle verwendete Schreibweise beibehalten

⁴ <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2021/521>

⁵ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0037552/2021-07-01>

Der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* wird als Art aus Anhang IV der FFH-Richtlinie durch § 3.2 Artenschutzregime FFH-Richtlinie Artikel 3.5 und 3.6 geschützt⁶. Nach dem Gesetz ist es verboten den Schnäpel in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet zu stören, fangen oder töten. Zudem ist es verboten Tiere oder Eier vorsätzlich zu zerstören oder zu sammeln und Brutstätten oder Ruhestätten zu beschädigen oder zu zerstören. Es ist verboten den Schnäpel zu verkaufen, zu handeln, zu tauschen und zum Verkauf oder Tausch anzubieten. Auch ist es verboten ihn zu besitzen oder zu transportieren⁷.

Zusätzlich ist der Schnäpel in den Niederlanden durch die FFH-Richtlinie und die Berner Konvention geschützt⁸. Auch in den Niederlanden wird die Frage nach dem genetischen Status und der Nomenklatur nur wenig diskutiert. In der niederländischen Gesetzgebung wird der Name *Coregonus oxyrinchus* verwendet. Nach einer Gegenüberstellung der Fakten kommen auch niederländische Wissenschaftler zu dem Schluss, dass *C. oxyrinchus* der zu nutzende Begriff für den Schnäpel in den niederländischen Gewässern ist (Winter 2017).

4.4 Deutschland

In Deutschland wird der Schutz von Tieren, Pflanzen und Pilzen durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geregelt. EU-weite Verträge und Richtlinien (z. B. FFH-Richtlinie) sowie internationale Konventionen (z. B. Berner Konvention) sind im Bundesnaturschutzgesetz berücksichtigt.

Da der Nordseeschnäpel in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinien gelistet ist, ist er durch § 44 BNatSchG (Vorschriften für besonders geschützte und bestimmte andere Tier- und Pflanzenarten) geschützt. Zusätzlich besteht ein Besitz- und Vermarktungsverbot (BNatSchG 2016).

Trotz der Auflistung in den FFH-Anhängen II und IV wird der Schnäpel nur gelegentlich in relevanten FFH-Gebieten berücksichtigt (vgl. Tab. 1A im Anhang). Für kein FFH-Gebiet des Wattenmeers, der Eider, Treene, Elbe und Weser wurden Erhaltungsziele für den Schnäpel formuliert, er wird jedoch in 10 von 17 Standarddatenbögen aufgeführt (mit nicht signifikantem Vorkommen). Hierzu zählen die Standarddatenbögen des Wattenmeers in Schleswig-Holstein, der Untereider, der Treene und des Schleswig-Holsteinischen Elbästuars sowie einzelne FFH-Gebiete in der Elbe (vgl. Tab. 1A im Anhang). Zudem gibt es regelmäßig Anmerkungen in den formulierten Managementplänen. Bei den Anmerkungen handelt es sich größtenteils um allgemeine Beschreibungen der Vorkommen des Schnäpels und bereits durchgeführte Besatzmaßnahmen. In einigen Managementplänen findet sich die Anmerkung, dass es keine formulierten Erhaltungsziele für den Schnäpel gibt, da die vorhandenen Populationen nur durch Besatz erhalten bleiben. Es handelt sich danach also nicht um sich natürlich reproduzierende Populationen, so z. B. für einige FFH-Gebiete in Untereider, Treene und Elbe (vgl. Tab. 1A im Anhang).

Der Artensteckbrief des BfN konstatiert, dass der Name *Coregonus oxyrinchus* in der FFH-Richtlinie irrtümlich verwendet wird. Mit der in der Richtlinie als *Coregonus oxyrinchus* bezeichneten Art seien nach heutigem taxonomischem Verständnis nur die Nordseepopulationen des Schnäpels *Coregonus maraena* gemeint, zu dessen ursprünglichem Lebensraum die

⁶ <https://minInv.nederlandsesoorten.nl/content/houting-coregonus-oxyrinchus>

⁷ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0037552/2021-07-01#Hoofdstuk3>

⁸ <https://minInv.nederlandsesoorten.nl/content/houting-coregonus-oxyrinchus>

Küstengewässer der Nordsee und das Wattenmeergebiet gehören. Die natürlichen Populationen von *C. maraena* in der deutschen Nordsee gelten als verschollen, unklar ist, ob sich in Schleswig-Holstein Schnäpelbestände etabliert haben⁹.

Unabhängig von der FFH-Richtlinie werden Rote Listen gefährdeter Arten veröffentlicht, die den Status der Art einschätzen. In der Rote Liste der IUCN (Freyhof & Kottelat 2008), der Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Deutschland) (Freyhof et al. 2023), der Rote Liste Fische und Neunaugen in Hamburg 2015 (Thiel & Thiel 2015), der Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Neunaugen und Fische (Petromyzontida, Elasmobranchii & Actinopterygii) der marinen Gewässer Deutschlands (Thiel et al. 2013), sowie der Vorläufige Rote Liste der Süßwasserfische (Pisces), Rundmäuler (Cyclostomata) und Krebse (Decapoda) in Niedersachsen (LAVES 2016) gilt der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* als ausgestorben (vgl. Tab. 2A im Anhang). Die Autoren dieser Roten Listen heben hervor, dass der Nordseeschnäpel *Coregonus oxyrinchus* nur im Rheineinzugsgebiet vorkam. Alle rezenten Populationen in der Nordsee stammen aus Besatzmaßnahmen aus der Vidå, und zählen deshalb zu der Art *Coregonus maraena* (vgl. Tab. 2A). In diesen Listen wird die Art *Coregonus maraena* (eingeschlossen die rezenten Populationen in der Nordsee) als gefährdet / stark gefährdet eingestuft (vgl. Tab. 2A).

In der neuen bundesweiten Roten Liste der Süßwasserfische (Freyhof et al. 2023) wird der Standpunkt vertreten, dass die rezenten Nordseepopulationen in den Anhängen II und VI der FFH-Richtlinie fälschlicherweise als Nordseeschnäpel (*C. oxyrinchus*) bezeichnet werden und es sich stattdessen um den Ostseeschnäpel (*C. maraena*) handelt. Im Gegensatz dazu bezeichnen die entsprechenden Rote Listen Schleswig-Holsteins (Neumann 2002) und Nordrhein-Westfalens (Klinger et al. 2010) die Schnäpel-Populationen in der Nordsee als *Coregonus oxyrinchus* (vgl. Tab. 2A). Hier gilt der Schnäpel als vom Aussterben bedroht.

4.5 Schlussfolgerungen

Die Übersicht zeigt, dass die rezenten Nordseepopulationen (v. a. Vidå/Treene/Rhein) international zum Teil zu *C. oxyrinchus* (FFH-Richtlinie, OSPAR, QSR), z. T. zu *C. maraena* (European Red List of Freshwater Fish; IUCN Red List of Threatened Species) gestellt werden. Das gilt auch für die deutschen Roten Listen; hier überwiegt im Gegensatz zur internationalen allerdings die Position, dass die rezenten Nordseepopulationen zu *C. maraena* zu stellen seien (u. a. auch Artensteckbrief des BfN).

Sowohl in Dänemark als auch in den Niederlanden werden die rezenten Schnäpel-Populationen der Nordsee in formalen Dokumenten und überwiegend auch in wissenschaftlichen Veröffentlichungen dagegen zu *C. oxyrinchus* gestellt (u. a. im aktuellen Quality Status Report Waddensea der Trilateralen Wattenmeerkooperation (Tulp et al. 2022).

Im aktuellen Vorschlag der EU-Kommission vom Juni 2022 für eine Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (Nature Restoration Law; EC 2022) wird der Nordseeschnäpel als houting (*Coregonus oxyrhynchus*¹⁰) im Annex III geführt als Art, für die Maßnahmen zur Wiederherstellung der Lebensräume in genügender Qualität und Quantität erforderlich sind (Artikel 4(3) und 5(3)). Das macht deutlich, dass auch die EU-Kommission davon ausgeht, dass die rezenten Schnäpel in der Nordsee als *C. oxyrinchus* anzusprechen sind.

⁹ <https://www.bfn.de/artenportraits/coregonus-oxyrinchus>

¹⁰ In der Quelle verwendete Schreibweise beibehalten

5 Analyse und Evaluation bisheriger Wiederansiedlungsprojekte zum Schnäpel (AP 2)

Die ersten Besatzmaßnahmen gab es bereits 1882 bis 1883; u. a. wurden Eier nach Schleswig-Holstein, Meppen, Lingen (Emsgebiet), Hameln, Bünde, Hann. Münden (Wesergebiet), Schwerrin (Elbezuflüsse) etc. geliefert. Mit dem Niedergang der Bestände wurde der Besatz jedoch zunächst eingestellt. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts gilt der Nordseeschnäpel in vielen Flüssen als ausgestorben (Jäger 1999, Brunke et al. 2013).

Mitte der 1980iger Jahre hielt sich nach dem Niedergang der Schnäpel im dänisch-deutschen Grenzfluss Vidå trotz der starken Beeinflussung durch den Menschen die letzte sich selbst erhaltende Schnäpel-Population, sowie ein nachgewiesener Laichplatz (De Groot 2002). Ausgehend von dieser Population wurden von 1987 an Besatzmaßnahmen mit Schnäpeln durchgeführt.

In jüngerer Zeit fanden umfangreiche Wiederansiedlungsprojekte und -programme zum Schnäpel statt. Die drei wichtigsten, auch wissenschaftlich begleiteten Programme, wurden in Dänemark (Vidå, Varde Å, Sneum Å, Ribe Å), in Deutschland in der Treene (Nebenfluss der Eider) und in Deutschland bzw. den Niederlanden im Rhein durchgeführt. Im Folgenden werden diese Projekte beschrieben, die positiven und negativen Erfahrungen werden herausgearbeitet. Zusätzlich werden Informationen zu weiteren Maßnahmen recherchiert.

Tab. 2 gibt eine Übersicht über die recherchierten Informationen zu den drei Wiederansiedlungsprojekten in Dänemark, Rhein und Treene.

Tab. 2: Übersicht durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte in Dänemark, Rhein und Treene.

	Dänemark (Vidå, Sneum, Varde, Ribe)	Rhein	Treene
Herkunft des Besatzes	Vidå	(Vidå) Treene	(Vidå) Treene
Dauer	EU-LIFE-Projekt 2005-2012	1996-2006	1987-2022
Umfang (Anzahl Setzlinge)	1,7 Mio.		
(1987-1992, zeitlich vor EU-LIFE Projekt)	2,3 Mio.	4,3 Mio.	
Kosten, Finanzierung, Begleitung	13,4 Mio. Euro, davon 8 Mio. über EU-LIFE Projekt, Dän. Regierung	Kosten ??	
NRW-Umweltministerium, Bezirksregierung Düsseldorf, Rheinfischereigenossenschaft, HIT-Umweltstiftung	Kosten ??		
Fischartenhilfsprogramm, Verband der Binnenfischer &			

	Dänemark (Vidå, Sneum, Varde, Ribe)	Rhein	Treene
Teichwirte, LLUR Schleswig-Holstein			
Einsatz Setzlinge	??	Rhein bei Rees, Lippe	Treene bei Friedrichstadt
genutzte Habitate	siehe Text	siehe Text	siehe Text
positive Erfahrungen	Erreichbarkeit der Laichgründe für Vidå erreicht,		
Erfolg durch hohe Akzeptanz in der Öffentlichkeit	ab 2006 natürliche Reproduktion im Gebiet Ijssel und Ijsselmeer,		
2014 Fang von Larven im Rhein bei Rees	Wiederfänge ab 1989, erste natürliche Reproduktion 2011		

5.1 Vidå

Da Dänemark mit dem Vorkommen in der Vidå eine besondere Verantwortung für den Erhalt des Nordseeschnäpels trägt, sind dort recht umfangreiche Maßnahmen durchgeführt worden, nachdem die Population sich nach 1976 stark verkleinert hatte.

Charakterisierung Vidå

Das 1.330 km² große Vidå-Einzugsgebiet verläuft im Süden Dänemarks und entspringt im Osten ca. 5 km von der Ostküste entfernt. Das Einzugsgebiet ist das fünftgrößte in Dänemark (Abb. 4).

Das Flusssystem der Vidå unterscheidet sich von anderen ins Wattenmeer mündenden dänischen Wasserläufen insbesondere durch das Vorkommen größerer Bereiche mit offenen, seichten und stehenden Wasserflächen. Die offene Wasserfläche des Sees Rudbøland und des Magisterkog beträgt insgesamt ca. 87 ha mit einer mittleren Wassertiefe von 0,8 m. Es wird angenommen, dass sich die Schnäpel-Population im Flusssystem der Vidå insbesondere aufgrund dieser noch vorhandenen Flachwassergebiete, die als Aufwuchsbereiche für Larven und Jungfische dienen, erhalten konnte (Miliøministeriet Naturstyrelsen 2022, Hertz et al. 2019).

Bereits in den 1990er und 2000er Jahren führte die ehemalige Provinz Südjütland eine Reihe von Renaturierungsprojekten im Vidå-System durch. Dies beinhaltete unter anderem den Umbau von einigen Dutzend kleinerer Wehre, um die Gewässer der Vidå für Wanderfischarten wieder passierbar zu machen (Miliøministeriet Naturstyrelsen 2022).



Abb. 4: Lage und ungefähre Ausdehnung des Flusssystems der Vidå (rote Linien) zeigt das FFH-Gebiet DK009X182 „Vidå med tilløb, Rudbøl Sø og Magisterkogen“, Feuchtgebiete sind in Gelb eingefärbt (Quelle: Natura 2000 Viewer¹¹, 25.04.2022, ohne Maßstab).

Im Jahr 1976 wurden noch tausende Nordseeschnäpel in der Vidå registriert, in den Folgejahren nahm deren Zahl jedoch drastisch ab. So wurden 1981 nur noch 85, 1984 nur 35 und 1985 ganze drei Exemplare gefangen (Grøn 1987). Vor diesem Hintergrund startete das „Danish Institute for Fisheries, Technology and Aquaculture“ im Jahr 1981 ein Programm zum Erhalt und Schutz des Nordseeschnäpels, welches den Fang von Laichfischen, die künstliche Befruchtung, sowie die Aufzucht und den Wiederbesatz in der Vidå und weiteren Flüsse vorsah (Grøn 1987).

Nach dem Besatz von mehr als 1,7 Millionen Brutfischen in sechs dänische Gewässer in der Zeit von 1987 bis 1992 stieg die Populationsgröße stark an. Die Gesamtpopulation im dänischen Wattenmeer wurde in der Zeit von 1992 bis 1994 auf 75.000 bis 100.000 Adulte geschätzt. Nachdem der Besatz 1992 eingestellt wurde sank die Populationsgröße auf etwa 7000 im Jahr 2000. Nur in der Vidå hielt sich eine relativ stabile Population von etwa 4000 Laichtieren (Jensen 2012, Miljøministeriet Naturstyrelsen 2022, Hertz et al. 2019).

Aus den Erfahrungen wurde geschlussfolgert, dass allein durch Besatz der Bestand nicht zu stabilisieren ist, sondern dass zusätzlich auch Laich- und Aufwuchshabitate zu entwickeln sind. Vor diesem Hintergrund wurde das nachfolgend beschriebene umfangreiche EU-LIFE Programm mit besonderem Fokus auf die Vidå entwickelt und umgesetzt.

¹¹ <https://natura2000.eea.europa.eu>

EU LIFE Schnäpel-Projekt (Vidå, Varde Å, Sneum Å und Ribe Å)

Im Zeitraum von 2005 bis 2012 wurde vom dänischen Generaldirektorat für Forst und Natur ein groß angelegtes Schnäpel-Projekt („Houting Project“) in vier dänischen Flusssystemen (Varde, Sneum, Ribe und Vidå) durchgeführt. Das EU-LIFE-Projekt hatte einen Umfang von 13,4 Mio. Euro, von denen 8 Mio. Euro über das Environment-LIFE Programm der Europäischen Union bereitgestellt worden sind (Life Public Database 2022). Das Projekt setzte den Nationalen Aktionsplan für den Nordseeschnäpel von 2003 um, um Dänemarks Verpflichtungen in Bezug auf die prioritären Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie zu erfüllen.

Ziel war es, eine lebensfähige Population des Nordseeschnäpels in Natura-2000-Gebieten wiederherzustellen und einen günstigen Erhaltungszustand für diese Art in Dänemark zu erreichen. Bis Ende des Jahres 2010 sollten unter anderem folgende Planungsziele nach dem „National Management Plan for the houting“ an den vier dänischen Flüssen Varde Å, Sneum Å, Ribe Å und Vidå umgesetzt werden (Life Public Database 2022):

- Neu geschaffene Zugänglichkeit zu Fließgewässerstrecken über insgesamt 130 km nach Rückbau von 13 Wanderhindernissen;
- Erweiterung geeigneter Laich- und Aufwuchsgebiete um insgesamt 470 ha;
- Umwandlung einer ca. 30 km langen, stark degradierten Fließstrecke zu einem naturnah mäandrierenden Fließgewässer im guten ökologischen Zustand;
- Beibehalt einer künstlichen Schnäpel-Erbrütung zur Bestandsstützung und genetischen Absicherung der vorhandenen Population
- Aufkauf von Rechten zur kommerziellen Netzfischerei

So wurden neben der Beseitigung von Hindernissen und der Schaffung von günstigen Fließgewässerstrukturen ca. 100 ha neue Flachwassergebiete (siehe auch Abb. 5) und damit neue Aufwuchsgebiete für Larven und Jungfische des Nordseeschnäpels geschaffen (Miliøministeriet Naturstyrelsen 2022). Untersuchungen deuteten darauf hin, dass Nordseeschnäpellarven einer erhöhten Sterblichkeit unterliegen, wenn sie zu schnell in Bereich hoher Salinität gelangen (Jensen et al. 2015). Um die Aufenthaltszeiten der Schnäpellarven und Jungschnäpel im limnischen Bereich zu verlängern, wurden zusätzliche Retentionsbereiche mit stark reduzierter Strömungsgeschwindigkeit hergestellt (Abb. 6).



Abb. 5: Das im Rahmen des LIFE Schnäpel-Projekts neu geschaffene Flachwassergebiet „Nørresø“ im Flusssystem der Vidå, Übersichtsbild (Quelle: Graenseforeningen – Toendermarsken¹², 26.04.2022).

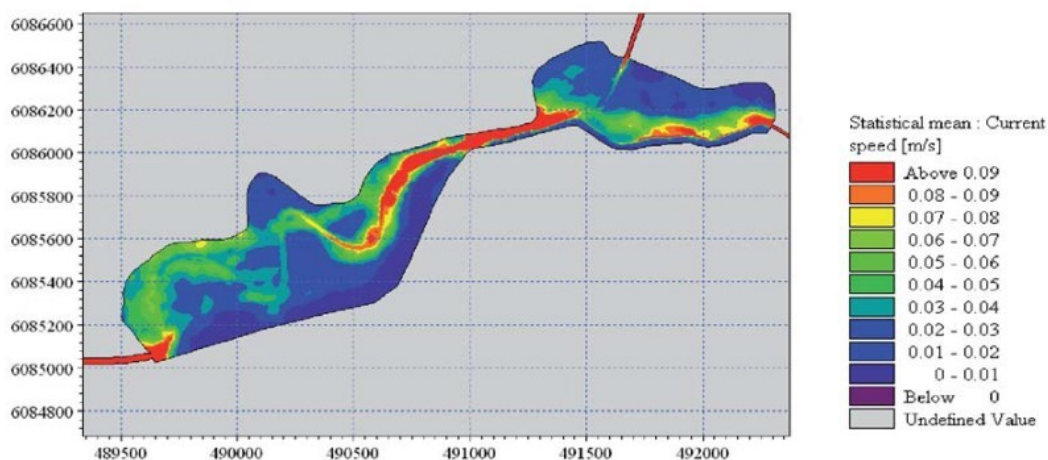


Abb. 6: Berechnete durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit (m/s) im Vidå-System bei der Etablierung eines neuen mäandrierenden Kurses durch das Nørresø-Gebiet für den Zeitraum 15. Februar bis 1. Juni, in der die Wachstumsperiode der Schnäpellarven stattfindet (erstellt durch DHI 2007) (Quelle: Graenseforeningen – Toendermarsken¹³, 26.04.2022).

¹² <https://graenseforeningen.dk/om-graenselandet/leksikon/toendermarsken>

Bestandssituation in der Vidå

Für 2014 (2012 wurde der Besatz eingestellt) wurde der Nordseeschnäpelbestand im Flusssystem Vidå mit ca. 3.500 adulten Fischen angegeben. Somit bleibt die Population des Schnäpels, trotz aller erfolgten Maßnahmen, kritisch niedrig (Hertz et al. 2019, Svendsen et al. 2018). Allerdings zeigen unveröffentlichte aktuellere Bestandseinschätzungen der Zahl der Laichtiere von 1995 bis 2018 von Niels Jepsen von DTU-Aqua (Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi, Section for Freshwater Fisheries Ecology; schriftliche Mitteilung, siehe Abb. 7), dass sich der Bestand stabilisiert zu haben scheint¹³.

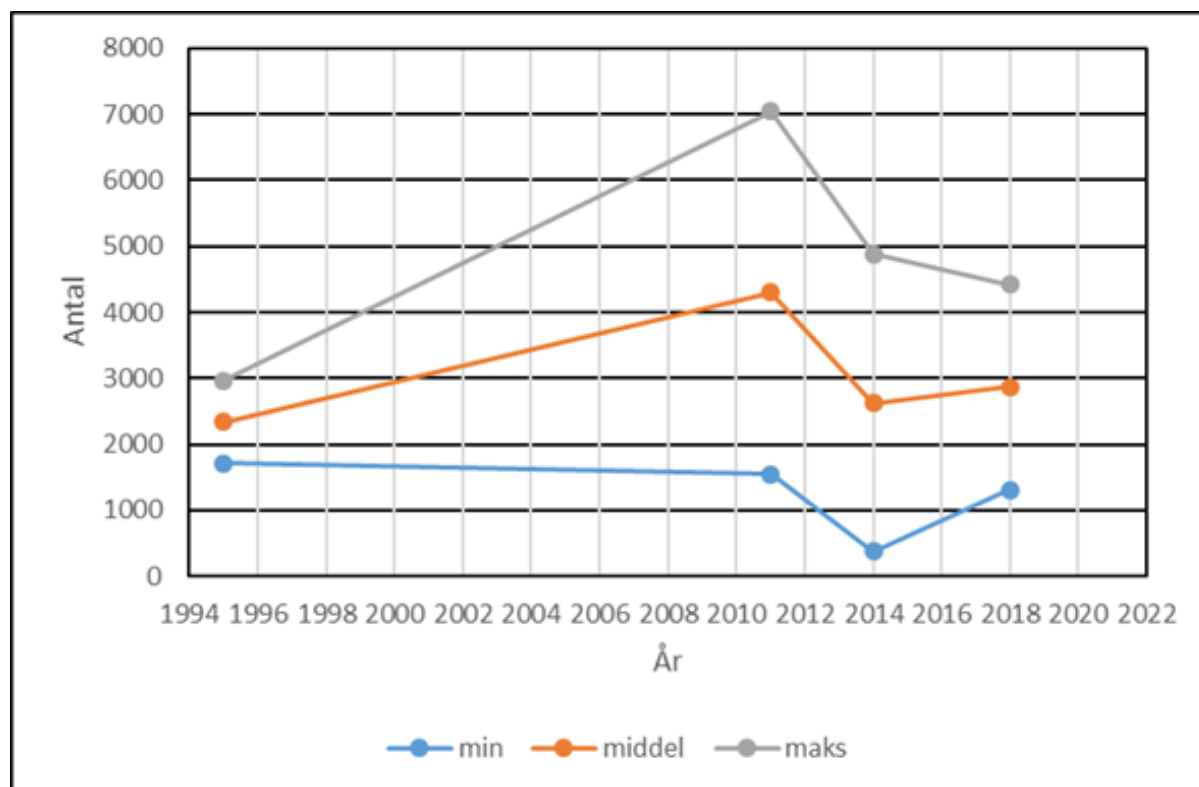


Abb. 7: Laichbestandsentwicklung des Nordseeschnäpels in der Vidå in den Jahren 1995 bis 2018 (Jepsen 2022, schriftl.).

Schlussfolgerungen

Insgesamt werten Jepsen et al. (2012) das Projekt als Erfolg, da der Bestand des Nordseeschnäpels stabilisiert werden konnte. Allerdings ist die Wiederansiedlung auch in 3 Gewässern gescheitert, ein deutlicher Hinweis auf die mit einem solchen Projekt verbundenen Risiken. Jepsen et al. (2012) vermuten einen zu geringen Laicherfolg und eine zu schnelle Verdriftung

¹³ Die Laichbestandsschätzung für 2020 konnte nicht berechnet werden, da ab Herbst 2020 nur 2 markierte Schnäpel gefangen wurden und die Berechnung den Fang von mindestens 3 markierten Fischen erfordert. Bei der Berechnung der Laichbestandsschätzung in den Jahren 2011, 2014 und 2018 werden mehrere Individuen (typischerweise 30 bis 40 cm) berücksichtigt, die wahrscheinlich nicht auf Laichwanderung waren, und daher ist die tatsächliche Anzahl der Laichfische wahrscheinlich niedriger als die Bestandsschätzung (Jepsen 2022: Vidå, gydebestandsestimat 2020. - schriftliche Zusammenstellung der aktuellen Fangdaten in der Vidå 6 S.). Die Zahlen aus dem Jahr 1995 wurden nicht nach der gleichen Methode ermittelt. Bei Berücksichtigung der Unsicherheit in der Erhebung und des Konfidenzintervalls ist insgesamt von einem stabilen Bestand auszugehen (ibid.).

der Larven in hohe Salinität. Die Population bleibt nur im Fluss Vidå auf einem relativ stabilen Niveau. Von besonderer Bedeutung war vermutlich die Kombination von Besatzmaßnahmen und Renaturierungsmaßnahmen in den Laich- und Aufwuchsgewässern. Aktuell wird eine Gefährdung durch Kormoran-Prädation beobachtet.

Das trotz aller Untersuchungen immer noch begrenzte Wissen zur Biologie des Schnäpels und seinen Habitatansprüchen ist vermutlich einer der Gründe für die skizzierten Schwierigkeiten bei Management und Erhaltung (Jensen et al. 2015).

Life Nature (2015) appelliert, sich zum einen auch bei zukünftigen Renaturierungsprojekten nicht auf Kompromisse einzulassen, da dies nicht nur zu einer schlechteren Zielerreichung, sondern auch zu erhöhtem Unterhaltungsaufwand führen könne. Zum anderen hätten die Einbindung anderer Akteure und gezielte Partnerschaften zum Erfolg des Projektes beigetragen.

5.2 Treene

Ursprünglich stieg der Schnäpel in der Eider bis nach Rendsburg und in die Treene bis oberhalb Schwabstedt auf (Duncker & Ladiges 1960). Die letzten autochthonen Exemplare sind vermutlich um 1920 verschwunden (Scheffel 1999). Wo die Laichplätze historisch lagen, ist unbekannt.

Charakterisierung Treene

Die Treene ist ein sandgeprägtes Tieflandgewässer; mit einem oberirdischen Einzugsgebiet von 797 km² ist sie der größte rechte Nebenfluss der Eider.

Im Oberlauf befindet sich die Treene aufgrund ihres stark mäandrierenden Charakters in einem hydromorphologisch relativ naturnahen Zustand. Starke anthropogene Beeinflussung hat die Treene dagegen in ihrem Unter- und Mittellauf erfahren: Schon zu historischen Zeiten war die Sicherstellung des Wasserabflusses in der Treeneniederung zum Schutz von Ortschaften gegenüber Hochwassereinflüssen und zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen ein erklärtes Ziel. Nach dem Auftreten großer Sturmfluten erfolgte mit der Abdämmung der Eider im Jahre 1570 bei Koldenbüttel ein historisch bedeutendes gewässerbauliches Projekt mit dem Ziel, das Tal der Treene künftig vor meerseitigen Überflutungen zu schützen. Fortan war die Treene noch längst vor dem Bau des Eidersperrwerkes bei Tönning von ihrem natürlichen Gezeitenfluss weitgehend entkoppelt, der sich vormals flussaufwärts bis nach Hellingstedt erstreckte und bis ca. 12 km an die Hauptwasserscheide Schleswig-Holsteins heran reichte (Garniel 1999). Infolge weiterer Probleme mit starken Überschwemmungen, die jedoch nunmehr einen binnenseitigen Ursprung durch rasch abfließendes Oberwasser hatten, wurde später die beidseitige Eindeichung der Treene beschlossen und durch weitere große Bauvorhaben umgesetzt. In diesem Zusammenhang kam es zu weiteren Begradigungsmaßnahmen und Laufverkürzungen infolge der Durchführung wasserbaulicher Durchstiche. Die Regulation des Treene-Abflussregimes wird bis heute über einen Schleusenbetrieb im Friedrichstädter Mündungsbereiches vorgenommen.

Im gesamten Landschaftsraum Eider-Treene-Sorge sind ca. 20.000 ha Fläche Teil des kohärenten Schutzgebietsnetzes „Natura 2000“. Im Rahmen der Umsetzung ökologischer Verbesserungsmaßnahmen nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) wurden bislang zwei von drei Wanderhindernissen in der Treene beseitigt. Dabei handelte es sich um Sohlabstürze im Bereich der Ortschaften Treia und Silberstedt, die 2010 in Sohlgleiten

umgewandelt worden sind. Angaben zu weiteren Renaturierungsmaßnahmen liegen nicht vor.

Für den Schnäpel ist besonders der Unterlauf von Hollingstedt bis Friedrichstadt von Bedeutung (siehe unten). Zwischen diesen Orten liegen ca. 27 Flusskilometer und die Treene ist hier besonders durch eine ansteigende Gewässerbreite (Hollingstedt: 15 bis 20 m; Friedrichstadt: Quelle: Graenseforeningen - Toendermarsken¹⁴, 26.04.2022 100 m) und sinkende Fließgeschwindigkeit geprägt und gewinnt somit einen zunehmend potamalen Charakter.

Besatzmaßnahmen

In den Jahren 1987 bis 1989 fand in der Treene ein Schnäpelbesatz mit Brutmaterial aus der dänischen Vidå statt. Der Initialbesatz erfolgte im Frühjahr 1987 in der Treene bei Friedrichstadt mit vorgestreckten Brütlingen von ca. 2 bis 3 cm Länge. Bereits nach zwei Jahren (1989) gelangen die ersten Fänge zurückkehrender Laichfische, seit 1992 auch in größeren Mengen (Jäger 1999). Seit 1990 wird jedes Jahr ein Besatz mit Brutmaterial durchgeführt, das ausschließlich aus den Aufsteigern gewonnen wird (Jäger 1999).

Nach Angaben von T. Jäger-Kleinicke wurden von 1987 bis 2021 4,3 Millionen Setzlinge in die Treene eingebracht. Die Kosten werden im Rahmen des Fischartenhilfsprogramms vom Verband der Binnenfischer & Teichwirte in Rendsburg getragen. Zahlen zur Höhe der Kosten liegen nicht vor. Der jährliche Besatzaufwand in der Treene beträgt etwa 150.000 Setzlinge. Der Laichfischfang wurde bei Projektbeginn nur durch den Einsatz von Stellnetzen im Treene-Unterlauf bei Friedrichstadt sichergestellt und erst später um die Durchführung gezielter Elektrofischungen im Mittel- und Oberlauf ergänzt.

Das Besatzmaterial für den Initialbesatz (1987 bis 1989) stammte ausschließlich aus der Vidå. Von diesem Material ausgehend wurde in Malente am Kellersee von Tassilo Jäger-Kleinicke ein eigenes System zur Laichfischgewinnung mittels gezielter Stellnetz- und Elektrofischerei an der Treene aufgebaut. Neben der künstlichen Ei-Erbrütung mit technisch gekühltem Wasser bei 1,5 bis 3 °C (Kalterbrütungsverfahren) in einer Fischbrutanstalt wurde zur Produktion der 2 bis 3 cm langen Setzlinge ein innovatives Haltungs- und Fütterungsverfahren in beleuchteten Netzkäfigen am Kellersee entwickelt. Mittels einer gezielten Beleuchtung der Netzkäfige bei Dunkelheit können die Schnäpel allein mit natürlich auftretender Zooplanktonnahrung versorgt werden. Noch heute, über 30 Jahre nach Durchführung der ersten Besatzmaßnahme, wird das Besatzprogramm an der Treene weitergeführt (Brunke et al. 2013, Jäger 1999, Nickel 2011).

Monitoring

2009 bis 2011 wurde in der Treene ein umfangreiches Monitoring- und Untersuchungsprogramm (Forschungs- und Entwicklungsprojekt „Nordseeschnäpel in der Treene“) durchgeführt, welches u. a. vom LLUR Schleswig-Holstein finanziert und begleitet wurde. In Zusammenarbeit mit dem Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung (GEOMAR) in Kiel wurden, u. a. im Rahmen mehrerer Bachelor- und Masterarbeiten) genetische (taxonomischer Status, Auftreten von Hybridisierung) und ökologische (Nahrungsökologie, Wanderverhalten, Populationsgröße) Parameter der Treene-Population des Nordseeschnäpels zusammengetragen.

Hierfür wurden Netz- und Elektrofischungen durchgeführt: morphometrische Vermessung, Markierung, Analysen zum Mageninhalt, zur Isotopenzusammensetzung im Gewebe, zur

¹⁴ <https://graenseforeningen.dk/om-graenselandet/leksikon/toendermarsken>

Genetik gefangener Aufsteiger; Alterslesung, Einsatz von Planktonnetz und Lichtfalle zum Nachweis von Larven aus Eigenreproduktion (wesentliche Ergebnisse hierzu s. u. Brunke et al. 2013, Nickel 2011, 2013, Dierking 2010, Dierking & Eizaguirre 2012, Prigge & Eizaguirre 2015, Dierking et al. 2014).

Von 2009 bis 2011 wurden im Rahmen des F&E-Projektes im November und Dezember 437 Aufsteiger gefangen. Das Geschlechterverhältnis lag bei 3,3 zu 1 zugunsten der Männchen. Die Männchen steigen im Alter von 2 Jahren, die Weibchen ein Jahr später auf. Das Größenspektrum der Aufsteiger liegt für Männchen zwischen 28 und 54 cm, für Weibchen zwischen 38 und 56 cm. Die Mageninhaltsanalysen dokumentieren, dass die Tiere bei der Laichwanderung Nahrung aufnehmen. Die Analyse der Isotopen zeigte, dass der Großteil der Schnäpel sich außerhalb der Laichzeiten in den Küstengewässern aufhält und die limnischen Gewässer relativ schnell durchwandert. Die Untersuchung macht aber auch deutlich, dass bis zu einem Drittel der kleineren Individuen < 45 cm und ein Zehntel der größeren Individuen > 45 cm längere Zeit Süß- und Brackwasserhabitate nutzen ((Dierking & Eizaguirre 2012).

Nickel (2011) wies erstmalig vier Schnäpellarven aus natürlicher Reproduktion nach. Zwei Larven konnten mit einem Ringnetz bei Hollingstedt am 21.03. und am 28.03.2011 gefangen werden und zwei weitere einen Monat später am 21.04.2011 mit einer Lichtfalle bei Friedrichstadt (Abb. 8). Die Larven der Schnäpel verdriften nach dem Schlupf im März und halten sich längere Zeit in Retentionsräumen auf (Brunke et al. 2013).

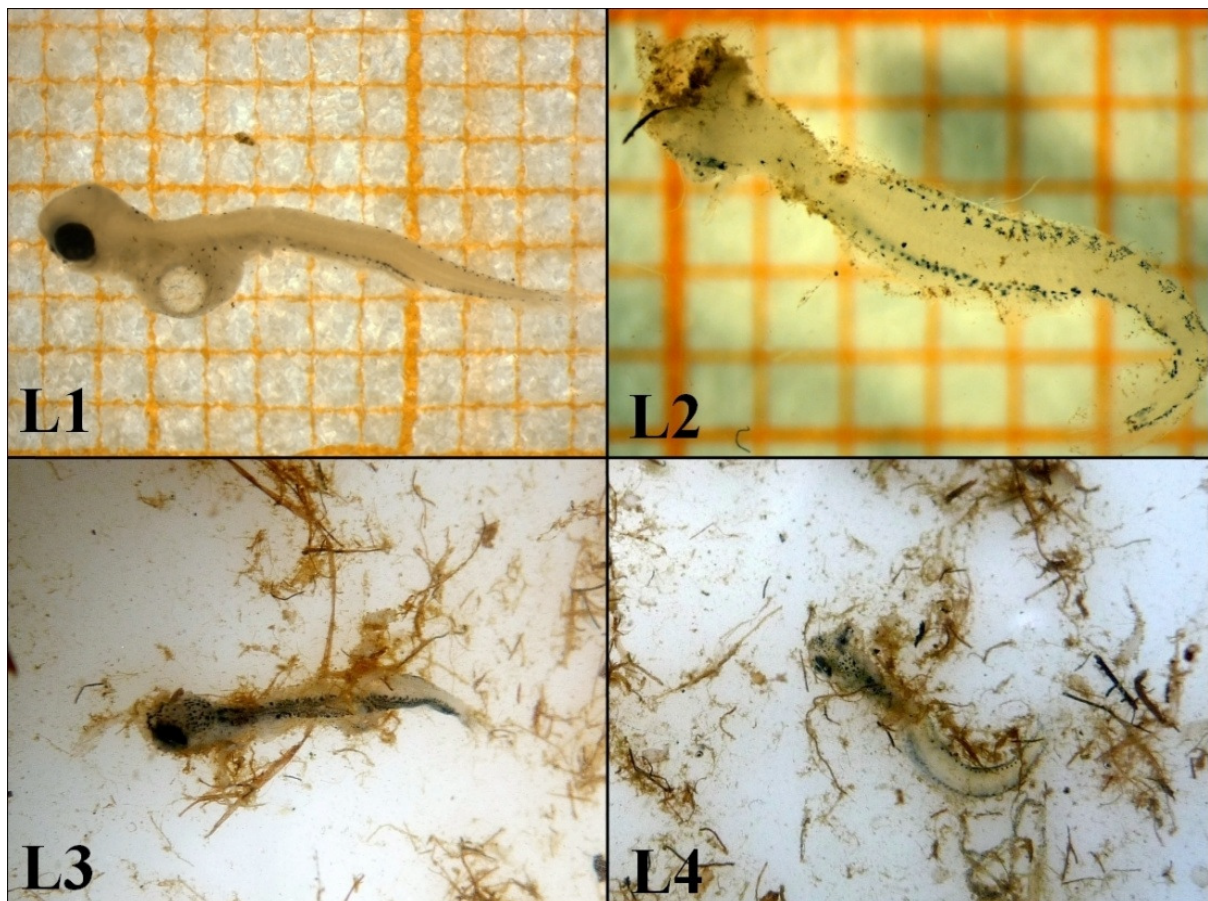


Abb. 8: Schnäpellarven Treene (Quelle: Nickel 2011).

Anhand der genannten Untersuchungen und auch nach aktueller Aussage des LLUR (mündliche Mitteilung Martin Purps) zeigte sich, dass das Hauptaufenthaltsgebiet der aufgestiegenen Laichtiere in der Treene v. a. im Abschnitt zwischen Silberstedter Au und Hollingstedt liegt. Durch den Laichfischfang auf Salmoniden konnten durch Elektrofischerei (Strecke von Esperstoft bis Hollingstedt) auch Nachweise von Schnäpeln sehr weit oberhalb erfolgen. Schnäpel traten oberhalb Treia selten und vereinzelt auf. Die Vermutung war, dass die ungewöhnliche Sohlschwelle (inzwischen durchgängig) unterhalb Treia und die Engstelle (Absturz) direkt oberhalb Treia als Wanderhindernisse wirken. Die Passage bei Treia erfolgte also nur vereinzelt, möglicherweise auch abhängig von den aktuellen Wasserständen. Die geringen Fangzahlen oberhalb von Treia legen nahe, dass sich das Hauptlaichgeschäft auf die Bereiche flussabwärts der Sohlgleite in Treia bzw. sogar auf den Bereich flussab der Einmündung der Silberstedter Au begrenzen lässt. Dieser Abschnitt wurde deshalb von PRIGGE & EIZAGUIRRE (2015) als „Coregonen hot spot“ der Treene bezeichnet. Dennoch wurde immer wieder von Aufsteigern bis Oeversee berichtet, dort ist durch das Mühlenwehr endgültig kein Aufstieg mehr möglich (auch für Salmoniden). Bis dahin ist die Treene nur in Friedrichstadt, durch Schleusenbetrieb und Siel noch eingeschränkt durchgängig (siehe auch Übersichtskarte Treene Abb. 9). Inzwischen wird jedoch die Wartezeit vor der Schleuse zunehmend von Prädatoren ausgenutzt.

Aktuell wird das Fischartenschutzprojekt Nordseeschnäpel an der Treene im Rahmen des Projekts "FischHorizonte 2018 bis 2025" begleitet. Das Projekt beinhaltet

- Maßnahmenkontrollen: Durchführung der Maßnahmen und Erfolgseinschätzung sind in einem jährlichen Kurzbericht durch den Hegepflichtigen zu bewerten.
- Erfolgskontrollen: Fangstatistiken zum Laichfischfang; ggf. Untersuchungen zum Reproduktionserfolg im Gewässer.

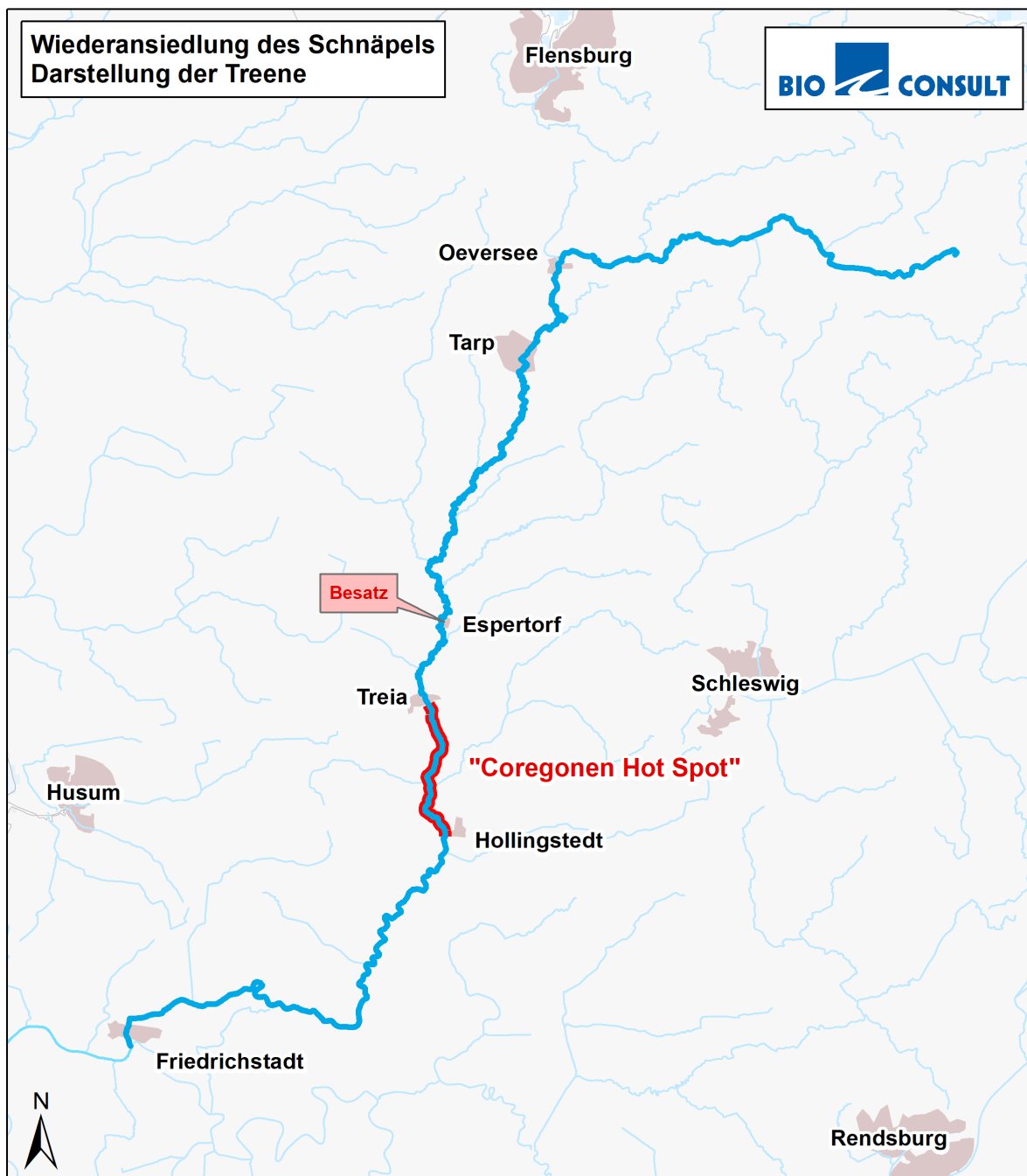


Abb. 9: Übersichtskarte Treene.

Bestandssituation in Eider und Treene

Seit 1987 und damit derzeit seit 36 Jahren wird in der Treene der Bestand kontinuierlich durch Besatzmaßnahmen unterstützt. Durch eine Fang-Wiederfang-Markierungsstudie konnte die Populationsgröße des Nordseeschnäpels in der Treene für die Jahre um 2010 auf deutlich unter 1000 eingegrenzt werden (Dierking & Eizaguirre 2012).

Martin Purps (LLUR Schleswig-Holstein) schätzt den Laicherbestand des Schnäpels in der Treene aktuell ebenfalls auf unter 1.000 Individuen und damit als vom Aussterben bedroht ein

(PURPS, 01.02.2022, schriftl. Bekanntmachung, Purps 2022). Er befürwortet den weiteren Besatz, um die Population halten zu können.

Nach den ersten Besatzmaßnahmen spiegelte eine mögliche Bestandszunahme sich als Hinweis auf den Besitzerfolg in den Folgejahren auch anhand einzelner Schnäpel-Fangmeldungen durch die Berufs- und Angelfischerei wider, die jedoch nach der ganzjährigen Unterschutzstellung des Nordseeschnäpels mit der Änderung der Küstenfischereiordnung (KüFO) des Landes Schleswig-Holstein im Jahre 1994 wieder zurück gegangen sind. Nach Dauster & Hahn (1999) können strenge Fang- und Vermarktungsverbote bei Fischarten erfahrungsgemäß dazu beitragen, dass gemachte Fänge seltener öffentlich werden.

Nachfolgend sind weitere Quellen zusammengestellt, die Hinweise auf die Bestandsentwicklung liefern können.

Kiemennetzfänge Tassilo Jäger-Kleinicke und Elektrofischerei für die Zucht

Aktuelle Daten zu Laichfischtieren liegen durch die Kiemennetzfänge für die jährliche Gewinnung von Besatzmaterial vor. Das Material für die Zucht wird zum einen durch die Kiemennetzfänge von Tassilo Jäger und zum anderen durch Elektrofischereifänge durch die Fischbrutanstalt Altmühlendorf beschafft. Die Kiemennetzfänge werden in der Treene bei Friedrichstadt und die Elektrofischerei weiter oberhalb in der Nähe von Hollingstedt durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 3 zusammengestellt. Für die Kiemennetzfänge ist auch der Fischereiaufwand (Anzahl Kontrolltage) angegeben, so dass über den Quotienten aus Jahressumme und Anzahl Kontrolltage eine gewisse Standardisierung möglich ist. Diese Zahlen zeigen keinen klaren Trend bei relativ großer Variabilität. Ab dem Jahr 2021 ist der Fang mit Kiemennetzen artenschutzrechtlich verboten; Schnäpel dürfen nur noch mittels Elektrofischerei entnommen werden.

Tab. 3: Laichfischfänge mit dem Kiemennetz durch Jäger-Kleinicke und Elektrofischerei durch die Zucht.

Kiemennetzfänge - E-Fischerei							
Fangzeitraum	Anzahl Kontroll- tage	Milchner	Rogner	Summe Jahr / Ind. pro Tag	Milchner	Rogner	Summe Jahr
2022	0				10	5	15
2021	0				10	3	13
18.10.-12.12.2020	36	43	65	108 / 3,0	30	15	45
02.11.-17.11.2019	16	28	30	58 / 3,6	30	15	45
09.11.-25.11.2018	16	16	17	33 / 2,0	31	9	40
12.11.-24.11.2017	13	19	15	34 / 2,6	40	7	47
13.11.-27.11.2016	15	23	7	30 / 2,0	20	20	40
21.11.-28.11.2015	8	79	27	106 / 13,2			

Kiemennetzfänge - E-Fischerei							
Fangzeitraum	Anzahl Kontroll- tage	Milchner	Rogner	Summe Jahr / Ind. pro Tag	Milchner	Rogner	Summe Jahr
23.11.-06.12.2014	14	12	5	17 / 1,2	15	60	75
25.11.-08.12.2013	14	14	11	25 / 1,7	15	60	75
19.11.-27.11.2012	9	22	21	43 / 4,7	15	16	31
28.11.-01.12.2011	3	1	2	3 / 1,0	15	30	45
13.11.-15.11.2010	3		3	3 / 1,0	12	30	42
18.11.-06.12.2009	19	26	36	62 / 3,2	12	7	19
23.11.-08.12.2008	16	26	10	36 / 2,2			
11.11.-02.12.2007	22	30	13	43 / 1,9			
06.11.-03.12.2006	27	38	38	76 / 2,8			
07.11.-04.12.2005	27	57	32	89 / 3,2			
01.11.-28.11.2004	28	118	80	198 / 7,0			
02.11.-01.12.2003	29	82	57	139 / 4,7			
02.11.-01.12.2002	29	86	82	168 / 5,7			

WRRL-Monitoring (2003 bis 2021, Daten LLUR, BioConsult 2022).

Die Befischungen im Rahmen des regelmäßigen *Wasserrahmenrichtlinien* (WRRL)-Monitorings mit einem kommerziellen Hamenkutter auf der Untereider haben seit Beginn 2003 kontinuierlich auch Schnäpel in den Fängen nachweisen können (siehe Abb. 10). Die Entwicklung seit 2012 könnte als Hinweis auf einen abnehmenden Bestand interpretiert werden. In 2021 wurde nur ein Schnäpel mit 53 cm erfasst und es fehlten anders als in den meisten früheren Untersuchungen die jüngeren Altersklassen, die ansonsten den größeren Teil der Fänge ausmachten (Abb. 11). Ob dies ein systematischer Trend ist oder ein Ausdruck der interannuellen Fangvariabilität ist hier nicht eindeutig zu beantworten. Nach Aussagen von Fischern wurden z. B. 2015 – anders als die geringe Schnäpelzahl in den Hamenbefischungen annehmen (Abb. 10) – „viele kleine Schnäpel“ gefangen (s. u. nächster Abschnitt).

Die Befischungsstationen liegen bei Eider-km 103 und 95; die Befischungen finden im Frühjahr (Mai) und im Herbst (September/Oktober) (einmalig in 2009 auch im Sommer) und damit außerhalb der Hauptaufstiegszeit der Laichtiere statt.

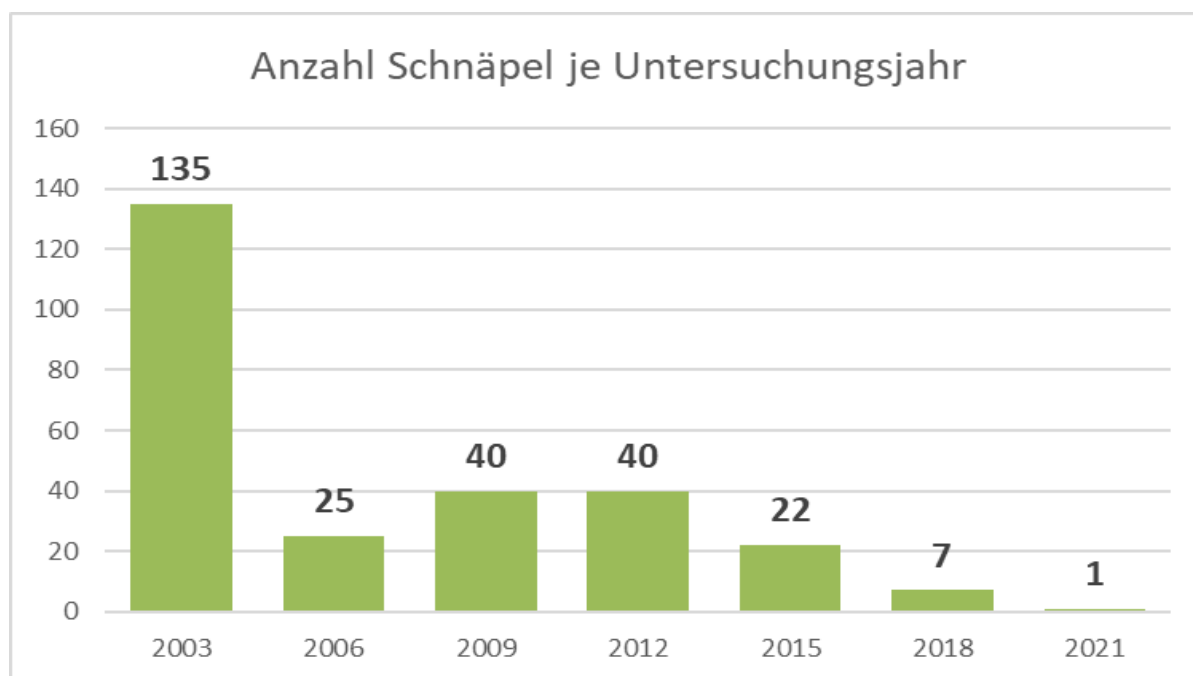


Abb. 10: Anzahl Schnäpel je Untersuchungsjahr (2003 bis 2021) (Quelle: BioConsult 2022) (Beachte: Fangzahlen nicht standardisiert).

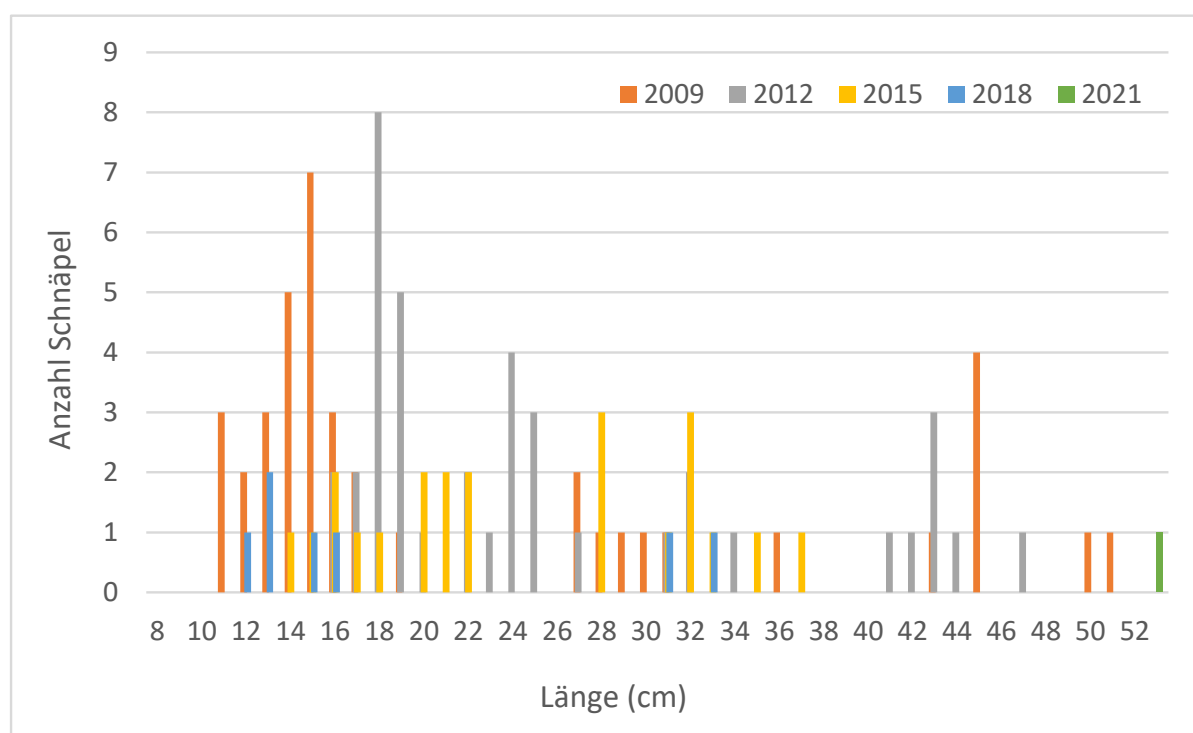


Abb. 11: Längenspektrum der erfassten Schnäpel je Untersuchungsjahr (2009 bis 2021) (Quelle: BioConsult 2022).

Interviews mit ortsansässigen Fischern (2006 bis 2021, Daten LLUR, BioConsult 2022)

Neben den Fangdaten aus dem Hamen liegen zum Vorkommen von Nordseeschnäpeln im Bereich der Tideeider zwischen Tönning und Schleuse Nordfeld Daten zu Nordseeschnäpeln aus Befragungen von ortsansässigen Berufsfischern für die Jahre 2006 bis 2021 vor.

Nach BioConsult & Neumann (2007) fängt Fischer Siegert pro Jahr etwa 20 (Dezember bis März), Von der Heyde zwischen 20 und 30 Individuen. Diese Fangzahlen erscheinen auf den ersten Blick relativ gering, man kann aber vermutlich davon ausgehen, dass die meisten adulten Tiere in die Treene zum Laichen aufsteigen und sich danach im Ästuar unterhalb von Töning und im nahen Wattenmeer aufhalten. Ein Beleg sind die relativ hohen Fangzahlen aus der Treene. So wurden bei Friedrichstadt im November 2006 mit einem Stellnetz 76 „Laichschnäpel“ gefangen. Auch in den Jahren 2002 bis 2005 waren in diesem Bereich zwischen 89 und 198 Laichfische im Netz (mündliche Mitteilung Jäger 2006 in BioConsult & Neumann 2007, s. a. Tab. 3). Die für 2009 und 2012 vorliegenden Informationen der Berufsfischer bestätigen die oben genannten Aussagen und weichen vom oben beschriebenen Bild nicht ab. Nach Informationen des Fischers Carstens (aus dem Jahr 2012) waren die Schnäpelzahlen bis dahin gestiegen. Insbesondere im November fängt er „viele“, ohne dies genauer zu quantifizieren. Auch die für das Jahr 2015 vorliegenden Informationen (Abfrage aller Fischer: Siegert, Von der Heyde, Voss und Carstens über Herrn Franke vom LLUR Husum) zeigen, dass „viele“ kleine Schnäpel (10 bis 20 cm Länge) im Spätherbst (Ende Oktober, Anfang November 2015) erfasst wurden. In 2018 wird der Schnäpelbestand von den ortsansässigen Fischern als „gut“ beschrieben; es seien „ausreichend“ Tiere vorhanden und alle Altersgruppen vertreten, auch vermehrt kleine Individuen. Ein anderes Bild ergibt sich in 2021, laut Informationen des LLUR Husum und des Fischers Carstens haben die Fischer 2021 nur recht wenige Schnäpel gefangen. Des Weiteren wurden auch im Rahmen von Bestandserhebungen (Elektrobefischungen) in der Treene trotz hohem Befischungsaufwand nur sehr wenige Schnäpel dokumentiert (mündliche Mitteilung Kilian Lauf, siehe auch Tab. 3).

Schlussfolgerungen

In der Treene hat sich durch Besatz mit Brutmaterial aus der Vidå 1987 bis 1990 eine Population etabliert, die allerdings seit 37 Jahren kontinuierlich durch Besatz gestützt wird und vermutlich auch gestützt werden muss. Als weitgehend gesichert kann die Existenz eines Hot Spots von aufsteigenden Laichtieren (vermutlich Laichgebiet) zwischen Hollingstedt und Silberstedter Au gelten. Die vorhandenen Querbauwerke scheinen den Aufstieg einzuschränken; ohne diese scheint es möglich, dass auch Laichgebiete weiter stromauf aufgesucht werden könnten. Vor allem der Umfang der Eigenreproduktion im Gewässer und das anschließende natürliche Aufkommen der Brut ist unklar; dies scheint zwar stattzufinden, aber in vermutlich nur geringem Umfang. Hier bestehen deutliche Wissensdefizite, die für die Frage einer langfristigen Sicherung des Bestandes und möglicher unterstützender Renaturierungsmaßnahmen geschlossen bzw. verkleinert werden sollten.

5.3 Rhein

Ursprünglich war der Schnäpel in der Maas, der Schelde und dem Rhein weit verbreitet (Freyhof & Schöter 2005). In den Wintermonaten zog der Schnäpel von der Nordsee den Rhein hinauf bis in den Kölner Raum und vereinzelt auch bis nach Frankreich. Hier laichten die Schnäpel im Hauptstrom sowie in den Unterläufen der Nebenflüsse an ufernahen Sand- und Kiesbänken (LANUV 2017).

Charakterisierung Rhein

Der 1.233 km lange Rhein durchquert zahlreiche Landschaftsformen und ist als Schifffahrtsstraße und Vorfluter sehr intensiv genutzt. Dies hatte in den 1960er und 70er Jahren zu einer sehr starken Degradierung geführt. Der Verlust von Habitaten, deren Fragmentierung, die

schlechte Wasserqualität und Überfischung führten bereits ab 1916 zu einer stark abnehmenden Schnäpel-Population, bis diese 1940 schließlich in dem Gebiet ausstarb (Kranenbarg et al. 2002, Borcharding et al. 2006). Ab 1918 wurde die kommerzielle Fischerei des Schnäpels beendet (Schöter 2002) und wurde danach auch nicht mehr wieder aufgenommen (Borcharding et al. 2010). Ab 1980 begannen Anstrengungen, die Maas und den Rhein wieder zu rehabilitieren (Kranenbarg et al. 2002). ADMIRAAL et al. (1993) berichten über die nachfolgende Verbesserung der Wasserqualität und die Reduzierung der Schadstoffbelastung. In der Folge reduzierte sich auch die Degradierung der Lebensgemeinschaften (Admiraal et al. 1993). Diese Verbesserungen haben sich bis heute fortgesetzt bzw. erhalten (IKRS 2022a). Borcharding et al. (2010) weisen darauf hin, dass Migrationsbarrieren mit Fischtreppe ausgestattet wurden und werden; aktuell ist die Durchgängigkeit des Rheins und seiner Nebenflüsse jedoch noch nicht zufriedenstellend und wird weiter verbessert (IKRS 2022b).

Besatzmaßnahmen

Bereits 1907 wurde in den Niederlanden der Rückgang der Nordseeschnäpel als kritisch betrachtet und die Regierung veranlasste ein Besatzprogramm im Rhein und im IJsselmeer. Für den Besatz wurden Große Maränen *Coregonus lavaretus* aus dem Peipussee in Russland genutzt. Zwischen 1907 und 1937 wurden so ca. 119 Millionen juvenile Große Maränen in den Niederlanden, hauptsächlich in der Maas, der IJssel und dem IJsselmeer ausgesetzt. Dieser Besatz konnte jedoch nicht zu einer Zunahme der Coregonen führen (De Groot 2002, Winter et al. 2008).

Tab. 4: Anzahl der Nordseeschnäpel besetzt im Rhein und Anzahl der Fänge im IJsselmeer durch Fischer (Quelle: Borcharding et al. 2006).

Year	Number of stocked North Sea houting	Number of catches in Lake IJsselmeer
1992	5.000	
1996	24.000	1
1997	20.000	2
1998	60.000	4
1999	205.000	53
2000	140.000	133
2001	125.000	156
2002	150.000	171
2003	350.000	207
2004	400.000	n. d.

n. d. = no data

Bemühungen um eine Wiederansiedlung des Nordseeschnäpels im Rhein begannen in Deutschland mit einer ersten Besatzmaßnahme 1992 (Borcharding et al. 2006, Winter et al. 2008). Ein kontinuierlicher Besatz begann dann 1996 und endete 2006 (Borcharding et al. 2006). Im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW wurde die Wiederansiedlung vom NRW-

Umweltministerium, der Bezirksregierung Düsseldorf, der Rheinfischereigenossenschaft und der HIT-Umweltstiftung finanziert und unterstützt. Das Zoologische Institut der Universität zu Köln leitet die Wiederansiedlung seit 2001 und begleitet diese auch wissenschaftlich (Borcherding 2014).

Seit 1996 wurde am Niederrhein systematisch mit Jungschnäpeln besetzt, wobei ab 1999 jährliche Besatzzahlen von mehr als 100.000 Individuen erreicht wurden und schließlich insgesamt rund 2,3 Millionen Jungschnäpel bis 2006 besetzt wurden (IKSR 2012) (Tab. 5). Die Setzlinge stammten aus den Fängen von Rückkehrern in der Treene (siehe oben), die auch dort für Besatzmaßnahmen genutzt werden und auf die Vidå-Population zurückgehen (Borcherding et al. 2006, Winter et al. 2008).

Die Jungschnäpel hatten bei Besatz eine Gesamtlänge von 20 bis 60 mm. Jedes Jahr im Mai wurden die Schnäpel in die Lippe ca. 15 km stromauf der Mündung in den Rhein ausgesetzt. Ab 2001 wurde die Hälfte des Besatzmaterials in einen See nahe Rees ausgesetzt (Borcherding et al. 2006, Winter et al. 2008). Am Aussetzpunkt ist die Lippe 40 bis 50 m breit und ihre Ufer sind mit Bäumen und Büschen bewachsen. Im Flussbett überwiegen Kies und bieten einen geeigneten Laichplatz für den Schnäpel. Zudem wurde angenommen, dass die Chance auf Wiederfänge von Rückkehrern hier größer als im Rhein selbst ist. Der See nahe Rees ist ein Kiesgrubensee. Dieser ist durchgehend mit dem Rhein verbunden. Mithilfe eines Schlauchs konnten die jungen Schnäpel im Mai von dem Transportcontainer in den Fluss und den See überführt werden. Das Schlauchende endete in der Lippe etwa 3 m und im See etwa 7 m vom Ufer entfernt in einer Tiefe zwischen 50 bis 100 cm (Borcherding et al. 2006).

Monitoring

Monitoringprogramme

Nach Beginn des Besatzes wurden verschiedene Monitoringprogramme der Jungschnäpel im Rhein, der IJssel und dem IJsselmeer durchgeführt. Während der Großteil dieser Programme durch die Universität Köln begleitet und durchgeführt wurde, gib es auch einige Untersuchungen aus den Niederlanden (Borcherding et al. 2006, 2008 2010, 2014, Winter et al. 2008).

Die ersten Wiederfänge von Schnäpeln werden seit 1996 aus dem IJsselmeer in jährlich wachsender Anzahl gemeldet. Diese basieren mit Sicherheit auf den Besatzmaßnahmen am Niederrhein. Auch Kranenbarg (2002) vermerkten einen steigenden Anstieg der Nordseeschnäpel in den Niederlanden ab 1998. Hauptsächlich wurden die Jungfische in geschlossenen Fluss- und Mündungsgewässern in den Niederlanden gefangen. Die Zunahme wurde mit großer Wahrscheinlichkeit ebenfalls durch die Besatzmaßnahmen im Rhein verursacht. Auch De Leeuw et al. (2005) berichten von einer Zunahme der Nordseeschnäpel im IJsselmeer (Tab. 4), v. a. nahe des Afsluitdijks bei Breezanddijk und Kornwerderzand. Auch in 2012, 6 Jahre nachdem die Besatzmaßnahmen beendet waren, wurden Nordseeschnäpel regelmäßig im Rheindelta nachgewiesen (IKSR 2012).

Während der Besatzmaßnahmen wurden zwischen 2001 und 2003 zudem einige der juvenilen Schnäpel mit einem sichtbaren Marker markiert. Hierfür wurden zwischen 2.000 und 10.000 Jungfische pro Jahr in einem Teich ausgesetzt um hier auf die nötige Größe für die Markierungsmethode heranzuwachsen. Die Teiche hatten eine Größe von ca. 0,4 ha und eine Tiefe zwischen 0,8 und 2 m. Die Jungfische verbrachten 5 bis 6 Monate in den Teichen, in denen sie sich nur von natürlich vorkommendem Zooplankton und Makrozoobenthos ernährten. Nach

der Aufzucht und den durchgeführten Markierungen wurden die Schnäpel im Rhein nahe Rees ausgesetzt (Borcherding et al. 2006).

Wanderverhalten der Jungfische

Die erste Untersuchungsreihe der Universität Köln (Borcherding et al. 2006) beschäftigte sich mit dem Verhalten der juvenilen Schnäpel direkt nach dem Besatz, um so Schlussfolgerungen auf die Effektivität der Methoden zu ziehen. Hierfür wurde der Zeitpunkt der Migration der Jungfische aus der Lippe und dem Kiesgrubensee erfasst. Zusätzlich wurde die Ernährung und die Wachstumsrate der Fische untersucht (Borcherding et al. 2006).

Danach wurde der Großteil der Jungfische in der Mitte des Flusses gefunden. Es ist nicht eindeutig, ob es sich um eine aktive Migration handelt. Aus Rechnungen geht hervor, dass die Jungfische nicht gegen die Strömung von 0,6 bis 0,8 m/s anschwimmen können und es scheint möglich, dass viele Jungfische zu schwach sind, um der Strömung zu entkommen und es sich somit um eine ungewollte Ausbreitung handelt. Zeitgleich haben sich viele Jungfische in strömungsberuhigten Bereichen versammelt und konnten so verhindern in salzigere Gebiete herausgetragen zu werden, bevor sie dies tolerieren können (Borcherding et al. 2006). Das Vorhandensein von strömungsberuhigten Gebieten am Besatzstandort ist nach OSPAR (2020) essentiell für die Jungschnäpel. Zusätzlich konnte eine aktive Schwarmbildung der Jungschnäpel, die vor Prädation schützt, festgestellt werden. Um dies zu ermöglichen ist es notwendig, möglichst viele Schnäpel zur gleichen Zeit auszusetzen. Durch Magenanalysen konnte außerdem gezeigt werden, dass die Jungfische sich problemlos an die neue Umgebung anpassen und Futter finden konnten. Das Futter bestand hauptsächlich aus Zooplankton (Borcherding et al. 2006).

Migration in die Nordsee

In einer weiteren Studie untersuchten Borcherding et al. (2008) das Wanderverhalten größerer Schnäpel. Speziell ging es um die Fragen, ob der Schnäpel im IJsselmeer jemals in der Nordsee war, wie alt die Schnäpel bei so einer Wanderung sind und ob diese notwendig ist, um die Geschlechtsreife zu erlangen. Die Ergebnisse zeigen, dass der Großteil der gefangenen Schnäpel sich ausschließlich im Süßwasser aufgehalten hat ($n = 29$). Dies zeigt zum einen, dass die Schnäpel sich nicht zwingend im Salzwasser aufhalten müssen um die Geschlechtsreife zu erlangen, zum anderen zeigt es auch, dass ein Teil der Tiere die Migrationsbarriere zwischen dem IJsselmeer und der Nordsee überwindet oder einen anderen Weg (Nieuwe Waterweg) gefunden haben (Borcherding et al. 2008).

Reproduktion der Population

Eine weitere Studie (Borcherding et al. 2010) konnte bestätigen, dass der Großteil der Schnäpel im IJsselmeer aus natürlicher Reproduktion stammt. Durch den Besatz mit Schnäpeln im Rhein ist eine sich selbst erhaltende Population entstanden. In den Niederlanden können selbsterhaltende Populationen im IJsselmeer (Borcherding et al. 2008, 2014), im Niederrhein (Borcherding et al. 2010) und kürzlich auch in der Maas und vielleicht in der Vecht genannt werden (De Leeuw et al. 2005, OSPAR 2020). Weiterer Besatz ist dadurch nicht mehr nötig und Borcherding et al. (2010) erklären das Wiederbesiedlungsprogram im Rhein als Erfolg. Auch nach IKS (2012) gilt der Schnäpel im Rhein als erfolgreich wieder angesiedelte Wanderschneepelart, für die keine Besatzmaßnahmen mehr erforderlich sind. Weitere Verbesserung der Durchgängigkeit werden aber empfohlen (Borcherding et al. 2010). Über das Swimway

Projekt¹⁵ wurde aktuell auch nochmal deutlich, dass der Schnäpel überraschenderweise in der Vechte (NL) vorkommt, dort aber auf Wanderhindernisse stößt (Video).

Laichwanderungen

Seit 2005 wurden adulte (40 bis 60 cm) Individuen mit Transpondern (NEDAP-Trail System) besendert. Mit Hilfe der besenderten Tiere konnten regelmäßige Laichwanderungen im Winter in der IJssel nachgewiesen werden. Seit 2011 werden auch im Niederrhein zwischen Wesel und Rees regelmäßig adulte Schnäpel auf ihren Laichwanderungen gefangen (IKSR 2012). Im Winter 2005/2006 ist ein großer Teil der Schnäpel zum Laichen in die großen Flüsse in den Niederlanden gezogen, vor allem in die IJssel. Nur wenige sind vom IJsselmeer bis zurück nach Deutschland gezogen (Abb. 12) (Winter et al. 2008). Ein ähnliches Wanderverhalten konnte auch im Winter 2007 beobachtet werden. Zudem gibt es Hinweise von Berufsfischern, dass der Schnäpel auch im IJsselmeer laicht (Winter et al. 2008).

Auch Dierking et al. (2014) konnten ein vergleichbares Wanderverhalten der Schnäpel beobachten. Die IJssel scheint ein bedeutsames Laichgebiet zu sein. Das Flussbett in der IJssel besteht wesentlich aus grobem Sand und Kies, während die Bänke z. T. mit Vegetation bedeckt sind (Dierking et al. 2014).

¹⁵ <https://swimway.nl/het-project/>

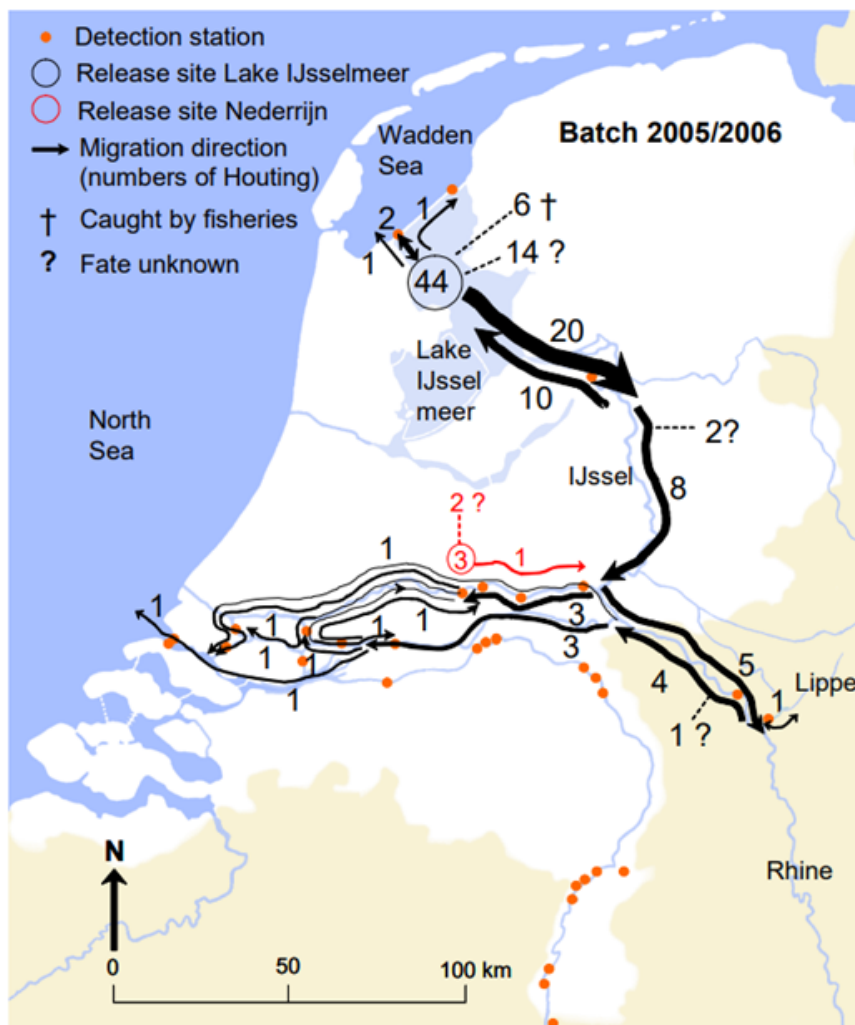


Abb. 12: Migrationsbewegungen von 44 im IJsselmeer und 4 auf dem Lek besenderten Schnäpeln; ausgesetzt im Winter 2005/2006. Die Breite der Pfeile repräsentiert die Anzahl der Individuen (Quelle: Winter et al. 2008).

Schlussfolgerungen

Für den Rhein gilt das umfangreiche Wiedereinbürgerungsprogramm als erfolgreich abgeschlossen. Der Nordseeschnäpel hat sich inzwischen im Rhein mit einer vitalen und sich selbst reproduzierenden Population etabliert. Seit 2001, verstärkt ab 2005, konnten Nordseeschnäpel vermehrt im IJsselmeer und dem Haringvliet in den Niederlanden nachgewiesen werden (IKSR 2012). Mit Hilfe besonderer Tiere konnten zudem regelmäßige Laichwanderungen im Winter in der IJssel nachgewiesen werden. Seit 2011 werden auch im Niederrhein zwischen Wesel und Rees regelmäßig adulte Schnäpel auf ihren Laichwanderungen gefangen. Des Weiteren wurde durch verschiedene Monitoringergebnisse der Nachweis der natürlichen Reproduktion im Rheindelta erbracht (Borcherding et al. 2006, 2010, 2014, IKSR 2012, Kranenburg et al. 2002).

Insgesamt wurde aus den Untersuchungen geschlussfolgert, dass die gewählte Besatzstrategie den Anforderungen der Schnäpel entsprach. Bei der Durchführung der Besatzmaßnahmen hat sich gezeigt, dass strömungsberuhigte Bereiche an der Besatzstelle vorteilhaft sind. Diese verhindern das Austragen der Jungfische in Regionen mit einer höheren Salinität bevor die

Fische diese überleben können. Zudem sollten eine große Menge Jungfische am gleichen Ort ausgesetzt werden, um eine Schwarmbildung zu ermöglichen. Außerdem sollte eine barrierefreie Verbindung zwischen Laichgebiet und Nordsee ermöglicht werden, die auch einen graduellen Übergang der Salinität aufweist. Für den Schnäpel im Rheindelta sind das IJsselmeer als Habitat und die IJssel als Laichgrund von großer Bedeutung.

Der wiedereingebürgerte Bestand von Nordseeschnäpeln zeigt ein flexibles Migrationsverhalten. Es zeigte sich, dass sich nur für einen kleinen Teil der Population ein zeitweiser Aufenthalt im Meerwasser nachweisen ließ, während der größere Teil der Population nie das Süßwasser verlassen hatte. Ein Aufenthalt im Meer ist offensichtlich nicht (mehr) obligater Bestandteil des Lebenszyklus und Voraussetzung dafür, dass die Tiere die Geschlechtsreife erreichen. Möglicherweise hat der Umstand, dass ein vollständiger Lebenszyklus im Süßwasser möglich ist und die spezielle Situation im IJsselmeer zum Erfolg der Wiedereinbürgerung beigetragen. Eine charakteristische Eigenschaft der Nordseepopulationen ist für diesen Teil der Rhein-Population damit allerdings nicht mehr typisch.

5.4 Weitere

Im 19. Jahrhundert waren die Schnäpelbestände noch so groß, dass jährlich über 30.000 kg in den Unterläufen von Rhein, Elbe, Weser, Ems und Eider gefangen wurden. V. a. in Elbe und Weser waren Schnäpel ehemals häufig (Lozán et al. 1996, BioConsult 2006). Nach Albrecht (1960) war bereits nach 1870 ein deutlicher Ertragsrückgang zu verzeichnen und etwa Mitte der 20er Jahre brach die Schnäpel-Population in der Tideelbe zusammen. Bis zu diesem Zeitpunkt war der Nordseeschnäpel in der Elbe Zielobjekt einer speziellen Fischerei und wurde vor allem während seiner Laichzüge von Ende Oktober bis Dezember gezielt befischt.

Nach den Besatzmaßnahmen in Rhein und Treene sind aus der Brutanstalt von T. Jäger-Kleinicke (s. o.) eine Vielzahl von Besatzmaßnahmen v. a. durch Sportfischer durchgeführt worden. Sowohl Mengen als auch Dauer waren dabei recht unterschiedlich; Informationen zu möglichen Wiederfängen und nachfolgender Reproduktion liegen nicht vor. So wurde Besatzmaterial z. B. in Wilsterau seit 1993 oder Osterau seit 1987 eingebracht. Es folgten Besatzmaßnahmen in niedersächsischen Elbzuflüssen (u. a. Seeve, Este und Oste). Ab 2000 wurde dann auch die Mittel- und Unterelbe mit Jungschnäpeln besetzt (Jäger-Kleinicke 2003). In der jüngeren Vergangenheit, seit 2018, wurde auch die Stör mit Schnäpelsetzlingen besetzt. Auch das Gewässersystem der Weser (inkl. Wümme, Lehte) wurde bis 2021 besetzt. Einen Überblick hierzu gibt die Tab. 5.

Tab. 5: Besatzzahlen des Nordseeschnäpels (*Coregonus oxyrinchus*) in Deutschland durch Jäger-Kleinicke. Vorgestreckte Setzlinge 2 bis 3 cm. Stand 2022

Bundesland	Region	Fließgewässer	Fluss-system	Besatz	Zeitraum	Finanzierung
Niedersachsen		Delme	Weser	20.000	1992+1996	ASV
Bremen	Bremen	Wümme, Südarm	Weser	280.000	2014-2021	Sportfischerverein Bremen e.V.
Niedersachsen	Achim	Weser	Weser	30.000	2014-2015	Fischerei- und Pachtgemeinschaft Weser,

Bundesland	Region	Fließgewässer	Fluss-system	Besatz	Zeitraum	Finanzierung
Angelverein Achim						
Niedersachsen	Garrel	Lehte (Zufluss der Hunte)	Weser	80.000	2013-2021	Sportfischerverein Oldenburg
Niedersachsen	Fredenbeck	Schwinge	Elbe	43.000	2003-2016	SAV Stade
Niedersachsen	Bleckede	Elbe	Elbe	1.27 Mio.	2010-2015	Biosphärenreservatsverwaltung „Niedersächsische Elbtalaue“
Niedersachsen	-	Seeve, Luhe, Ilmenau, Lühe, Oste, Este	Elbe	1 Mio.	1997-2013	ASV Hamburg
Sachsen-Anhalt	Havelberg, Tangermünde	Elbe	Elbe	2.5 Mio.	2000-2004	Institut für Binnenfischerei e.V.,
LFV Sachsen-Anhalt e.V.						
Schleswig-Holstein	-	Wilsterau	Elbe	142.000	1993-1996	Fischartenhilfsprogramm, Verband der Binnenfischer & Teichwirte, Rendsburg
Schleswig-Holstein	-	Osterau	Elbe	3.000	1987-1989	Fischartenhilfsprogramm, Verband der Binnenfischer & Teichwirte, Rendsburg
Schleswig-Holstein	Arpsdorf	Stör	Elbe	400.000	2018-2021	Fischartenhilfsprogramm, Verband der Binnenfischer & Teichwirte, Rendsburg
				Gesamtbesatz: 12.348.000 Setzlinge	1987-2021	

Wesereinzugsgebiet

Das Wesergebiet wurde bisher insgesamt vergleichsweise mit anderen Gewässern nur mit wenigen Schnäpeln besetzt (Tab. 5). Beispielsweise wurde in der Delme im Vergleich zur Treene nur in zwei Jahren Besatzmaßnahmen durchgeführt: 1992: 15.000 Stück; 1996: 5.000 Stück.

In die Treene wurden in denselben Jahren 75.000 und 106.000 Schnäpel ausgesetzt (Jäger-Kleinicke 2003). Ab 2013 wurde noch in weiteren Zuflüssen wie die Lehte, die Wümme oder die Weser selber besetzt, jedoch auch hier mit geringen Stückzahlen (Tab. 5).

Während verschiedener Befischungen in der Weser konnte BioConsult seit 2013 vereinzelt Schnäpel erfassen (z. B. BioConsult 2013, 2015b, 2019, 2023). Es handelte sich zumeist um juvenile, als auch einige ausgewachsene Tiere. Laut ortsansässigen Fischern sind in der Weser geringe Anzahlen, aber regelmäßige Nachweise dokumentiert. Nach Aussagen eines Berufsfischers auf der Weser sind in den Fängen neben den juvenilen Tieren auch regelmäßig adulte Schnäpel enthalten (auch belegt durch Fotos und Videos; Abb. 13).



Abb. 13: Schnäpelnachweise Weser Rechtenfleth 26.07.2018, km 45 (oben: etwa 8 cm, unten: 25 cm (Fotos: BioConsult).

Elbeinzugsgebiet

Von 1997 bis 2013 fanden Besatzmaßnahmen in niedersächsischen Elbzuflüssen statt (Seeve, Luhe, Ilmenau, Lühe, Oste und Este). Hier wurden in der Zeit etwa 1 Mio. Setzlinge eingesetzt. Ab 2000 wurde dann auch die Mittel-elbe mit Jungschnäpeln besetzt (Jäger-Kleinicke 2003). Hier wurden in der Zeit von 2000 bis 2004 2,5 Mio. Setzlinge bei Havelberg in die Elbe eingesetzt. In der jüngeren Vergangenheit, seit 2018, wurde auch die Stör (rechter Nebenfluss der Elbe in Schleswig-Holstein) mit Schnäpelsetzlingen besetzt und auch seit 2022 wurden auch

Wiederkehrer für die Zucht entnommen, da in der Treene nicht ausreichend Schnäpel aufgrund des Fangverbots mit Kiemennetzen gefangen wurden.

Nach Aussagen von Jann Wübbenhorst (Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalaue) wurde 2015 beschlossen, die Besatzmaßnahmen vorerst nicht weiter fortzusetzen, da keine Monitoringdaten für den Nordseeschnäpel aus der Elbe vorlagen und daher eine Effizienzkontrolle der Maßnahmen nicht möglich war.

Schnäpelnachweise in der Tideelbe

Seit Anfang der 90er Jahre werden wieder Schnäpel in der Tideelbe gefangen. Nachweise erfolgen durch das jährlich durchgeführte WRRL-Monitoring und liegen sowohl in der inneren Tideelbe (z. B. Lühesander Süderelbe, Hahnöfer Süderelbe, Süderelbe bei Harburg) als auch weiter stromab bei Glückstadt, Brunsbüttel oder bei Neufeld vor (BioConsult 2010, Jäger 1999). Die meisten der in verschiedenen Zusammenhängen durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass der Schnäpel seit 2002 regelmäßig in den Fängen vorhanden, der Bestand aber sehr klein ist (Limnobios 2006; Limnobios 2008; KLIMZUG Nord Studie 2009 bis 2012; Fintenmonitoring 2011 bis 2022 BioConsult für WSA Hamburg, Oesmann 2014).

Der größte Individuenanteil der im Rahmen des WRRL-Monitorings erfassten Tiere rekrutiert sich aus juvenilen (< 1 Jahr) und subadulten Schnäpeln, während adulte Exemplare den geringsten Anteil aufwiesen. Der Fang juveniler Schnäpel ist nach LIMNOBIOS (2006, 2008) aber vermutlich auf die Besatzmaßnahmen mit Schnäpellarven und Jungfischen in die o. g. verschiedenen Nebenflüsse der Tideelbe sowie in der Mittleren Elbe bei Havelberg zurückzuführen, die zügig über die Elbe gen Nordsee abwanderten (Thiel & Bos 1998). Auch IBL & IMS (2008, c Teil 5, Teil 2b) weisen darauf hin, dass nach Angaben von ARSU & NWP (2008) etwa 20.000 Schnäpel pro Jahr besetzt werden, schließen aber nicht aus, dass u. U. eine Reproduktion in der Tideelbe stattfindet. Letztere Annahme kann nach aktuellen Angaben von Thiel (mündliche Mitteilung) durch den Fund von Schnäpellarven bestätigt werden. Allerdings ist zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar, in welchem Umfang eine Reproduktion stattgefunden hat und ob es sich möglicherweise nur um verstreute ‚Einzelereignisse‘ handelte.

So fand ein Nachweis einer Schnäpellarve in einem sehr frühen ontogenetischen Entwicklungsstadium Ende März in der Lühe bei Guderhandviertel statt. Damit kann von einer Reproduktion dieser Art im weiteren Umfeld der Fangstation ausgegangen werden (Oesmann 2014). Da die Larve im tidebeeinflussten Bereich der Lühe gefangen wurde ist die Lage des Laichplatzes von dem sie stammt nicht eindeutig zu bestimmen. Wahrscheinlich ist ein in der Lühe / Aue gelegener Laichplatz. Dies würde bedeuten, dass zumindest in der Lühe / Aue mittlerweile wieder eine natürliche Reproduktion des Schnäpels stattfindet. Nach Oesmann (2014) kann ebenso wenig eine Reproduktion des Schnäpels in der Oste und der Mehe grundsätzlich ausgeschlossen werden. Die in beiden Gewässern vorhandenen Querbauwerke, die eine Durchgängigkeit für den Schnäpel höchstwahrscheinlich verhindern, sprechen aber dagegen. Erfolgversprechender wären Wiederansiedlungsversuche in beiden Gewässern erst nach einer deutlichen Verbesserung ihrer Durchgängigkeit.

Zudem sind weitere Schnäpellarven im Bereich der Hamburger Tideelbe nachgewiesen worden (Oesmann & Gerkens 2019). So wurden in einer Untersuchung im Frühjahr 2018 9 Schnäpellarven an verschiedenen Stationen erfasst (Elbe bei km 625 vor dem Strand von Ovelgönne, Oortkaten und Zollenspieker). Die Autoren weisen darauf hin, dass auch bereits in Voruntersuchungen Schnäpellarven gefangen wurden. Nach Oesmann & Gerkens (2019) findet demnach eine natürliche Reproduktion des Schnäpels regelmäßig statt.

Auch im Rahmen des Fintenmonitorings (BioConsult für WSA Hamburg, BioConsult 2020) konnte im Mai 2018 eine 3,4 cm langer Schnäpel bei km 643 (Hahnöfer Nebelbe) erfasst werden.

KLIMZUG Nord (Arbeitsgruppe Ralf Thiel, Universität Hamburg)

Mit dem Projekt KLIMZUG Nord wurden in der Zeit von 2009 bis 2012 Hamenbefischungen in der Elbe durchgeführt. Im Rahmen einer Masterarbeit (Gerson 2013) konnten u. a. folgende Befunde generiert werden:

- In den Sommermonaten gab es vorübergehend erhöhte Abundanzen juveniler Schnäpel, die später im Jahr wahrscheinlich aufgrund flussabwärts gerichteter Migration abnahmen.
- Es zeigte sich, dass juvenile Schnäpel mit zunehmender Dichte weiter stromaufwärts anzutreffen waren, wobei die höchsten Abundanzen für die Hahnöfer und Pagensander Nebelbe festgestellt wurden, vermutlich aufgrund der besseren Nahrungsverfügbarkeit.
- Die Altersstruktur deutet auf ein gutes Laichpotential, da überwiegend geschlechtsreife Individuen gefangen wurden.
- Das Wanderverhalten stellte sich als variabel heraus. 46 % der untersuchten Stichprobe von 28 Individuen führten ein- oder mehrmalige Wanderungen zwischen Gewässern unterschiedlicher Salinitäten durch (Wechsel zwischen limnisch-mesohalin und poly-euhalin; Grenze 18 PSU), während der Großteil von 54 % eine eher stationäre Lebensweise zeigte. Dieses Wanderverhalten wurde als Anpassung an variable Umweltbedingungen im dynamischen Elbeästuar gedeutet.

Monitoring Wehr Geesthacht

2010 wurde am Wehr Geesthacht eine Fischaufstiegsanlage in Form eines Doppelschlitzpasses am Nordufer der Elbe in Betrieb genommen (die derzeit größte Anlage in Europa). Das Monitoring am neuen Doppelschlitzpass sowie der alten Aufstiegsanlage (Umgehungsgerinne) am Südufer zeigten, dass der neue Doppelschlitzpass die Durchgängigkeit am Standort Geesthacht deutlich verbessert hat. U. a. wurden auch anadrome Langdistanzwanderer Meerforelle und Lachs mit jeweils ca. 1.200 Individuen, 451 Meerneunauge und 79 Schnäpel in der Anlage identifiziert. Die Anlage ist allerdings seit längerem außer Betrieb. Kammerad (LVWA Sachsen-Anhalt, mündliche Mitteilung) führt das Ausbleiben von Rückkehrern in der Mittelbe u. a. darauf zurück.

Potenzial Elbe als Besatzgewässer

Nach Sterner (1918) lag das Hauptlaichgebiet des Schnäpels in der Mittleren Elbe bei Cumlosen, Werben und Arneburg. Bis zum September 2010 (Errichtung einer neuen sehr großen Aufstiegsanlage) war die Fischtreppe bei Geesthacht, die den 148 km langen tidenbeeinflussten Bereich der Elbe von der Mittelbe trennt, für den Schnäpel vermutlich unpassierbar, so dass diese ehemaligen weit stromauf liegenden Laichgebiete nicht aufgesucht werden konnten. Herkömmliche Fischtreppe scheinen für den Schnäpel eine Aufstiegsbarriere darzustellen (Jepsen et al. 2012). Monitoring-Daten der neuen, barrierefreien Fischtreppe am Nordufer der Elbe belegen, dass seit der Neueröffnung wieder Schnäpel die Elbe im Herbst hinauf wandern, wahrscheinlich um sich in der Mittelbe fortzupflanzen. Historische Meldungen über ursprüngliche Laichgebiete des Schnäpels weisen auf besonders geeignete Gebiete zwischen Havelberg und Tangermünde hin (Kammerad 2001, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt 2012). Die Möglichkeit, geeignete Laichgründe oberhalb von Geesthacht auszusuchen, ist

jedoch nur bei Betrieb der großen Aufstiegsanlage möglich (sie ist derzeit seit längerem geschlossen).

Der Schnäpel konnte also bis vor kurzem und aktuell wieder wahrscheinlich nur die Tideelbe und deren Zuflüsse als Lebensraum und Laichgebiet nutzen. Nach Diercking & Wehrmann (1991) wurden früher in der Tideelbe Laichplätze aufgesucht, die mit denen der Finte identisch sind. Kammerad (2001) vermutet allerdings, dass die Vermehrung des Schnäpels in der Tideelbe grundsätzlich nicht möglich ist.

Von Bedeutung können auch die Nebenflüsse der Unterelbe sein; so berichten Fischer (Claus Zeeck mündlich) von Fängen in der Oste.

Schlussfolgerungen

Im letzten Jahrzehnt haben die Nachweise von Schnäpeln in der Elbe, einschließlich des Hamburger Gebietes und der Fischaufstiegsanlage an der Staustufe Geesthacht, insgesamt merklich zugenommen. Da dies aber vor allem auf umfangreiche Besatzmaßnahmen in der Elbe und ihren Zuflüssen zurückzuführen ist und es bisher nur wenige Einzelnachweise für eine eigenständige und erfolgreiche Fortpflanzung des Schnäpels in der Elbe gibt (z. B. Oesmann 2014), wird der kurzfristige Bestandstrend derzeit noch als gleichbleibend eingestuft. Ohne eine Fortführung des Schnäpelbesatzes würde zum jetzigen Zeitpunkt der Bestand in der Elbe nach Thiel & Thiel (2015) wieder erlöschen.

Multiplres Wanderverhalten, wie es für den Nordseeschnäpel übereinstimmend mit Jepsen et al. (2012) auch in der Elbe gezeigt werden konnte, gibt möglicherweise Hinweise darauf, dass die Elbe wiederholt im Zuge von Laichwanderungen aufgesucht wird und sich daher grundsätzlich dazu eignet, Schnäpel zu beheimaten. Weitere Untersuchungen des Wanderverhaltens (z. B. Unterschiede in Körpermorphologie zwischen wandernden und nicht wandernden Formen, Wachstumsraten, Reproduktionsraten etc.) sowie zur spezifischen Habitatnutzung könnten dazu beitragen, das Wanderverhalten des Schnäpels im Elbe-Flusssystem besser zu verstehen. In Kombination mit der Identifizierung geeigneter Nahrungs-, Laich- und Überwinterungsgebiete im Bereich der Tide- und Mittel-elbe sowie der für die Rekrutierung juveniler Fische in den Laicherbestand wichtigen Parameter könnten effektive Managementstrategien entwickelt werden, um diese im Sinne der FFH-Richtlinie prioritäre Fischart besser schützen zu können und dadurch eine langfristig erfolgreiche Wiedereinbürgerung zu gewährleisten (Gerson 2013).

Durch diverse Untersuchungen konnten bereits wichtige Erkenntnisse zur Situation des Schnäpels zusammengetragen werden. Einige Wissenslücken bestehen jedoch weiterhin. Insgesamt sollte die Populationsgröße und die Bestandsstruktur durch ein gezieltes Monitoring (siehe Kapitel 10) quantifiziert werden, um die Reproduktionsfähigkeit zu evaluieren um dann evtl. die Besatzmaßnahmen anzupassen.

5.5 Schlussfolgerungen (Wiederansiedlungsprojekte insgesamt)

Die in den vorangegangenen Kapiteln betrachteten drei größeren Wiederbesiedlungsprogramme in Vidå, Treene und Rhein sowie die Maßnahmen an weiteren Gewässern haben eine Vielzahl von Kenntnissen generiert und gleichzeitig deutliche Wissenslücken aufgezeigt. Am klarsten sind die Ergebnisse für den Niederrhein und seine Nebengewässer (der Aspekt der Artzugehörigkeit sei hier ausgeklammert). Obwohl die Besatzmaßnahmen nur über ca. 10 Jahre stattfanden und nicht von weiteren Renaturierungsmaßnahmen begleitet wurden,

konnte sich eine augenscheinlich stabile Population etablieren und ausbreiten (Quellpopulation des Besatzes: Treene). Voraussetzung dafür waren einerseits die vorangegangene Regeneration der Wasserqualität und die im Bereich des Niederrheins gute Durchgängigkeit und andererseits vermutlich die spezielle Situation und Habitateignung im Mündungsbereich mit IJsselmeer, IJssel und den verschiedenen Verbindungsgewässern zum Rhein.

Das umfangreiche Wiederansiedlungsprogramm in Vidå, Varde Å, Sneum Å und Ribe Å (Dänemark) ergab sowohl deutliche Erfolge als auch Misserfolge. Erfolgreich war es in der Vidå: zum einen war hier noch ein selbst reproduzierender allerdings rückläufiger Bestand vorhanden, der „nur“ gestützt werden musste (über 6 Jahre), andererseits wurden hier zusätzlich umfangreiche Maßnahmen zur Habitatrenaturierung durchgeführt. Allerdings ist es auch hier zu einer Wiederabnahme der Bestände nach Einstellung des Besatzes gekommen, insgesamt scheint der Bestand in den letzten Jahren wieder abzunehmen; als einer der Gründe wird die Prädation durch den Kormoran vermutet; die Population wird aber bislang noch als relativ stabil eingeschätzt. Nicht erfolgreich waren die Maßnahmen in den anderen dänischen Gewässern; hier haben sich keine dauerhaften, stabilen Populationen etabliert. Die oben für die Vidå genannten Erfolgsfaktoren waren dort jedoch auch nicht so umfangreich realisiert. Von besonderer Bedeutung war vermutlich die Kombination von Besatzmaßnahmen und Renaturierungsmaßnahmen in den Laich- und Aufwuchsgewässern.

Im Gegensatz zu den beiden vorgenannten Projekten erfolgt der Besatz in der Treene seit nunmehr 34 Jahren kontinuierlich (Quellpopulation des Besatzes: Vidå). Es hat sich eine Population etabliert, die durch aus Rückkehrern gewonnenes Besatzmaterial gestützt wird. Es findet auch eine erfolgreiche Reproduktion in situ statt, allerdings offensichtlich nur in sehr geringem Umfang. Es ist unwahrscheinlich, dass die Population ohne Stützung längerfristig stabil bleiben würde. Hier besteht u. E. erheblicher Forschungsbedarf um die Bestandsentwicklung, die Relevanz der natürlichen Reproduktion und die hemmenden Faktoren besser eingrenzen zu können.

6 Habitatanforderungen des Schnäpels (AP 3)

Während seiner verschiedenen Lebensphasen (Abb. 14) sucht der Schnäpel verschiedene Habitate auf, deren charakteristische Ausprägungen im Folgenden anhand der Literaturangaben für die verschiedenen Lebensphasen zusammengestellt werden. Tab. 6 fasst die Ergebnisse zusammen.

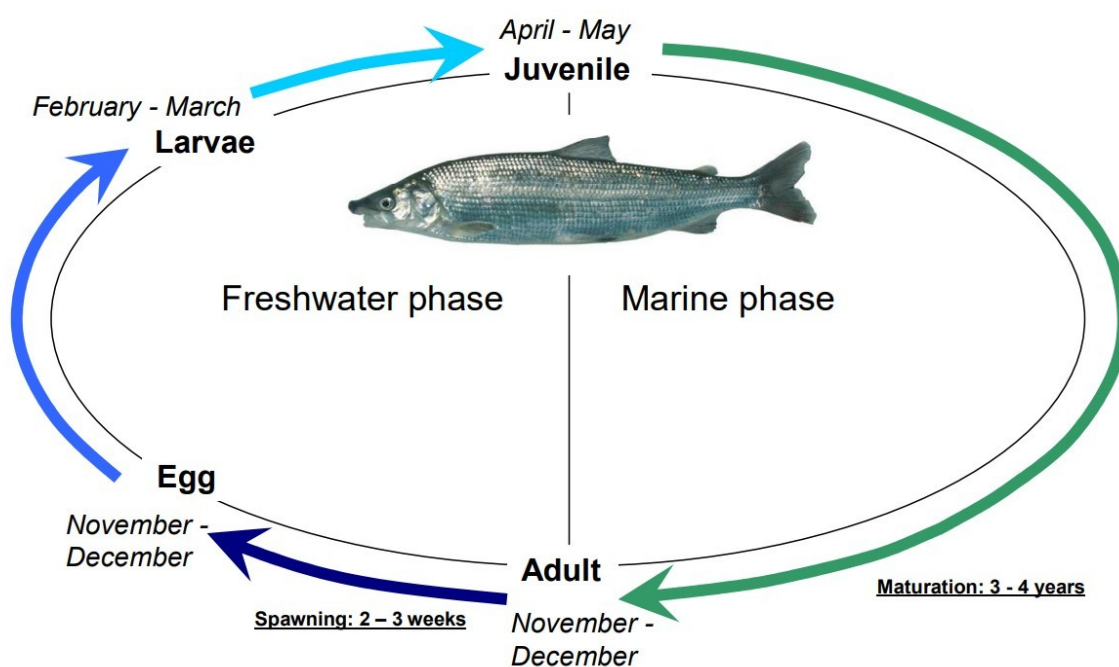


Abb. 14: Die verschiedenen Lebensphasen des Nordseeschnäpels, basierend auf Daten der dänischen Schnäpel-Population (Quelle: Winter et al. 2008).

6.1 Eier

Die abgelegte Eizahl pro Weibchen liegt etwa zwischen 20.000 und 30.000 (Gerson 2013, Jensen 2012, Nickel 2011) bzw. zwischen 30.000 und 50.000 (Jäger 1999). Die Eier des Schnäpels sind gelblich gefärbt, klebrig und haben einen Durchmesser von etwa 3 mm (Jäger 1999). Für ihre weitere Entwicklung benötigen Schnäpelerier mittlere Strömungsgeschwindigkeiten sowie ein stabiles Flussbett, bestehend aus Steinen, Kies und Sand (Gerson 2013).

Die Eier des Schnäpels benötigen recht hohe Sauerstoffgehalte in der Boden-Wasser-Grenzschicht: nach Otto & Zahn (2008) sowie Gerson (2013) liegt der kritische Sauerstoffwert für Eier des Schnäpels bei kleiner 8 mg/l (65 % Sauerstoffsättigung bei 5 °C am Boden der Laichgründe). Eine Verschlickung der Laichgründe scheint nicht toleriert zu werden (Miljøministeriet Naturstyrelsen 2022).

Für ihre Entwicklung benötigen die Eier des Nordseeschnäpels bis zum Schlupf etwa 300 Tagesgrade (Nickel 2011, Scheffel 1999). In künstlicher Erbrütung benötigen die Eier für ihre Entwicklung etwa 90 Tage und der Schlupf erfolgt bei Temperaturen von 6 bis 7 °C (mündliche Mitteilung Jäger-Kleinicke).

6.2 Larven

Der Schlupf der Larven erfolgt abhängig von der Wassertemperatur im Februar/März (Jäger 1999). Steigende Temperaturen, mechanische Beanspruchung und nachlassender Lichteinfluss regen den Larvenschlupf an (Scheffel 1999). Die Larven haben dann etwa eine Länge von 10 bis 12 mm (Jäger 1999, Nickel 2011). Die Temperaturpräferenz von Schnäpellarven liegt bei $> 2\text{ }^{\circ}\text{C}$; die maximal tolerierte Temperatur bei ca. $26\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Otto & Zahn 2008).

In den ersten Wochen nach dem Schlupf ernähren sich Schnäpellarven nach der kurzen Dottersackphase von planktischen Organismen. In der Frühphase werden insbesondere Copepoditstadien calanoider und cyclopoider Copepoden und Rotatorien bevorzugt (Nickel 2011, Scheffel 1999).

Unterschiedliche Angaben liegen in der Literatur zum Schwimmverhalten der Larven vor. Nach Brunke et al. 2013) und LIFE Nature 2015) verdriften die Larven weitgehend passiv flussabwärts, während Poulsen et al. (2012) zeigen konnten, dass sowohl Larven als auch Jungfische des Schnäpels ein aktives Positionierungsverhalten im Gewässer zeigen. Laut Poulsen et al. (2012) ist die Schwimmfähigkeit der Schnäpellarven ähnlich der anderer Fischarten und bereits frisch geschlüpfte Larven können aktiv Bereiche mit geringer Fließgeschwindigkeit bzw. Stillwasserbereiche aufsuchen. Solche Bereiche sind jedoch nicht nur nach Madsen & Murray 2007) (die von einer sehr eingeschränkten Schwimmfähigkeit von Schnäpellarven ausgehen), sondern auch nach Poulsen et al. (2012) essentieller Bestandteil der Aufwuchshabitate sein. Davon gehen auch andere Autoren wie (Brunke et al. 2013, Hertz et al. 2019, Jensen et al. 2015). Nach Thiel & Thiel (2015) suchen die 10 mm langen Larven nach ihrem Schlupf (zwischen Februar und März) flache Gewässerbereiche ($\leq 30\text{ cm}$) auf.

Diese Aufwuchshabitate in Seitenräumen (u. a. großflächige Röhrichte oder überstaute Wiesen), verhindern v. a. einen zu schnellen Eintritt in Gewässerabschnitte mit höherer Salinität (Miljøministeriet Naturstyrelsen 2022). Jensen et al. (2015) untersuchten die Salztoleranz von Larven und Jungfischen des Nordseeschnäpels. Sowohl frisch geschlüpfte Larven als auch Larven in späteren Entwicklungsstadien zeigten eine schlechte hyperosmotische Toleranz. So litten Larven bei Salzgehalten von 18 ppt und höher unter hoher Sterblichkeit und Verlust von Körperwasser (siehe auch bei „Jungfisch“ in Kapitel 5.3). Der durch den Aufenthalt in Seitenbereichen verlängerte Aufenthalt im limnischen Abschnitt verhindert also offensichtlich eine erhöhte Sterblichkeit (Jensen et al. 2015). Wesentlich mit diesem Zusammenhang wurden bei Renaturierungsmaßnahmen zugunsten des Nordseeschnäpels in der Vidå (Dänemark) die Schaffung solcher Retentionsräume begründet (Hansen et al. 2008, Madsen & Murray 2007).

6.3 Jungfische

Jungfische verbleiben bis zu einer Länge von 3 bis 5 cm (Jensen et al. 2015) bzw. 6 bis 7 cm (LIFE Nature 2015) im Flusssystem, da sie erst dann die erforderliche Fähigkeit zur Osmoregulation (physiologischer Wechsel zwischen Süß- und Salzwasser) entwickelt haben und wandern dann in die marinen Lebensräume ein (Hertz et al. 2019, Jensen et al. 2015). JENSEN et al. (2015) untersuchten die Salztoleranz von Larven und Jungfischen des Nordseeschnäpels (siehe Abb. 15). Hier zeigten Jungfische im Gegensatz zu den verschiedenen Larvenstadien eine signifikant bessere hyperosmotische Toleranz. Die meisten Jungfische überlebten eine Salinität von 25 PSU und höher, wenn sie allmählich ansteigenden Salzgehalten ausgesetzt wurden. Gerson et al. (2021) weisen in diesem Zusammenhang auch darauf hin, dass bereits Jungfische mit wenigen cm Länge in hochsalinen Gewässerabschnitten erfasst wurden. Daraus

wurde geschlussfolgert, dass bereits Jungfische eine Fähigkeit zur Osmoregulierung besitzen, die es den Tieren ermöglicht Bereiche mit höheren Salinitäten aufzusuchen. Die osmoregulatorische Adaptionszeit bei der Abwanderung erfolgt wohl innerhalb von drei bis vier Monaten (LIFE Nature 2015).

Im Gegensatz zu Larven verbringen Jungfische z. B. mehr Zeit unter künstlich beschatteten Bereichen (Poulsen et al. 2012). Daraus folgern die Autoren, dass insbesondere Jungfische auf beschattete Bereiche in Gewässern angewiesen sein könnten. Poulsen et al. (2012) geben an, dass Bereiche an Flussufern oder auch das Flussbett selbst in langsam fließenden Gewässerabschnitten als Aufwuchshabitate für junge Nordseeschnäpel dienen können. Nach Miljøministeriet Naturstyrelsen (2022) ist das Vorhandensein größerer Röhrichtflächen oder auch gefluteter Wiesen als Aufwuchshabitat essentiell.

Die Nahrung junger Schnäpel besteht in dieser Lebensphase überwiegend aus kleinen Crustaceen (LIFE Nature 2015). Bis zu einer Länge von 200 mm ernähren sich Jungschnäpel überwiegend von Zooplankton, nach Scheffel 1994) v. a. Copepoden. Spätestens im Herbst wandern die Jungfische in die Ästuare und ins Wattenmeer ab. Dann wiegen sie etwa 20 g (Jäger 1999).

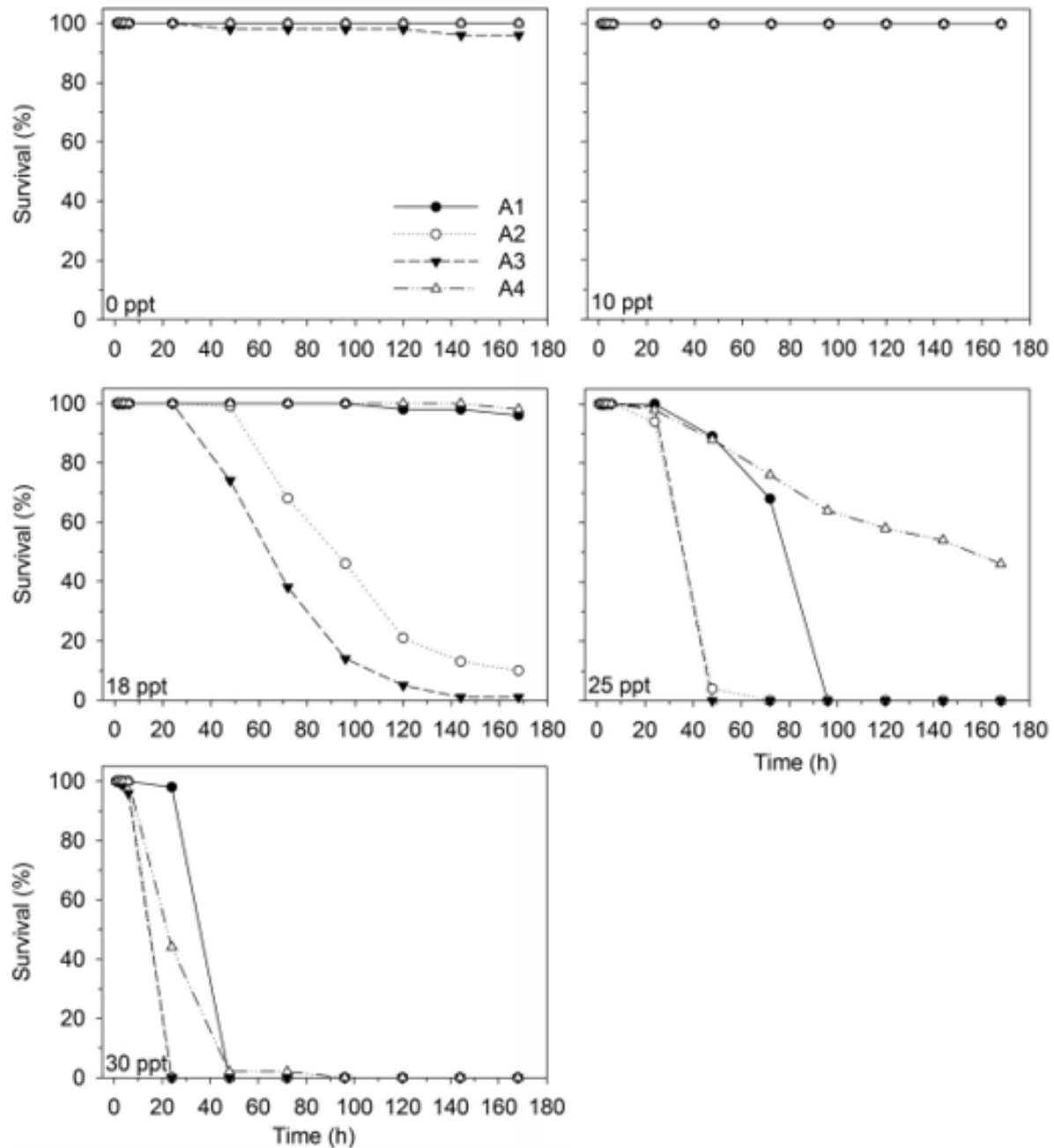


Abb. 15: Überlebensraten von Larven und juvenilen Nordseeschnäpeln (*Coregonus oxyrinchus*) in verschiedenen Entwicklungsstadien bei unterschiedlichen Salzgehalten (0, 10, 18 und 30 ppt). A1: 0 bis 4 Tage alte Larven; A2: 15 bis 19 Tage alte Larven; A3: 32 bis 35 Tage alte Larven; A4: 148 bis 166 Tage alte Jungfische. Die Wassertemperaturen lagen bei 0 bis 5 °C (Quelle: Jensen et al. 2015).

6.4 Adulte

Nach einer Zeit von 2 bis 4 Jahren in der (meist) marinen Umwelt kehren die dann adulten Fische zum Laichen in ihre Geburtsflüsse zurück (Hertz et al. 2019, Jensen et al. 2015). Anders als andere Salmoniden können Schnäpel sich in ihrem Leben etwa 8 bis 10mal fortpflanzen (Jensen 2012, Scheffel 1994), haben also eine deutlich andere Reproduktionsstrategie entwickelt.

Im Spätsommer nähert sich der Schnäpel den Flussmündungen und steigt im Herbst in die Flüsse auf (Scheuring 1929). Da die Art Wanderhindernisse nur sehr begrenzt überwinden kann, ist eine sehr gute Durchgängigkeit in die Reproduktionsgebiete essentiell (LIFE Nature 2015, Nickel 2011, Scheffel 1994, Miljøministeriet Naturstyrelsen 2022). So gibt es nach OSPAR (2020) keinen Hinweis auf Laichaktivitäten flussaufwärts von sogar nur kleineren Hindernissen (Anmerkung: in der Fischtreppe Geesthacht in der Elbe werden bzw. wurden allerdings regelmäßig Tiere nachgewiesen). Schnäpel sind nicht imstande, größere Höhenunterschiede im Sprung zu überwinden. Hingegen gilt das reine Auftreten starker Strömungen ohne einen allzu großen Höhengradienten (z. B. Sohlgleiten) wiederum als verhältnismäßig gut verträglich (Nickel 2011).

Allgemein wird der Schnäpel den kaltstenothermen Arten zugeordnet. Ihre Temperaturoptima liegen meist um 13 bis 16 °C. Temperaturen über 20 °C liegen bereits im eingeschränkten oberen Bereich. Temperaturen über 23 °C können für adulte Schnäpel bereits letal wirken (Otto & Zahn 2008). Adulte Schnäpel vertragen Salinitäten von 35 ppt problemlos. Sie machen dazu eine hypoosmoregulatorische Voranpassung durch, bevor sie ins Meerwasser zurückkehren (Hertz et al. 2019).

Der klassische Laichplatz liegt nach Angabe der meisten Autoren im unteren oder mittleren Teil der Fließgewässer, in Flussabschnitten mit einer Breite von 5 bis 6 Metern, guter Wasserqualität, einer angemessenen Strömung und einem kiesigen, steinigen Substrat sowie einem Vorkommen von Makrophyten (Borcherding et al. 2006, Jensen 2012, OSPAR 2020; Erfahrungen aus Dänemark). Nach Fricke (1987) und Gerstmeier & Romig (2003) laicht der Schnäpel ufernah über Sand- und Kiesbänken. Die Eier werden frei ins Wasser abgegeben, nach der Befruchtung werden sie klebrig und heften sich an Steine, Kies oder Wasserpflanzen (OSPAR 2020). Die Wassertemperatur zur Laichzeit beträgt etwa 6° C (Jäger 1999).

Die mutmaßlichen Laichgebiete der Vidå-Population liegen etwa 25 km stromaufwärts vom Wattenmeer (Hertz et al. 2019). Aufsteigende Schnäpel in der Treene (Deutschland) sammelten sich nach einer Wanderstrecke von etwa 60 km im Übergangsbereich zwischen Marschengewässer und sandgeprägtem Fluss. Die Gewässerbreite liegt in diesen Gewässerabschnitten zwischen 10 und 15 m (Brunke et al. 2013). Laut Brunke et al. (2013) steigen Schnäpel in den dänischen Gewässern in noch schmalere Abschnitte auf. Nach Gerson (2013) charakterisieren sich die Laichgebiete durch relativ geringe Gewässerbreiten von 4 bis 10 m, eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit und ein stabiles Flussbett, ausgestattet mit Kies, Steine und Sand. Nach Einschätzung von Scheffel (1994) müssen die Laichgründe des Nordseeschnäpels nicht so grobkiesig ausgestattet sein wie bei anderen Salmoniden, dennoch sollten sie aber schlammfrei sein. Als Laichgründe nennt Scheffel (1994) Sandgründe bzw. Sandbänke, deren Laichsubstrate aus Sand in Kombination mit Kies, Steinen, Molluskenschalen oder submerser Vegetation (winterharte oder abgestorbene Pflanzen mit holzigen Anteilen) bestehen.

Im Jahr 2015 finanzierte die dänische Naturschutzbehörde (Dänisch: Naturstyrelsen) ein größeres angelegtes Forschungsprojekt (Hertz et al. 2019, LIFE Nature 2015). Die Besenderung einiger Fische der Ursprungspopulation aus der Vidå (Dänemark) zeigte, dass die Schnäpel zwischen dem 31. Oktober und dem 23. Januar (Median: 26. November) in ihren mutmaßlichen Laichgebieten ankamen, hauptsächlich jedoch zwischen Ende November und Anfang Dezember (Hertz et al. 2019). Ähnliche Daten zu Laichwanderungen von Schnäpeln sind in der IJssel (Niederlande) ermittelt worden. Über drei aufeinanderfolgende Jahre zeigten sich konstante Wandermuster. Erste aufsteigende Fische wurden dort jeweils in der zweiten Oktoberhälfte registriert, mit einer Zunahme der Migrationsaktivität um Mitte November. Laichaktivitäten

wurden gegen Mitte Dezember vermutet (Dierking et al. 2014). Nach JENSEN et al. (2017) findet, anders als bei anderen Salmonidenarten, die Migration sowohl tagsüber als auch nachts statt.

Der herbstliche Aufstieg des Schnäpels in der Vidå begann bei Temperaturen $< 10^{\circ}\text{C}$ und erreichte seinen Höhepunkt insbesondere bei zunehmenden Abflussmengen (Hertz et al. 2019). In der niederländischen IJssel begannen die Schnäpel ihren Aufstieg bei noch etwas höheren Temperaturen von 12 bis 16°C (Dierking et al. 2014). Hertz et al. (2019) weisen aufgrund dieser Temperatursteuerung des Aufstiegs auf eine mögliche Empfindlichkeit der Art gegenüber Veränderungen des Temperaturregimes hin.

Die Fische aus der Vidå kamen zwischen dem 2. Juli und dem 5. November (Median: 14. Oktober) im Bereich der Flussmündung an. Die meisten Schnäpel wanderten im Oktober den Fluss hinauf. Die wandernden Schnäpel verbrachten im Durchschnitt 49 Tage im Mündungsgebiet, bevor sie weiter stromaufwärts zogen (Hertz et al. 2019). Auch nach dem Laichen nutzten die Fische das Mündungsgebiet längere Zeit, bevor sie wieder in das Wattenmeer zogen. So zeigte eine frühere Untersuchung in der dänischen Vidå, dass einige einzelne Schnäpel bereits direkt nach dem Laichen noch im Winter in das Wattenmeer zurückkehren; während andere Individuen erst im Frühjahr, bis zu vier Monate später, in das Wattenmeer zurückwanderten (Jensen et al. 2017). Hertz et al. (2019) resümierten, dass Mündungsgebiete (Ästuarbereiche) einen wichtigen Lebensraum für Nordseeschnäpel darstellen und essentiell sind um lebensfähige Populationen dauerhaft in Flusssystemen zu etablieren.

Im Durchschnitt verbrachte der Schnäpel aus der Vidå 193 Tage im Wattenmeer bevor er in den Fluss zurückkehrte (Hertz et al. 2019). Über die Meereswanderung bzw. die Zeit die der Schnäpel außerhalb der Laichzeit in den marinen Ökosystemen verbringt, gibt es bisher jedoch nur wenige Erkenntnisse (Hertz et al. 2019, LIFE Nature 2015). Eine Analyse der Isotopen zeigte, dass ein Großteil der Schnäpel sich außerhalb der Laichzeit in den Küstengewässern aufhält und die limnischen Gewässer schnell durchwandert. Nur ein geringer Anteil verblieb in limnischen Gewässern und im Ästuarbereich und wanderte nicht direkt in die Küstengewässer ab. Das scheint besonders bei Jungfischen der Fall zu sein (Brunke et al. 2013). Neben dem markanten anadromen Verhalten der Schnäpel scheint ein Teil der Tiere auch länger im limnischen oder ästuarinen Bereich zu verbleiben (Brunke et al. 2013).

Im Fluss Vidå und weiteren dänischen Flüssen wurden seenartige Flachwassergebiete geschaffen, um Aufwuchs- und Nahrungsgebiete für die frühen Lebensstadien des Nordseeschnäpels zu entwickeln. Nach (Hertz et al. 2019, Jensen et al. 2017) scheinen diese jedoch die Migration von adulten Schnäpeln behindern zu können. Eine längere Aufenthaltsdauer von adulten Schnäpeln in Flachgewässern könnte durch v. a. Kormoran-Prädation zu einer erhöhten Sterblichkeit führen.

Insgesamt können Schnäpel ein Alter bis zu 10 Jahren, eine Länge von über 60 cm und ein Gewicht von über 2 kg erreichen (Gerstmeier & Romig 2003).

6.5 Schlussfolgerungen

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass in den letzten Jahren die Wissensbasis zur Biologie des Schnäpels erheblich verbreitert werden konnte, dass jedoch noch immer viele für ein wissenschaftliches Management der Schnäpels erforderliche Erkenntnisse nicht vorliegen (siehe dazu auch Jensen et al. 2015). Das gilt besonders sowohl für die Anforderungen an die Laichgründe als auch die Habitatanforderungen der Larven und Jungfische. Ein weiteres

Wissensdefizit besteht für die Zeit die der Schnäpel außerhalb der Laichzeit in den marinen Ökosystemen verbringt (Hertz et al. 2019, LIFE Nature 2015).

Die erforderlichen Ausstattungsmerkmale der Habitate lassen sich in Erweiterung von Jensen (2012) wie folgt zusammenfassen:

- ungehinderter Zugang zu Laicharealen, i.d.R. im unteren oder mittleren Teil der Fließgewässer lokalisiert (Gewässerbreiten von 4 bis 15 m)
- Sauerstoffreiche Fließgewässer mit guter Wasserqualität
- mittlere Strömung
- Bodensubstrat aus Steinen, Kies und Sand mit dem Vorkommen von Makrophyten (schlammfrei)
- Strömungsarme Flachwasserbereiche / Nebengewässer für Larven und Jungfische

Tab. 6: Habitanforderungen des Schnäpels in seinen verschiedenen Lebensphasen. Zusammenfassende Darstellung.

Lebensphasen	Gewässermorphologie	Gewässerhydrologie/-qualität
Eier	stabiles Flussbett, Substrat bestehend aus Steinen, Kies und Sand, teilweise mit Wasserpflanzen	mittlere Strömungsgeschwindigkeiten; Sauerstoffgehalte > 8 mg/l
Larve	Flachwassergebiete als Aufwuchsräume	geringe Strömungsgeschwindigkeit; Temperaturpräferenz: 2 °C; „oberer eingeschränkter Temperaturbereich“: 26 °C; Salinität: < 18 ppt
Jungfisch	Flachwassergebiete als Aufwuchsräume	geringe Strömungsgeschwindigkeit; Salinität: < 25 ppt
Adult	Sehr gute Durchgängigkeit; Gewässerbreiten von 4 bis 15 m; stabiles Flussbett, Substrat bestehend aus Steinen, Kies und Sand, teilweise mit Wasserpflanzen	mittlere Strömungsgeschwindigkeit; Laichtemperatur: 5 bis 7 °C; Aufstiegs- temperatur zu den Laichgründen): 4 bis 10 °C (Vidå, Dänemark), 12 bis 16 °C (IJsselmeer, Niederlande); kritischer Temperaturbereich: > 23 °C Salinität: 0 bis 35 ppt

7 Zwischenfazit: Sind (weitere) Wiederansiedlungsprogramme für den Schnäpel sinnvoll?

7.1 Genetischer Status

Wie bereits in Kapitel 3 beschrieben, ist die Frage nach der Artzugehörigkeit des Nordseeschnäpels bisher nicht eindeutig zu klären. Sicher erscheint aufgrund aktueller Untersuchungen, dass sich die rezenten Populationen in Nord- und Ostsee unterscheiden (Dierking et al. 2014, Mehner et al. 2018) und nicht beide trotz Überlappungen bei genetischen und morphologischen Merkmalen als *C. maraena* angesprochen werden sollten. Vor diesem Hintergrund schlagen v. a. niederländische und dänische KollegInnen (u. a. Winter 2017, Hansen et al. 2008, Jacobsen et al. 2012, Jepsen et al. 2012) vor, die rezenten Nordseepopulationen zumindest als eigenständige „evolutionarily significant unit“ (ESU) oder „independent unit for conservation“ zu bezeichnen:

- Jacobsen et al. 2012: „Regardless of species status, however, NSH has a unique biology among whitefishes, is genetically and ecologically distinct from Danish ELW and should be considered an independent unit for conservation (Hansen et al. 2008)“.
- Jepsen et al. 2012: However, the NSH, with its special adaptations to high salinity, should qualify as an evolutionarily significant unit. Regardless of taxonomic discussions, the NSH is widely accepted and managed as a unique species.

In beiden Nachbarländern besteht weitgehender Konsens, dass die vorhandenen Nordseepopulationen weiterhin als *C. oxyrinchus* geführt werden sollten und damit die Populationen sind, die entsprechend der FFH-Richtlinie als *C. oxyrinchus* geschützt werden sollen. Dieser Position schließen wir uns insgesamt an. Auch Mehner et al. (2018; mit Freyhof als Co-Autor) haben recht aktuell festgestellt, dass die Artabgrenzung zwischen den Rhein-Schnäpeln und den Nord- und Ostseeschnäpeln nicht so eindeutig ist.

Alle Gesprächspartner aus Behörden und Wissenschaft halten ein (weiteres) Wiederansiedlungsprogramm für die rezente Schnäpel-Population für sinnvoll.

Klärungsbedarf besteht hinsichtlich der Frage, ob für neue Wiederansiedlungsprojekte nur frisches Material aus der Vidå genutzt werden sollte oder ob auch Besatzmaterial aus der Treene oder dem Rhein akzeptabel ist (siehe dazu Kapitel 8.1).

7.2 Projekte

Die drei größeren Wiederansiedlungsprojekte in Dänemark (v. a. Vidå), der Treene und im Rhein haben mit ihren unterschiedlichen Ansätzen auch zu unterschiedlichen Ergebnissen geführt. Deutlich unterschiedlich war die Ausgangssituation (in der Vidå war im Gegensatz zu Treene und Rhein noch eine Restpopulation vorhanden), die Größe der Gewässer (Rheinsystem sehr viel größer), die Durchgängigkeit, Dauer und Umfang des Besatzes (Treene: 34 Jahre, 4,3 Mio. Setzlinge; Vidå: 6 Jahre, 1,7 Mio. Setzlinge; Rhein: 11 Jahre, 2,3 Mio. Setzlinge), Umfang begleitender Renaturierungsmaßnahmen (nur in der Vidå Rückbau von Querbauwerken und Anlage von Flachwasserbereichen) und weiteres.

Das Wiederansiedlungsprojekt in der Vidå wurde nach Abschluss als Erfolg gewertet (Jepsen et al. 2012), da der Bestand des Nordseeschnäpels stabilisiert werden konnte. Allerdings ist die Wiederansiedlung auch in 3 Gewässern gescheitert, ein deutlicher Hinweis auf die mit einem solchen Projekt verbundenen Risiken. Von besonderer Bedeutung für den Erfolg in der

Vidå war vermutlich die Kombination von Besatz- und Renaturierungsmaßnahmen in den Laich- und Aufwuchsgewässern. Allerdings scheint der Bestand in den letzten Jahren wieder abzunehmen; als einer der Gründe wird die Prädation durch den Kormoran vermutet.

Die Besatzmaßnahmen in der Treene (bisher 34 Jahre) haben dazu geführt, dass sich eine Population etabliert hat und jährlich Laichtiere für eine weitere Bestandsstützung und weitere Besatzmaßnahmen entnommen werden können. Es scheint auch eine erfolgreiche Reproduktion in der Treene stattzufinden, der Umfang scheint jedoch nur gering zu sein (dazu fehlen tragfähige Daten), so dass weiterer Besatz erforderlich ist. Vermutlich sind die für die Laichtiere und die Larven/Jungfische erreichbaren Habitate nur eingeschränkt geeignet (auch dazu fehlen Daten). Deshalb ist im hier konzeptionierten Wiederansiedlungsprojekt eine Kombination aus Habitatoptimierung und Besatz vorgesehen (siehe Kapitel 9)

Im Rhein hingegen wurde mit 11 Jahren eine deutlich kürzere Zeit als in der Treene besetzt und keine spezifischen Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Trotzdem kann das Projekt im Rhein als am erfolgreichsten bezeichnet werden. Der Schnäpel scheint die dortigen Habitate zu nutzen, sich selbst zu reproduzieren und einen Laichbestand in einer sicheren Größe vorzuweisen. Von besonderer Bedeutung kann dort allerdings die spezifische Situation im IJsselmeer sein.

Für die Flusssysteme Elbe, Weser und Ems ist (trotz schwacher Datenlage) davon auszugehen, dass die Art im Emsästuar gänzlich fehlt, vermutlich auch aufgrund der dort sehr schlechten Wasserqualität; zudem sind hier keine Besatzmaßnahmen bekannt. Für Elbe und Weser liegen dagegen aus den letzten Jahren relativ vereinzelte aber kontinuierliche Nachweise vor. In beiden Systemen haben in den vergangenen Jahren Besatzmaßnahmen in verschiedenen Flussabschnitten stattgefunden; auch einzelne Hinweise auf eine erfolgreiche Reproduktion (Elbe) liegen vor. Klar ist jedoch, dass hier (noch) nicht von etablierten Populationen auszugehen ist.

Die drei Wiederansiedlungsprojekte in Vidå, der Treene und im Rhein geben mit ihren unterschiedlichen Ansätzen, unterschiedlichen Gewässern und begleitenden Untersuchungen eine Vielzahl von Hinweisen zu den Möglichkeiten und Grenzen einer Wiederansiedlung des Schnäpels im Wattenmeer und den in dieses mündende Flüsse. Sie zeigen einerseits, dass eine erfolgreiche Wiederansiedlung möglich ist. Andererseits zeigen sie, dass die spezifische Situation analysiert werden muss, das Wissen zu den Habitatanforderungen ausreichend sein muss und ein Monitoring des Reproduktionserfolgs wichtig ist.

7.3 Habitate

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass in den letzten Jahren die Wissensbasis zur Biologie des Schnäpels erheblich verbreitert werden konnte, dass jedoch noch immer viele für ein wissenschaftsbasiertes Management der Schnäpels erforderlichen Erkenntnisse nicht vorliegen (siehe dazu auch Jensen et al. 2015). Das gilt besonders sowohl für die Anforderungen an die Laichgründe als auch die Habitatanforderungen der Larven und Jungfische. Ein weiteres Wissensdefizit besteht für die Zeit die der Schnäpel außerhalb der Laichzeit in den marinen Ökosystemen verbringt (Hertz et al. 2019).

Die erforderlichen Habitateigenschaften sind in Erweiterung von Jensen (2012) in Kapitel 6.5 zusammengefasst. Unsicher ist u. a. weiterhin, ob eine erfolgreiche Reproduktion in größerem Umfang auch in stark tidebeeinflussten Ästuaren möglich ist oder im Mittellauf bzw. in Nebenflüssen erfolgen muss.

7.4 Schlussfolgerungen

Auf der Grundlage der Literaturrecherche, der Gespräche mit ExpertInnen in Deutschland, Dänemark und den Niederlanden und der Analyse der durchgeführten Projekte lassen sich bzgl. der Frage, ob die Durchführung weiterer Wiederansiedlungsmaßnahmen sinnvoll sind folgende vorläufige Einschätzungen ableiten:

- Obwohl die Frage der Artabgrenzung letztlich weiterhin offen ist können die rezenten Populationen in den Nordseezuflüssen auch aufgrund ihrer spezifischen Habitatansprüche als eigenständige „evolutionarily significant unit“ (ESU) bezeichnet werden. Die Habitatansprüche entsprechen weitgehend denen der Art *C. oxyrinchus* des Anhangs II und IV der FFH-Richtlinie.
- Die durch Besatzmaßnahmen der Vergangenheit (seit Anfang des 20. Jahrhundert) intensivierte natürliche Hybridisierung führt dazu, dass diese ESU nur eingeschränkt durch die aktuellen Kriterien der Artabgrenzung zu fassen ist.
- Die Biozönosen der Ästuar- und des Wattenmeeres werden durch die Wiederansiedlung der ESU bereichert, da die Art historisch dort weit verbreitet war.
- Ob weiterer Besatz nur mit frischem Material aus der Vidå-Population oder auch weiter mit Material aus der Treene oder auch dem Rhein durchgeführt werden sollte, bedarf weiterer Diskussionen.
- Die drei Wiederansiedlungsprojekte in Vidå, der Treene und im Rhein zeigen, dass eine erfolgreiche Wiederansiedlung möglich ist, aber auch misslingen kann.
- Die Projekte haben die Wissensbasis bzgl. der Anforderungen an Wiederbesiedlungsmaßnahmen deutlich verbreitert; es verbleiben jedoch auch noch signifikante Lücken.
- Die Projekte zeigen, dass vorab die spezifische örtliche Situation analysiert werden muss, das Wissen über die Habitatanforderungen ausreichend sein muss und ein Monitoring des Reproduktionserfolgs wichtig ist.
- Insgesamt scheint uns die Durchführung eines größeren, wissenschaftlich begleiteten Wiederansiedlungsprojektes sinnvoll.

8 **Besatzmaßnahmen als Bestandteil einer Wiederansiedlung (AP 4)**

In AP 4 werden auf der Grundlage der vorangegangenen Kapitel die konkreten Anforderungen an Art und Umfang möglicher zukünftiger Besatzmaßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels erarbeitet.

8.1 **Welche Population?**

Als Quellpopulationen für eine Wiederansiedlung kommen nur die rezenten Populationen in der Vidå sowie die daraus entstandenen Populationen in Treene und Rhein/IJssel (und gegebenenfalls Stör) in Frage. Aufgrund der fortschreitenden, vermutlich anthropogen verstärkten Hybridisierung ist es erste Priorität, Tiere aus der Vidå als Quellpopulation zu verwenden. Zweite Priorität ist die daraus vor ca. 35 Jahren durch Besatz entstandene Population der Treene als Quellpopulation; dritte Priorität die wiederum aus der Treene-Population zwischen 1996 und 2006 entstandene Rhein/IJssel-Population.

Zusätzliches Kriterium muss jedoch die Verfügbarkeit sein. Hier ist in erster Linie zu prüfen, ob es generell möglich ist Besatzmaterial aus Dänemark (Vidå) zu bekommen. Die Population scheint dort aktuell weitgehend stabil. Auch in der Treene ist das Fangen von Laichtieren seit 2022 eingeschränkt, da die Fachbehörde (LLUR SH) von einer Abnahme der Bestände ausgeht. Zusätzlich ist die Population deutlich hybridisiert. Die (ebenfalls deutlich hybridisierte) Population in Rhein/IJssel prosperiert dagegen, so dass eine Nutzung dieser Population vermutlich relativ einfach wäre. Allerdings wandert diese Population nicht mehr vollständig in die Nordsee ab, sondern die Adulten verbleiben überwiegend im IJsselmeer, so dass eine charakteristische ökologische Kompetenz nicht mehr genutzt wird und möglicherweise auch nicht wieder genutzt werden könnte. Diese Unsicherheit ist neben der Hybridisierung ein weiteres Argument gegen einen Besatz mit Tieren aus der aktuellen Rhein-Population.

Eine Entscheidung muss, wenn ein Wiederansiedlungsprojekt etabliert werden soll, zu gegebener Zeit unter Berücksichtigung der oben skizzierten Randbedingungen getroffen werden.

8.2 **Welche Gewässer?**

In den vorangegangenen Kapiteln sind die spezifischen Anforderungen des Schnäpels an potentielle Laich- und Aufwuchsgewässer deutlich geworden. Für die Identifikation voraussichtlich geeigneter Reproduktionsgewässer (Auswahlgewässer) werden deshalb im Folgenden nach einer Vorauswahl von Gewässern Kriterien zur Eignung von Gewässern zur Wiederansiedlung des Schnäpels definiert. Mit Hilfe von Daten u. a. aus der WRRL-Bewertung und Informationen zur Durchgängigkeit wird die potentielle Eignung einer Vielzahl von Gewässern geprüft und hinsichtlich ihrer Eignung priorisiert.

Vorauswahl

Die Vorauswahl berücksichtigt historische Laichwanderstrecken und Laichgebiete des Nordseeschnäpels, das Vorhandensein von aktuellen Nachweisen, die Auswertungen in AP 2 und 3 sowie Gespräche mit Experten mit „Vorort-Kenntnissen“ zu den verschiedenen Gewässern sowie die vorliegenden Informationen zur aktuellen Durchgängigkeit der Gewässer.

Naheliegender ist es, sich an historischen Laichwanderstrecken und Laichplätzen zu orientieren. Diese lagen in den großen Nordseezuflüssen Ems, Weser und v. a. Elbe oberhalb der heutigen großen Tidewehre. In der Ems soll der Schnäpel bis Lingen, in der Weser bis Hameln, in der Elbe bis Dresden zum Laichen aufgestiegen sein. Dies sind allerdings maximal flussauf

aufgesuchte Plätze; es wurden auch die Unter- und Mittelläufe zum Laichen aufgesucht. Detaillierte Informationen sind allerdings nicht verfügbar.

Da durch die großen Tidewehre in allen Wattenmeer-Ästuaren die Durchgängigkeit zurzeit nicht ausreichend gewährleistet ist, sind die weiter stromauf liegenden Gebiete aktuell nicht geeignet. Besonders unglücklich ist dies für das Wehr in Geesthacht mit der neu gebauten, modernen Fischaufstiegsanlage. Da diese zurzeit nicht mehr ausreichend funktioniert ist es den Schnäpeln nur sehr eingeschränkt möglich diese Strecke zu nutzen. Zu Zeiten des optimalen Betriebs der Anlage wurden während des Monitorings regelmäßig Schnäpel in der Fischaufstiegsanlage nachgewiesen, sodass der Schnäpel offenbar versucht in diese Gebiete zu ziehen, in denen auch heute noch gut geeignete Gewässerabschnitte vorhanden sind. Auch historisch lag hier vermutlich der Schwerpunkt der Reproduktion des Schnäpels.

Nach Scheffel (1994) suchte der Schnäpel auch die Tieflandflüsse auf, die in ihrem Mittellauf durch die Geest fließen oder von weiter oberhalb aus bergigen Bereichen Sand und Kies mit-schleppten, so dass unter Winterverhältnissen (Laichzeit) erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten die Sand- und Kiesbänke von Schlammauflagen und Feinsänden befreien konnten. Bestätigung und Hinweise für diese Vermutung finden sich in der Literatur (z. B. Scheuring 1929, von dem Borne 1882, Sterner 1918, Diercking & Wehrmann 1991, Grøn 1987).

Die Überlegungen zur Vorauswahl potentiell geeigneter Gewässer (-abschnitte) führen zu folgendem Ergebnis:

- Aufgrund der eingeschränkten Erreichbarkeit (Tidewehre) werden die Mittelläufe von Eider, Elbe, Weser und Ems nicht weiter berücksichtigt.
- Die Unterems wird aus folgenden Gründen nicht weiter berücksichtigt: historisch vermutlich nur geringe Nutzung, aktuell keine Nachweise bekannt, aktuell sehr schlechte Wasserqualität mit extremen Sauerstoffmangelsituationen und extrem hohen Schwebstoffkonzentrationen. Das Leda-Jümme als Nebenflusssystem ist zwar erreichbar, aber aufgrund der Wasserqualität und der starken Verschlickung vermutlich auch nicht geeignet.
- Die Eignung von Weser und Elbe unterhalb der Tidewehre ist unsicher: vermutlich historisch nur Transitgewässer, aktuell jedoch regelmäßig Nachweise von Fischern und verschiedenen Monitorings, nicht optimal aber möglich, zu großer Tidenhub, hohe Strömungsgeschwindigkeit, zu schneller Austrag von Larven, Steinschüttungen an den Ufern. Dennoch wurden Schnäpellarven aus natürlicher Reproduktion in der Hamburger Tideelbe in den letzten Jahren erfasst, Aufwuchshabitate für Larven fehlen weitgehend.
- Tiefs und kleinere zur Nordsee abfließende Gewässer sind wegen ihrer Einstauungen durch Siele und Schöpfwerke, ihre geringe Wasserführung, hohe Nährstoffgehalte, schlammige Sohlen oder aufgrund von Verockerungen nicht geeignet. Zudem wären die Larven bei einer schnellen Ausschwemmung übergangslos direkt mit sehr hohen Salzgehalten konfrontiert.

Vor diesem Hintergrund wird der Fokus im nächsten Schritt auf die Nebenflüsse der Elbe und der Weser stromab der großen Gezeitenwehre gelegt.

Eignung der gezeitenbeeinflussten Nebenflüsse von Elbe und Weser

Die gezeitenbeeinflussten Nebenflüsse von Elbe und Weser sind in Tab. 3A im Anhang zusammengestellt, z. T. unterteilt in verschiedene Gewässerabschnitte. Für diese Gewässer enthält die Tabelle qualitative und z. T. quantitative Angaben zu den sog. zentralen Habitatmerkmalen (siehe AP 3), die vermutlich Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederansiedlung sind:

- Gewässerabschnitte stromauf der Marsch in der Geest als potentielle Laichplätze vorhanden
- Ungehinderter Zugang zum Laichplatz
- Sauerstoffreiches Fließgewässer mit guter Wasserqualität
- Mittlere Strömung
- Stabiles Flussbett
- Sediment sandig und schlammfrei
- Vorkommen von Makrophyten
- strömungsarme Flachwasserbereiche /Nebengewässer für Larven und Jungfische

Mehrere der genannten zentralen Habitatmerkmale lassen sich allerdings nicht oder nur eingeschränkt aus vorliegenden Daten herleiten und müssen über Proxys oder fachliche Einschätzungen abgeleitet werden. Zum Teil ist die Datenlage, v. a. auch durch die Aktivitäten im Rahmen der WRRL, jedoch auch recht gut. Das gilt u. a. für das zentrale Merkmal „ungehinderter Zugang zum Laichplatz“; z. T. konnten wir auch auf eigene Arbeiten zurückgreifen (u. a. Bio-Consult 2015a). Hinweise zur Reproduktionseignung können auch Informationen über Nachweise anderer Wanderfische bzw. bereits als prioritäre Gewässer für Meerforelle, Neunaugen und Lachs ausgewiesene Gewässerstrecken geben.

Um Hinweise auf die Erfüllbarkeit weiterer Habitatmerkmale zu erhalten, wurden die Daten der WRRL-Bewertung herangezogen. Für die einzelnen Gewässer wurden die Wasserkörpersteckbriefe der BfG, die Bewirtschaftungspläne des NLWKN sowie die Bewirtschaftungsziele der Gewässersysteme Weser und Elbe hinsichtlich folgender Parameter ausgewertet: Gewässertyp; Bewertung Ökologisches Potenzial, Biologische Qualitätskomponente (QK) Fischfauna, QK Weitere aquatische Flora; Bewertung unterstützende Qualitätskomponenten Morphologie, Durchgängigkeit, Sauerstoffgehalt, Anzahl und Ausprägung Querbauwerke. Die genutzten Daten und Einschätzungen sind in Tab. 3A im Anhang zusammengefasst.

Auf dieser Grundlage konnte zum einen eine Reihe von Nebenflüssen wie Lune, Medem, Este oder Schwinge ausgeschlossen werden. Ausschlusskriterien sind u. a. unüberwindliche Bauwerke, Nebenflüsse mit wenig Fließgewässercharakteristik, schlechte Wasserqualität und eine stark beeinträchtigte Gewässerstruktur.

Zum anderen erfüllen einige Gewässer eine Vielzahl von Kriterien und Habitatmerkmalen und weisen damit eine besondere Eignung auf. Für das Wesereinzugsgebiet ist dies Wümme, für das Elbeeinzugsgebiet sind dies Stör und Oste und als Fluss mit der aktuell größten Laichfischpopulation des Schnäpels die Treene (Eidereinzugsgebiet).

Eine Reihe von Gewässern weist eine eingeschränkte Eignung auf (z. B. Hunte, Lühe/Aue siehe Tab. 3A im Anhang). Diese werden jedoch nicht weiter betrachtet, da eine ausreichende Anzahl besonders geeigneter Gewässer identifiziert werden konnte. Die vier besonders

geeigneten Gewässer (zur Lage der Gewässer siehe Abb. 17) werden nachfolgend hinsichtlich Eignung und Defiziten kurz charakterisiert:

Wümme

Eignung: Verlauf bis in die Geest, lange naturnahe Abschnitte, durchgängig, Tideeinfluss endet bei Sohlgleite Hexenberg, gute Wasserqualität, WRRL-Bewertung Ökologisches Potenzial, Fischfauna und Aquatische Flora: mäßig bis gut, Substrat meist sandig, örtlich kiesig, Lehm und Schlammbereiche, Habitatvielfalt, Modellprojekt WRRL (siehe Abb. 16), Wümme Nordarm gilt als überregional bedeutsame Fischwanderoute, Nachweise von Meerforelle und Lachs, Laichen von Lachsen im Bereich der umgebauten Sohlgleiten, sehr engagierter Angelverein auch bezüglich Schnäpelbesatz, hohe Akzeptanz für Schnäpel Wiederbesiedlung durch Fachbehörde (LAVES).

Defizite: keine aktuellen Nachweise des Schnäpels, durch Vertiefungen der Schifffahrtsrinne in der Weser wirkt sich der Sog der Tide auch in der Wümme (Bereich Untere Wümme) aus, durch Tiefenerosion ist die Sohle stark eingetieft, mittlerer Tidenhub von wenigen cm (Pegel Borgfeld) inzwischen auf etwa 1,20 m angewachsen, wenig Seitenräume, Tideeinfluss endet bei Sohlgleite Hexenberg, ab da naturnahe Bereiche bereits hergestellt durch Renaturierung.



Abb. 16: Otto Modersohn, Wümme Nordarm (links)¹⁶; Wümme Entwicklungskorridor (rechts)¹⁷.

Oste

Eignung: Verlauf bis in die Geest, lange naturnahe Abschnitte, durchgängig bis zum Wehr bei Bremervörde, Tideeinfluss bis zum Wehr Bremervörde, gute Wasserqualität, WRRL-Bewertung Ökologisches Potenzial, Fischfauna und Aquatische Flora: unbefriedigend bis gut, von Bremervörde bis Sittensen Durchwanderbarkeit lediglich durch Sohlgleiten eingeschränkt, von Bremervörde bis Sittensen hat die Oste noch einen schwach mäandrierenden Verlauf, Tiefe und Breite, das Sediment und die Uferstrukturen abwechslungsreich, ausgeprägte Fischregio-nszonen, als "Überregionale Wanderoute" eine hohe Priorität, Wanderoute für Fluss- und Meerneunauge, Lachs und Meerforelle, Stör (Besatz im Wasserkörper oberhalb seit 2009), eventuell Nutzung von Mehe, ist allerdings sehr klein, oberhalb von Bremervörde sandige

¹⁶ Quelle: www.van-ham.com/de/kuenstler/otto-modersohn/otto-modersohn-wiesenlandschaft-am-alten-wuemme-nordarm.html

¹⁷ Luftbildaufnahme Wolfgang Kundel, www.umweltbundesamt.de/wuemme-fischotter-lachs-tuepfelsumpf-huhn-sind#entwicklungskorridor

Bereiche, unterhalb überwiegend schlammig, die Gewässersohle ist im oberen Abschnitt reich strukturiert, mit z. T. festen Kies- und Schotterstrecken, aktuelle Nachweise von Schnäpeln im Mündungsbereich/Unterlauf der Oste durch Hamenfischer Claus Zeeck, weiter oberhalb keine Informationen.

Defizite: Das Tidewehr bei Bremervörde stellt derzeit ein massives Wanderungshindernis dar, das vom Schnäpel nicht überwunden werden kann. Ob eine erfolgreiche Reproduktion des Schnäpels auch in den zwar recht naturnahen, aber deutlich tidebeeinflussten Bereichen stromab möglich ist, ist unsicher. Planungen für eine umfangreiche Fischaufstiegsanlage werden seit längerem diskutiert¹⁸; ob diese so zu konstruieren ist, dass sie auch vom Schnäpel gut passiert werden könnte wäre zu prüfen. Auch für den Stör stellt das Wehr bei Bremervörde ein unüberwindliches Hindernis dar, so dass ein Umbau eine positive kumulative Wirkung für beide (und weitere) Arten darstellt.

Stör

Eignung: Verlauf bis in die Geest, sehr gute Durchgängigkeit, WRRL-Bewertung Ökologisches Potenzial, Fischfauna und Aquatische Flora: mäßig bis gut, bei Kellinghusen Wechsel von Geest in die Marsch, Tideeinfluss reicht bis oberhalb Kellinghusen, natürliches Ausschwingen der Tide, aktuelle Nachweise von Laichschnäpeln, Nachweise durch Angelverein Aukrug bei Sarlhusen und Lohbarek, Laichfische gefangen in der Nähe der Bünzaumündung, Besatz bei Arpsdorf, auch Nachweise von Meerforellen und Lachsen. In der Stör wurde im Rahmen der WRRL sehr viel verändert, die Korrektur der Mittleren Stör wurde durch aufwendige Renaturierungsmaßnahmen partiell rückgängig gemacht, sodass jetzt viele geeignete Laich- und Jungfischhabitate, strömungsberuhigte Bereiche mit Makrophyten, umfangreiche Sandfänge vorhanden sind.

Defizite: Gewässerränder und Uferböschungen sind im Unterlauf der Stör mit Steinen bzw. Blöcken befestigt, bei ablaufendem Wasser werden die Uferandbereiche in Form von schlickgeprägten Längsbänken sichtbar, außer diesen Längsbänken sowie kleineren Spülsäumen (Schilfansammlungen) in Ufernähe weist der Unterlauf keine besonderen Lauf-, Sohlen- oder Uferstrukturen auf, deutliche Defizite im Oberlauf sind auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht sicher zu identifizieren; v. a. das Vorhandensein und Eignung von Seitenräumen muss geprüft werden.

Treene

Eignung: Fluss mit derzeit größter Laichfischpopulation, Tideeinfluss ist in der Treene bis Treia messbar in Hollingstedt gut sichtbar, sehr geringer Tideeinfluss im Vergleich zu Oste und Wümme, im Rahmen der Umsetzung der WRRL wurden bislang zwei von drei Wanderhindernissen in der Treene beseitigt. Dabei handelte es sich um Sohlabstürze im Bereich der Ortschaften Treia und Silberstedt, die 2010 in Sohlgleiten umgewandelt worden sind. Nachweise von Friedrichstadt bis Oeverse, Hot Spot Abschnitt zwischen Silberstedter Au und Hollingstedt, Besatz findet bei Esperstoft (nördlich von Treia) statt, WRRL-Bewertung Ökologisches Potenzial, Fischfauna und Aquatische Flora: mäßig bis gut

¹⁸ Kontrovers diskutiert wird ein Abriss der denkmalgeschützten Anlage, um der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu entsprechen und um Wanderfischen durch eine Sohlgleite und ein Umgehungsgerinne eine flussaufwärts gerichtete Wanderung zu ermöglichen. Eine Entscheidung über die Zukunft des Wehrs ist jedoch noch nicht gefallen. Eine Herstellung der Durchgängigkeit ist aber zur Erreichung des WRRL-Ziels erforderlich.

Defizite: auch nach 35 Jahren Besatz ist für die Treene unklar, ob die Wiederansiedlung erfolgreich war, ob also die Reproduktion im Gewässer ausreicht, um die Population zu erhalten. Das gilt auch für die Frage der Erforderlichkeit begleitender Renaturierungsmaßnahmen (Aufwuchsgebiete); hier ist ein Defizit jedoch wahrscheinlich.



Abb. 17: Prioritäre Gewässer für eine Wiederansiedlung (Vorschlag).

Die genannte Auswahl sollte durch weitere Datenerhebung, vertiefte Auswertungen von Berichten zu den einzelnen Gewässern, Handlungsempfehlungen und Begehungen geprüft werden. Die schleswig-holsteinischen Gewässer Treene und Stör werden bereits von der Fischereibehörde in Abstimmung mit dem Naturschutz besetzt; für die vorgeschlagenen niedersächsischen Gewässer (Wümme und Oste) werden Wiederansiedlungsmaßnahmen vom LAVES (Dezernatsleiter Lutz Meyer) unterstützt.

8.3 Welcher Umfang?

Die Bemessung des Umfangs des Besatzes sollte auf der Grundlage der gesammelten Erfahrungen folgenden Grundsätzen folgen:

- Er sollte in mehrere Gewässer erfolgen, um mögliche Misserfolge zu kompensieren
- Er sollte in möglichst gut geeignete Gewässer erfolgen (s. o.)
- Er sollte über ca. 10 Jahre mit jährlichem Besatz erfolgen
- Pro Jahr und Gewässer sollten mindestens 10.000 Setzlinge eingesetzt werden

8.4 Welche Voraussetzungen?

- Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachbehörden der Länder (NLWKN und LAVES in Niedersachsen; LLUR in Schleswig-Holstein) bei Abstimmung, Planung und Durchführung sowohl der Besatz- als auch zusätzlicher Renaturierungsmaßnahmen (s. u.)
- Verfügbarkeit (praktisch und rechtlich) von Laichtieren
- Sicherstellung der erforderlichen Brut- und Aufzuchteinrichtungen
- Langfristige finanzielle Absicherung
- Langfristiges Monitoring (s. u.)

8.5 Welche Risiken? (IUCN-Kriterien)

Die Wiedereinbürgerung von Arten birgt nicht nur Chancen, sondern auch ökologische, soziale und ökonomische Risiken (IUCN/SSC 2013). Die International Union for the Conservation of Nature (IUCN) hat deshalb Richtlinien zur Translokation von Arten u. a. im Rahmen des Naturschutzes veröffentlicht (IUCN/SSC 2013) und dabei wie folgt definiert:

“Conservation translocation is the intentional movement and release of a living organism where the primary objective is a conservation benefit: this will usually comprise improving the conservation status of the focal species locally or globally, and/or restoring natural ecosystem functions or processes.

Conservation translocations can entail releases either within or outside the species’ indigenous range. The indigenous range of a species is the known or inferred distribution generated from historical (written or verbal) records, or physical evidence of the species’ occurrence. Where direct evidence is inadequate to confirm previous occupancy, the existence of suitable habitat within ecologically appropriate proximity to proven range may be taken as adequate evidence of previous occupation.”

In den Richtlinien formuliert IUCN (IUCN/SSC 2013) in Teil 3 eine Reihe von Kriterien, die bei der Abwägung von Chancen und Risiken beachtet werden sollen. Grundsätzlich sollten danach naturschutzbezogene Translokationen nur dann erfolgen, wenn sie einen positiven Effekt auf

den Erhaltungsstatus einer Population und/oder auf Funktionen eines Ökosystems haben. Eine Wiederansiedlung des Schnäpels würde diese grundlegende Forderung an eine Translokation erfüllen. Eine Ansiedlung soll danach wenn möglich innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes erfolgen, da Ansiedlungen außerhalb, die Risiken deutlich erhöhen. Die vorliegende Literatur macht deutlich, dass sowohl die deutsche AWZ als auch das deutsche Küstenmeer zum „indigenous range“ des Nordseeschnäpels im Sinne der FFH-Richtlinie gehören und es sich bei Versuchen zur Wiederansiedlung um eine Translokation einer Art im Rahmen des Naturschutzes im Sinne des IUCN handelt.

Ob es sich dabei eher um eine Wiederansiedlung oder um eine Bestandsaufstockung handelt ist unsicher, da über das Ausmaß der in situ-Reproduktion der Population in der Treene keine sicheren Informationen vorliegen. Dies ist nach den IUCN-Kriterien aber letztlich für die Beurteilung einer Maßnahme auch nicht entscheidend. Es ist weiter deutlich, dass es sich bei Versuchen zur Wiederansiedlung nicht um die Einbringung einer gebietsfremden Art handelt, da die Art früher weit verbreitet war und auch heute noch wenn auch nur sehr selten vorkommt.

Ein weiteres Kriterium ist, dass die Ursachen für das Verschwinden der Art ausreichend reduziert sein müssen. Durch die Verbesserung der Wasserqualität v. a. in den potentiellen Laichgewässern, die u. a. im Rahmen der WRRL durchgeführten oder noch laufenden Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und die Maßnahmen zur Verbesserung der morphologischen Situation und damit auch der potentiellen Laichplätze für Lachs und Meerforelle ist dies zu einem wesentlichen Teil geschehen; klar macht die vorliegende Studie jedoch auch, dass noch weitere Maßnahmen v. a. zur Herstellung von Aufwuchshabitaten erforderlich sind.

Der IUCN-Bericht stellt eine aktuelle Richtschnur dar, die auch im vorliegenden Fall eine Orientierung bietet; sie sollte bei der weiteren Arbeit zur Wiederansiedlung beachtet werden.

8.6 Schlussfolgerungen

Kapitel 8 konkretisiert die Vorgehensweisen hinsichtlich der Besatzmaßnahmen als zentralem Bestandteil eines Wiederansiedlungsprogramms. Es können Hinweise zur Auswahl der Besatzpopulation, der prioritär für die Besatzmaßnahmen geeigneten Gewässer (Wümme, Oste, Stör, Treene), Dauer und Umfang der Besatzmaßnahmen und die erforderlichen Voraussetzungen gegeben werden. Die Prüfung der IUCN-Richtlinie zur (Wieder-) Ansiedlung von Arten zeigt, dass ein Wiederansiedlungsprogramm des Nordseeschnäpels die Kriterien vollumfänglich erfüllen würde.

9 Maßnahmen zur Unterstützung einer Wiederansiedlung (AP 6)

Auf der Basis einer Analyse der Ursachen für den Rückgang des Schnäpels einerseits und den Erfahrungen aus den verschiedenen durchgeführten Wiederansiedlungsprojekten werden nachfolgend mögliche Maßnahmen entwickelt, die zusätzlich zu Besatzmaßnahmen die Bestandserholung des Schnäpels fördern können bzw. dazu erforderlich sind. Dabei werden alle Teilhabitate betrachtet, also Laich- und Aufwuchshabitate, Wanderstrecken und die Nahrungs- und Aufenthaltsräume der adulten Tiere.

9.1 Habitatanforderungen in den verschiedenen Lebensphasen

Das Wissen zu den Habitatanforderungen in den verschiedenen Lebensphasen ist in Kapitel 6 zusammengestellt worden. Die Recherche hat gezeigt, dass in den letzten Jahren die Wissensbasis zur Biologie des Schnäpels erheblich verbreitert werden konnte, dass jedoch noch immer viele für ein wissensbasiertes Management der Schnäpels erforderliche Erkenntnisse nicht vorliegen (siehe dazu auch Jensen et al. 2015). Der aktuelle Stand zu den erforderlichen Habitateigenschaften lässt sich in Erweiterung von Scheffel (1994) und Jensen (2012) wie folgt zusammenfassen:

- **Durchgängigkeit:** Der Zugang zum Laichplatz (Wanderroute) darf nicht erschwert sein
- **Laichplätze:** Die Laichplätze liegen im unteren oder mittleren Teil der Fließgewässer (Breiten von 4 bis 15 m) in sauerstoffreichen Fließgewässern mit guter Wasserqualität und mittlerer Strömung; das Substrat ist schlammfrei und besteht aus Steinen, Kies und Sand mit Vorkommen von wintergrünen Makrophyten oder Arten mit holzigen Anteilen (u. a. Gewöhnlicher Wasser-Hahnenfuss)
- **Aufwuchsgebiete:** Als Aufwuchsgebiete für Larven und Jungfische sind strömungsarme Flachwasserbereiche / Nebengewässer mit Röhrichten oder überschwemmte Wiesen erforderlich

9.2 Habitatausstattung und -defizite in den Auswahlgewässern

Die o. g. Ausstattungsmerkmale sind bereits bei der Identifikation der Auswahlgewässer recherchiert worden (siehe Kapitel 8.2). Bzgl. der genannten drei besonders relevanten Habitatanforderungen ist folgendes zu berücksichtigen:

Durchgängigkeit: bei der Beurteilung der Durchgängigkeit und der Konzeption von Maßnahmen zu ihrer Verbesserung sind in Norddeutschland v. a. Meerforelle und Lachs die Zielarten. Diese weisen jedoch eine deutlich bessere Kompetenz zur Überwindung von Hindernissen auf als der Schnäpel, so dass bisher z. B. im Rahmen der WRRL durchgeführte Maßnahmen nicht in jedem Fall auch eine Durchgängigkeit für den Schnäpel hergestellt haben; hier ist eine Prüfung im Einzelfall unter besonderer Berücksichtigung der Abflussverhältnisse in der Aufstiegszeit erforderlich.

Laichplätze: die o. g. Anforderungen an die Laichplatzausstattung stimmen weitgehend mit denen von Meerforelle und Lachs überein, so dass in erster Näherung das Vorhandensein von Laichplätzen dieser beiden Arten die Eignung auch für den Schnäpel wahrscheinlich macht.

Aufwuchsgebiete: das Vorhandensein von Flächen mit den o. g. Eigenschaften ist aus vorliegenden Unterlagen nur begrenzt zu entnehmen. Durch die umfangreichen Abtrennungen von

überschwemmten Seitenbereichen (Auen) in der Vergangenheit ist allerdings davon auszugehen, dass hier ein besonderer Mangel in allen Gewässern vorliegt.

9.2.1 Wümme

Die Wümme wurde im Rahmen des Projektes „Lebendige Wümme“¹⁹ seit 1992 Jahren im Rahmen verschiedener Maßnahmen renaturiert (BMUB 2015). Projektziel war es den Grundwasserspiegel flächig anzuheben, die Überschwemmungen zeitlich und räumlich deutlich zu erweitern und an die Dynamik natürlicher Überschwemmungsereignisse anzupassen. Das Gewässernetz wurde durch die Neuanlage von Still- und Fließgewässern verdichtet und das Binnendelta somit zumindest teilweise wiederhergestellt. 1992 wurden ca. 800 ha landwirtschaftlich genutzte Fläche in das Förderprogramm „chance.natur - Bundesförderung Naturschutz“²⁰ aufgenommen und seit 2006 auch als Bestandteil des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 dauerhaft für den Naturschutz gesichert. Zur Wiedervernässung und Renaturierung wurden vom Landkreis Verden 800 ha landwirtschaftlich genutzte Fläche angekauft seit 1997 biotopschaffende Maßnahmen umgesetzt: entlang der Hauptgewässer wurden Deiche abgetragen oder zurückverlegt, Uferabbrüche und die Entwicklung von Auwald- und Bruchwald als urwaldähnliche Bereiche werden toleriert, kleinere und größere Staue wurden nach und nach zu flach gerampten Sohlgleiten umgebaut. Die baulichen Maßnahmen wurden gegen Ende 2004 abgeschlossen.

Die Wümme ist zudem Referenzgewässer sowohl für einen kleinen Abschnitt des Fließgewässertyps „sandgeprägte Fließgewässer des Tieflandes“ als auch für den Typ „Küstenmarschgewässer“ (Rasper 2001).

Der Wasserkörper Wümme-Nordarm II gilt als überregional bedeutsame Fischwanderroute. Im Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem ist der Wasserkörper als „Hauptgewässer“ ausgewiesen. Die Stauanlagen sind sämtlich in Sohlgleiten umgewandelt worden. Da zwischen Fischerhude und der Nordsee keine die Durchgängigkeit behindernden Hindernisse mehr existieren, ist es den Wanderfischen Meerforelle und Lachs wieder möglich, den Wümme-Nordarm zu erreichen.

Durchgängigkeit: Die Durchgängigkeit der Wümme ist in den letzten Jahren deutlich verbessert worden; wir gehen derzeit davon aus, dass potentielle Laichplätze ohne Wanderungshindernis erreicht werden können.

Laichplätze: Meerforellen und Lachse steigen regelmäßig in die Wümme auf; Laichplätze liegen bspw. beim ehemaligen Hexenbergstau, der zu einer Sohlgleite umgebaut worden ist. Der Tidehub ist in diesen Bereichen stark reduziert; Makrophyten sind teilweise vorhanden; potentielle Laichplätze mit bevorzugten Substraten sind vorhanden. Die Wasserqualität ist ausreichend. Zu prüfen wäre: Erforderliche Maßnahme wäre z. B. Reduzierung des Sandtriebes, der nicht endogenen, sondern exogenen Ursprungs ist und zuweilen aus dem gesamten oberhalb liegenden Einzugsgebiet der Wümme kommt. Die Brutgebiete der Kieslaicher müssen vor diesem Sandtrieb und der potentiellen Übersandung geschützt werden. Zur Stabilisierung der sandigen Gewässersohle wird, von der Ausdehnung her typentsprechend, Kies eingebacht.

Aufwuchsgebiete: Besonders der Bereich des natürlichen Stromspaltungsgebietes ist gewässermorphologisch renaturiert worden (siehe Beschreibung oben); der Bereich weist z. T. die

¹⁹ www.bfn.de/projektsteckbriefe/fischerhuder-wuemmeniederung

²⁰ www.bfn.de/thema/naturschutzgrossprojekte#block-topic-summary-block

erforderlichen Habitatqualitäten auf. Ob zusätzlich die Herstellung von überschwemmten Wiesen/Röhrichtflächen/Seitenbereiche sinnvoll ist, sollte geprüft werden.

9.2.2 Oste

Die 160 km lange Oste quert 3 Landschaftsformen, wird aber v. a. durch das Tidewehr Bremervörde seit 1898 in zwei Gewässerabschnitte unterteilt: den deutlich tidebeeinflussten und bedeckten unteren und den stark mäandrierenden, naturnahen und tidefreien Abschnitt. Die Oste besitzt als "Überregionale Wanderroute" in Bezug auf die Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Rahmen der WRRL eine hohe Priorität. Die Oste oberhalb von Bremervörde ist WRRL-Referenzgewässer und wird im Rahmen des bereits 2010 in Kraft getretenen Nationalen Stör-Aktionsplans von BfN mit Jungstören besetzt.

Durchgängigkeit: In der Oste unterbricht das Tidewehr Bremervörde die bis dahin uneingeschränkte Durchgängigkeit (siehe Abb. 18). Der Bewirtschaftungsplan sieht die Herstellung der Durchgängigkeit vor (Zielarten Lachs/Meerforelle). Aktuell werden verschiedene Umsetzungsvarianten diskutiert, die zu jeweils spezifischen Zielkonflikten führen (mündliche Mitteilung Herr Rohlf, NLWKN Stade). Bis 2027 soll eine Durchgängigkeit hergestellt sein. Sie sind u.W. allerdings alle nicht ausreichend für die eingeschränkte Aufstiegskompetenz des Schnäpels; diese Ansprüche sollten möglichst bald in den Diskussions- bzw. Planungsprozess eingebracht werden. Das gilt im Übrigen auch für die Ansprüche des Störs, dessen Wiederansiedlung in der Oste durch Besatz angestrebt wird (Synergieeffekte) und für den ebenfalls das Wehr in Bremervörde ein unüberwindliches Hindernis darstellt²¹.

²¹ siehe hierzu Hinweise in Kapitel 8.2



Abb. 18: Tidesperrwerk Bremervörde (Foto: J. Scholle, BioConsult)

Laichplätze: Meerforellen und Lachse steigen in die Oste regelmäßig auf. Das Vorhandensein geeigneter Laichplätze unterhalb des Wehres ist substratbedingt unsicher und ist zu prüfen. Oberhalb des Wehres ist die Gewässersohle reich strukturiert, die Wasserqualität ist ausreichend und Makrophyten sind vorhanden.

Aufwuchsgebiete: Trotz der weitgehend naturnahen Gewässerstruktur der mittleren Oste fehlen geeignete Aufwuchsgebiete, da Maßnahmen zur Verknüpfung von Aue und Gewässer bisher kaum stattgefunden haben. Den Bewirtschaftungsplänen (FGG Elbe 2021) und Wasserkörperdatenblättern (Stand Dezember 2016) sind je nach Wasserkörper (WK) und Defiziten umfangreiche geplante Maßnahmen zur Verbesserung der Morphologie und Durchgängigkeit mit einem Umsetzungszeitraum bis 2027 bzw. 2045 zu entnehmen:

- WK 30004 Oste (Oberndorf bis Mündung): Wanderoute für Lachs und Meerforelle, Stör (Besatz im Wasserkörper oberhalb seit 2009), Laich- und Aufwuchshabitate nein, Defizite: keine Ufergehölze, Aue beeinträchtigt, intensive Unterhaltung, Maßnahmen: Gehölzentwicklung, Auenentwicklung
- WK 30003 Oste (Bremervörde bis Oberndorf): Wanderoute für Lachs und Meerforelle, Stör (Besatz im Wasserkörper oberhalb seit 2009), Laich- und Aufwuchshabitate nein, Defizite: keine Ufergehölze, Festsubstrat defizitär, Aue beeinträchtigt, intensive Unterhaltung, Maßnahmen: Gehölzentwicklung, Verbesserung der Sohlstrukturen durch Einbau von Festsubstraten (ehemals vorhandene Kiesbänke ggf. wiederherstellen), Auenentwicklung

- WK 30002 Oste (Ramme-Bremervörde): Wanderroute ja, Laich- und Aufwuchsgebiet ja, Defizite: keine Ufergehölze, Festsubstrat defizitär, Beeinträchtigung durch Sand-/Feinstoffeinträge und/oder Verockerung, Aue beeinträchtigt, intensive Unterhaltung, Gewässerverlauf und Bettgestaltung defizitär, Maßnahmen: Gehölzentwicklung, Verbesserung der Sohlstrukturen durch Einbau von Festsubstraten (ehemals vorhandene Kiesbänke ggf. wiederherstellen), Verringerung der Feststoffeinträge und -frachten (Sand- und Feindsedimente), Auenentwicklung, Förderung der eigendynamischen Gewässerentwicklung
- Wir gehen davon aus, dass geeignete Aufwuchsgebiete für den Schnäpel hergestellt werden müssen.

9.2.3 Stör

Die z. T. stark mäandrierende Stör wechselt bei Kellinghusen von der Geest in die Marsch; der Tideeinfluss reicht sukzessive stromauf abnehmend bis oberhalb Kellinghusen (kein Tidewehr!). Ausbaumaßnahmen in der Mittleren/Oberen Stör sind durch umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen in den vergangenen 10 Jahre partiell rückgängig gemacht²², so dass jetzt örtlich geeignete Laich- und Jungfischhabitate, strömungsberuhigte Bereiche mit Makrophyten und Sandfänge vorhanden sind; weitere Maßnahmen sind geplant.

Durchgängigkeit: Die Stör ist insgesamt sehr gut durchgängig; eine Besonderheit ist das stromauf natürliche Ausschwingen der Tide; ein Tidewehr ist im Gegensatz zu den anderen potentiellen Schnäpel-Gewässern in der Stör nicht vorhanden.

Laichplätze: Laichplätze sind potentiell vorhanden; auch strömungsberuhigte Bereiche mit Makrophyten sind im Oberlauf vorhanden. In der Nähe der Bünzaumündung sind Laichschnäpel nachgewiesen; auch Lachse und Meerforellen steigen auf.

Aufwuchsgebiete: im Unterlauf fehlen geeignete Seitenräume; im Oberlauf muss Vorhandensein und Eignung von Seitenräumen geprüft werden; durch Renaturierungsmaßnahmen sind möglicherweise geeignete Aufwuchsgebiete vorhanden; eine Überprüfung ist erforderlich.

9.2.4 Treene

Die Treene ist der größte Nebenfluss der Eider, die in der Nähe von Flensburg entspringt und bei Friedrichstadt über mehrere Sielzüge und Schleusen in die Eider mündet. Ihr Oberlauf ist bis heute naturnah belassen, Flusslauf und Flussbett sind nur wenig verändert worden. Der Unterlauf der Treene südlich von Treia ist dagegen eingedeicht und teilweise auch begradigt²³. Der Tidehub ist verglichen mit den anderen potentiellen Schnäpel-Gewässern durch die verschiedenen Wasserbauwerke relativ gering. Er ist bis Treia messbar und bis Hollingstedt gut wahrnehmbar.

Durchgängigkeit: die Treene ist von der Nordsee über die Eider durchgängig, in Friedrichstadt ist sie durch Schleusenbetrieb und Siel eingeschränkt durchgängig. Zwei von drei Wanderhindernissen in der Treene sind bereits beseitigt worden (siehe Kapitel 8.2). Eine Engstelle oberhalb von Treia stellt evtl. ein Wanderhindernis dar, Aufsteiger werden jedoch bis Oeversee festgestellt. In Oeversee am Mühlenwehr dann kein weiterer Aufstieg mehr möglich, auch nicht für Salmoniden.

²² www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/W/wasserrahmenrichtlinie/naturnaheGestaltungStoer.html

²³ www.eider-treene-sorge.de/de/naturlandschaft/landschaftsgeschichte

Laichplätze: die Tiere der vorhandenen Population laichen in der Treene; die genaue Verortung ist unklar. Hinweise geben nur Aufenthalt von Laichtieren im sog. „Coregonen-Hot Spot“ zwischen Silberstedter Au und Hollingstedt. Die Verfügbarkeit geeigneter Laichplätze sollte überprüft und ggf. verbessert werden. Natürliche Reproduktion wurde bisher nur in geringem Umfang nachgewiesen.

Aufwuchsgebiete: strömungsberuhigte Seitenbereiche fehlen in der Treene; die Eignung des relativ schwach strömenden Mittel- und Unterlaufs als Aufwuchsgewässer ist unklar. Vermutlich ist die Herstellung strömungsberuhigter Seitenbereiche mit Tideröhricht erforderlich.

9.3 Erforderliche Maßnahmentypen

Im obigen Kapitel ist deutlich geworden, dass voraussichtlich für alle drei Maßnahmengruppen Maßnahmen erforderlich bzw. wünschenswert sind und dass die Bedarfe hinsichtlich der Maßnahmengruppe 3 (Aufwuchsgewässer) am deutlichsten bzw. umfangreichsten sind. Aufgrund des Flächenbedarfs und der Flächenkonkurrenz einerseits und der Schwierigkeiten einer nachhaltigen Sicherung solcher Maßnahmen im Tidebereich sind die Herausforderungen bei der Maßnahmenplanung und -umsetzung bei der Maßnahmengruppe 3 besonders hoch.

Durchgängigkeit: Aufgrund der geringen Aufstiegskompetenz des Schnäpels ist für die Herstellung einer guten Durchgängigkeit im Bereich von Bauwerken wie Stauanlagen etc. der Rückbau der Anlagen zu bevorzugen. Wo dies aufgrund von auch weiterhin zu haltenden Wasserspiegeldifferenzen zwischen ober- und unterstrom nicht möglich ist, soll die Passierbarkeit durch Umgehungsgewässer oder -gerinne hergestellt werden. Fischpässe sind vermutlich ungeeignet, auch Sohlschwellen scheinen nur begrenzt passierbar zu sein.

Laichplätze: Die vorliegenden Informationen machen es wahrscheinlich, dass geeignete Laichplätze in allen Gewässern vorhanden sind. Verbesserungsbedarf besteht vermutlich v. a. in der Treene.

Aufwuchsgebiete: Die Vernetzung vorhandener und/oder neuer Aufwuchsgewässer (Flachwasserbereiche mit Tideröhricht, geringer Strömungsgeschwindigkeit und ggf. reduziertem Tidehub) mit den Hauptgewässern ist vermutlich in allen prioritären Laichgewässern für eine erfolgreiche Wiederansiedlung des Schnäpels erforderlich. Diese Maßnahmengruppe müsste in den Gewässern vermutlich in den Mittelläufen und den limnischen Tidebereichen realisiert werden; allerdings ist die Umsetzung und dauerhafte Sicherung hier v. a. aufgrund der Seditimentdynamik (Verlandung) besonders schwierig.

Ein Beispiel für ein solches Aufwuchsgewässer im limnischen Tidebereich ist u. E. der sog. „Tidepolder Vor-/Hinterwerder“ in der Unterweser bei Bremen (siehe Abb. 19, Abb. 20). Er wurde als Kompensationsmaßnahme durch Öffnung eines Sommerpolders und Bodenaushub hergestellt. Der tägliche Wasseraustausch findet über eine Schwelle statt, die den Tidehub der angrenzenden Unterweser von > 4 m auf ca. 0,5 m reduziert und so u. a. den tidalen Schwebstoffeintrag reduziert (Schuchardt 2003).

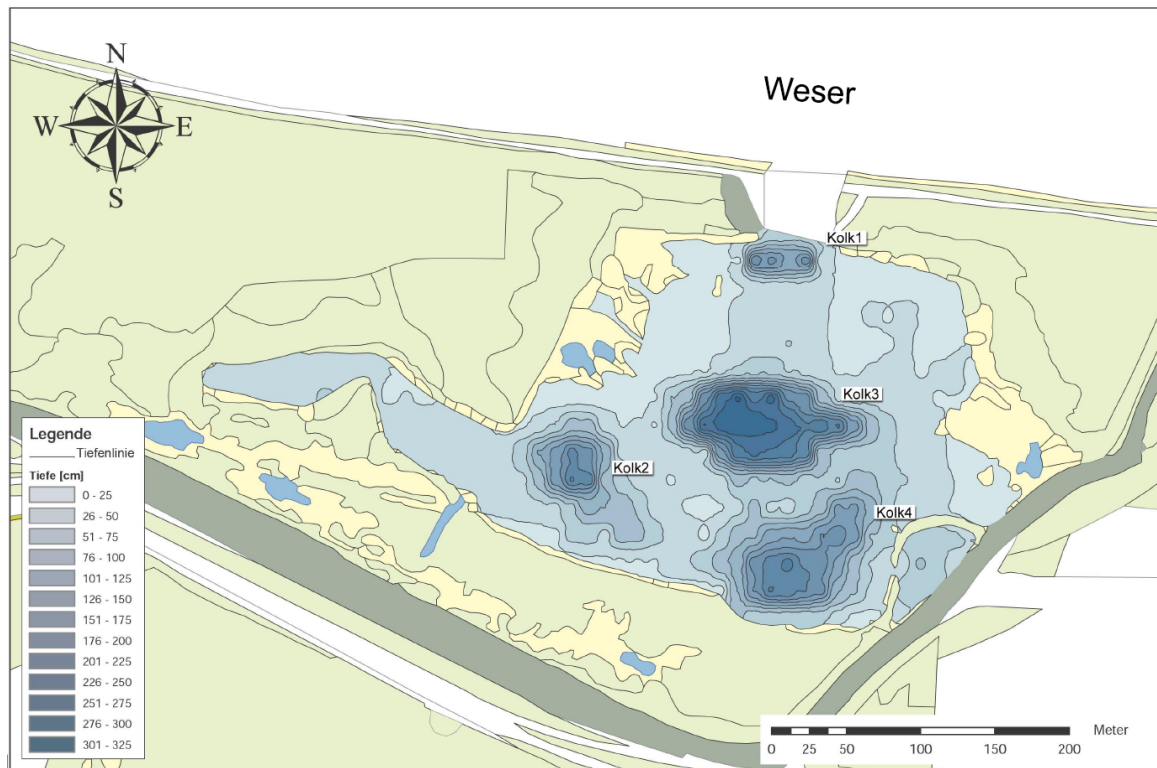


Abb. 19: Tidebiotop Vor- und Hinterwerder an der Unterweser. Tiefenkarte mit Anbindung an die Unterweser. (Quelle: M. Schirmer; Universität Bremen)



Abb. 20: Tidebiotop Vor- und Hinterwerder an der Unterweser. Blick über den Polder auf die Anbindung an die Unterweser (Foto: B. Schuchardt, BioConsult).



Abb. 21: Überschwemmte Wiesen in der mittleren Oste (Foto: J. Scholle, BioConsult)

Zum Teil sind jedoch auch bereits derzeit im Frühjahr überschwemmte Wiesen vorhanden, die vermutlich zumindest bei entsprechenden Wasserständen auch als Aufwuchsgewässer genutzt werden können (siehe Abb. 21).

Allgemeine Hinweise zu Schutz- und Hilfsmaßnahmen für den Schnäpel geben Thiel & Thiel (2015), die auch heute noch insgesamt aktuell sind:

Der Schnäpel ist in Hamburg durch ein ganzjähriges Fangverbot und die Einrichtung von Schutzgebieten geschützt. Die Erreichbarkeit der als Laichplätze in Frage kommenden Elbeabschnitte in der Mittel- und Unterelbe, d. h. die Passierbarkeit der Staustufe Geesthacht ist stets zu gewährleisten. Die Verfügbarkeit potentiell geeigneter Laichplätze und Aufwuchsgebiete in der Tideelbe, einschließlich geeigneter Zuflüsse, ist sicherzustellen. Das Auftreten von Sauerstoffmangel in den Laich- und Aufwuchsgebieten während der Laichzeit und während der Ei- und Larvenentwicklung sollte verhindert werden. Baggeraktivitäten in den Laich- und Aufwuchsgebieten sollten ausgesetzt werden, wenn dadurch eine Verringerung des Reproduktionserfolgs zu erwarten ist. Eine signifikante Verminderung der Überlebensraten durch Kühlwasserentnahmen sollte ausgeschlossen werden. Bestandsstützende Besatzmaßnahmen sollten solange durchgeführt werden, bis sich ein selbsterhaltender Bestand in der Elbe aufgebaut hat.

9.4 Schlussfolgerungen

Während alle als prioritär identifizierten potentiellen Wiedereinbürgerungsgewässer nach aktuellem Wissensstand eine für die Reproduktion ausreichende Wasserqualität aufweisen, sind bzgl. der Habitatausstattung gewässerspezifische Defizite identifiziert worden, die im Rahmen eines Wiedereinbürgerungsprogramms reduziert werden sollten bzw. müssten.

Dies betrifft voraussichtlich v. a. folgende Maßnahmentypen:

Durchgängigkeit: Durch die Maßnahmen im Zusammenhang mit der WRRL hat sich die Durchgängigkeit insgesamt verbessert, ist, auch aufgrund der geringen Aufstiegskompetenz des Schnäpels, noch nicht überall ausreichend. Dies ist durch Betrachtungen auf Ebene der Einzelbauwerke zu prüfen. Klar ist, dass in der Oste das Wehr in Bremervörde ein vollständiges Wanderungshindernis darstellt, dessen Um- oder Rückbau erforderlich ist.

Laichplätze: Vor allem im Zusammenhang mit Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatsituation für Lachs und Meerforelle hat sich die Laichplatzsituation für diese Wanderfische in den letzten Jahren verbessert; davon kann auch der Schnäpel profitieren. Ob weitere Maßnahmen erforderlich sind, ist durch Aufnahmen vor Ort zu untersuchen.

Aufwuchsgebiete: Für das Aufwachsen der Larven und Jungfische scheinen strömungsberuhigte Seitenräume mit Röhricht u. ä. ein wichtiges Habitatmerkmal zu sein. Hier besteht in allen prioritären Gewässern Handlungsbedarf. Planung und Umsetzung solcher Maßnahmen stellen allerdings durch den Flächenbedarf, die daraus resultierende Flächenkonkurrenz und das Problem der Sedimentation in Seitenräumen eine besondere Herausforderung dar, die nicht kurzfristig zu lösen ist. Dies ist bei der weiteren Konzeption eines Wiederansiedlungsprogramms zu berücksichtigen.

10 Monitoring des Maßnahmen Erfolgs (AP 5)

Um die Wirksamkeit der Besatzmaßnahmen (siehe AP 5) sowie möglicher unterstützender Maßnahmen (siehe AP 6) zu überprüfen und ggf. das Programm anzupassen ist ein Monitoring erforderlich. Dies haben auch die bisherigen Besatzmaßnahmen gezeigt, deren Erfolg trotz langjährigen Besatzes ohne Monitoring nur eingeschränkt beurteilt werden konnte.

Für die Konzeption eines Monitoringprogramms können die in bisherigen Wiederansiedlungsprojekten gemachten Erfahrungen genutzt werden (siehe AP 2). Aus unseren Erfahrungen mit dem Monitoring der Reproduktion und der Abundanzdynamik der von Finte und Stint, zwei anderen in das Ästuar aufsteigenden Wanderarten, erscheint es uns sinnvoll, bei einem langfristigen Monitoring der Schnäpelabundanzen v. a. auf die inneren Ästuar zu fokussieren, da sich die Schnäpel zum Laichen in den Ästuaren und den Nebengewässern konzentrieren. Zusätzlich scheint es zentral, das Vorkommen von Eiern und/oder Larven mit einem gezielten Programm zu monitorieren, da nur so der Übergang zu einer selbstständigen Reproduktion der Art in den verschiedenen Ästuaren verlässlich beurteilt werden kann (in dem Treene Projekt bestehen hier bis heute Unsicherheiten).

Bei der Konzeptionierung des Monitoringprogramms konnten wir auf die Erfahrungen einer Reihe von Projekten zum Schnäpel in Vidå, Treene und Rhein/IJssel zurückgreifen (u. a. Dierking & Eizaguirre 2012, Nickel 2011, Jepsen et al. 2012, Borchert et al. 2014, Probst & Schaber 2015, Jensen et al. 2015).

Als Teil des Monitoringprogramms soll auch die Wissensbasis zu Habitatnutzung und Wandlungsmustern verbessert werden, um effektive Managementstrategien zum Schutz dieser Fischart zu entwickeln. Neben Markierungsmethoden zur Untersuchung des Wanderverhaltens von Fischen, beispielsweise mit passiven Transpondern (Jepsen et al. 2012) oder durch die chemische Analyse bestimmter knöcherner Gewebe wie Wirbeln, Schuppen und Otolithen (für Schnäpel siehe Borchert et al. 2008 und Gerson et al. 2021). Mit Blick auf Markierungen z. B. mittels Tags zeigen Probst & Schaber (2015), dass über moderne Methoden sowohl Umgebungs- als auch physiologische Daten erfasst werden können; insbesondere kann das raum-zeitliche Ortswechselverhalten nachvollzogen werden.

In den vorangegangenen Kapiteln haben wir vier Gewässer für das Wiederbesiedlungsprogramm vorgeschlagen (Auswahlgewässer). Diese Gewässer unterscheiden sich hinsichtlich des aktuellen Vorkommens des Schnäpels und der spezifischen Herausforderungen, so dass das Monitoring an die einzelnen Gewässer angepasst werden muss. Wir geben nachfolgend dazu Hinweise.

Das Monitoringprogramm soll die folgenden Bestandteile enthalten:

- (1) Aktuelle und zukünftige Nutzung der Wattenmeer-Ästuar durch den Schnäpel
- (2) Aktuelle und zukünftige Nutzung der Auswahlgewässer durch Laichtiere
- (3) Vorhandensein von Frühlarven
- (4) Vorhandensein von und Raumnutzung durch Jungfische

10.1 Aktuelle und zukünftige Nutzung der Wattenmeer-Ästuar

Die Wattenmeer-Ästuar stellen die zentralen Wanderwege beim Aufstieg der laichwilligen Tiere dar und sind deshalb für einen Überblick über die Populationen ein geeigneter

Erfassungsort. Die Bundesländer führen seit vielen Jahren ein relativ aufwändiges Monitoring durch den Einsatz von Hamenkuttern im Frühjahr und Herbst an verschiedenen Positionen in den Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems durch. Die Erfassungen finden zwar außerhalb der winterlichen Aufstiegszeit der Adulten statt; nichtsdestotrotz taucht die Art in den Fängen regelmäßig auf und gibt zumindest grobe Hinweise auf die langfristigen Veränderungen. Hinweise auf Schnäpel-Fänge können die parallel durchgeführten Ringnetzfänge liefern. Durch diese ohnehin erhobenen Daten liegt also eine Grundlage für die Beschreibung der langfristigen Bestandsveränderungen vor, die durch eine kontinuierliche Auswertung der Fangdaten des WRRL-Monitorings genutzt werden sollte. Diese könnten durch freiwillige Fang-Informationen der noch aktiven Hamenfischer ergänzt werden; die Bereitschaft dazu sollte dann durch eine Meldeprämie (ähnlich wie beim Stör) gefördert werden.

10.2 Aktuelle und zukünftige Nutzung der Auswahlgewässer durch Laichtiere

In den Auswahlgewässern soll der Aufstieg laichbereiter Tiere sowohl im Status quo als auch während der Besatzmaßnahmen durch winterliche Befischungen gezielt erfasst werden, um die aktuelle Bedeutung der Auswahlgewässer für den Schnäpel besser beurteilen zu können. Das sind zum einen Tiere aus bereits laufenden Besatzmaßnahmen (v. a. Treene und Stör); auch für die Oste wird von Fischern von Aufsteigern berichtet. Zum anderen werden es nach dem Start des hier umrissenen Wiederansiedlungsprojektes die entsprechenden Rückkehrer sein (eine Trennung ist dann nur begrenzt möglich).

Zusätzlich ist es sinnvoll, durch die Besenderung von Tieren das Nutzungsverhalten in den Auswahlgewässern zu verfolgen, v. a. um die Laichplätze (besser) verorten zu können und so die Besatzmaßnahmen optimieren zu können.

Monitoringkonzept aufsteigende Adulte

Das Monitoring zum Nachweis aufsteigender Adulte in die Auswahlgewässer soll durch Elektrobefischungen realisiert werden. Dabei werden in den ersten Jahren Aufsteiger aus bereits laufenden Besatzmaßnahmen bzw. einer möglichen in situ Reproduktion erfasst; 4 bis 5 Jahre nach Beginn der Besatzmaßnahmen im Rahmen des Wiederansiedlungsprojektes dann ggf. Rückkehrer aus diesem Projekt (Tiere nach ca. 2 Jahren (männlich), nach 4 Jahren (weiblich) laichreif).

Folgender Monitoringansatz soll verfolgt werden:

- Erfassung adulter Schnäpel mittels E-Befischungen.
- Befischungen in verschiedenen Flussabschnitten (3 bis 4) der Auswahlgewässer; Länge der Befischungstrecken jeweils 2 bis 3 km Kilometer.
- Wöchentliche Befischungskampagnen über einen Zeitraum von 1,5 bis 2 Monaten von etwa Ende Oktober bis in Mitte/Ende Dezember bezogen auf ein Untersuchungsjahr.
- Untersuchungsdauer mindestens 10 Jahre; u. U. nicht jährlich.
- Aufnahme von Rahmenbedingungen (Strukturell, Sedimente, Abfluss).
- Ergänzend werden E-DNA-Analysen durchgeführt; diese Ergebnisse lassen Rückschlüsse auf eine generelle Präsenz der Art in den Auswahlgewässern zu.

Monitoringkonzept Habitatnutzung Adulte

- Monitoringansatz Elektrofischungen: durch die Befischungen aufsteigender Adulte in verschiedenen Flussabschnitten der Auswahlgewässer (s. o.) wird nicht nur die Präsenz von Tieren dokumentiert, sondern es können auch bevorzugte Aufenthaltsorte bzw. Laichplätze in den Gewässern identifiziert werden.
- Monitoringansatz Besenderung: durch die Besenderung aufsteigender Tiere und deren Nachverfolgung kann die Habitatnutzung in dieser Lebensphase (möglicherweise inklusive Verortung der Laichplätze) beschrieben werden.
 - Befischung adulter Schnäpel mittels Hamenfängen oder E-Fischerei im Ästuar vor bzw. in den Unterläufen der Auswahlgewässer. Zeitpunkt: Herbst / Spätherbst. Aufwand: ca. 5 Fangtage. Besenderung und Nachverfolgung einzelner Exemplare (N = ca. 4 bis 6 Tiere). Die markierten Exemplare werden nach Prüfung der Vitalität ins Gewässer zurückgesetzt. Es schließt sich eine Nachverfolgung der Schnäpel an, um Ziel- bzw. Laichgebiete zu identifizieren.
 - Hinweise zu den Methoden der Besenderung liegen vielfach vor (u. a. Arlinghaus in www.ifishman.de); Erfahrungen mit der Besenderung von adulten Schnäpeln liegen zudem aus Untersuchungen an Vidå (Jepsen et al. 2012) und Rhein (Borcherding et al. 2014) vor.

10.3 Vorhandensein von Frühlarven

Dieser Monitoringbestandteil fokussiert auf den zentralen Aspekt des Wiedereinbürgerungsprojektes, d. h. auf die Beantwortung der Fragen: gibt es Hinweise auf eine natürliche Reproduktion des Schnäpels nach Durchführung der Besatzmaßnahmen und wenn ja, erfolgt diese in einem Umfang, der zukünftig eine eigenständige bzw. nicht durch Besatz gestützte Schnäpel-Population erwarten lässt.

Monitoringkonzept

- Indikator für eine natürliche Reproduktion ist die Präsenz von Frühlarven der Schnäpel. Diese lassen sich mit Blick auf ihr Entwicklungsstadium sicher von Besatztieren abgrenzen. Das Monitoring zielt daher auf die Erfassung solcher Frühlarven.
- Die Fänge werden in verschiedenen ausgewählten Gewässerabschnitten durchgeführt. Eingesetzt werden Ringnetze (0,5 bis 0,9 Durchmesser, Netzkörper ca. 3,5 m zur Verminderung des Staudrucks bzw. Verbesserung des Fangerfolgs)²⁴. Die Netze werden je nach Gewässerbedingungen passiv (Ausnutzung der Strömung) oder aktiv (gezogen) eingesetzt. Anzahl und Dauer der einzelnen Hols je nach örtlicher Situation zwischen 10 und 60 min. Dabei können die Erfahrungen aus dem Schnäpel-Projekt des LLUR SH (Dierking & Eizaguirre 2012) berücksichtigt werden. Alternativ oder ergänzend werden auch Driftnetze (z. B. Größe: 140 x 90 cm, Netzkörper 4 m) eingesetzt. Diese werden zu unterschiedlichen Tageszeiten jeweils mehrere Stunden (Tag, Nacht) an ausgewählten Standorten exponiert.

²⁴ Ring- und Driftnetzbefischungen: Für einen Nachweis der im Falle einer eigenständigen Reproduktion eines kleinen Laicherbestandes voraussichtlich in geringen Abundanzen auftretenden frühen Lebensstadien ist die repräsentative Beprobung eines möglichst großen Wasserkörpers nötig. Aus diesem Grund ist es sinnvoll zeitlich längere Hols durchzuführen. Die von OESMANN (2014) erfasste Schnäpellarve aus der Lühe deutet darauf hin, dass die gewählte Methode (Ringnetzbefischungen) für einen Reproduktionsnachweis dieser Art geeignet ist.

Erfahrungen aus dem Schnäpel-Projekt am Rhein (Borcherding et al. 2014) werden berücksichtigt.

- Es wird geprüft, ob auch Lichtfallen (Ausnutzung der Phototaxis) sinnvoll eingesetzt werden können. Diese Prüfung und die konkrete Ausgestaltung eines möglichen Lichtfalleneinsatzes erfolgen im Rahmen der Vorarbeiten vor Monitoringbeginn (siehe dazu auch Dierking & Eizaguirre 2012, Nickel 2011).
- Zeitraum: die Netzbefischungen (Ring- und/oder Driftnetze) werden ab etwa 2. Märzwoche bis Anfang/Mitte April in wöchentlichen Abständen an drei bis vier Flussabschnitten durchgeführt.
- Der mögliche (zusätzliche) Einsatz von Lichtfallen wird auf Anfang bis Ende April datiert. Die Fänge werden während Dunkelheit ab ca. 19 Uhr über die Nachtphase durchgeführt.
- Untersuchungsdauer insgesamt 10 Jahre.
- Beginn des Monitorings ca. 4 Jahre nach erstem Besatz (nach ca. 4 bis 5 Jahren laichreif); in Auswahlgewässern, in denen möglicherweise bereits eine gewisse Reproduktion stattfindet auch vorher).
- Aufnahme von Rahmenbedingungen (Strukturell, Sedimente, Abfluss) und Fotodokumentation.

10.4 Vorhandensein von und Raumnutzung durch Jungfische

Die eingesetzten und/oder im Gewässer entstandenen Larven bzw. Jungfische halten sich nach übereinstimmender Meinung mehrerer Autoren (siehe Kapitel 6.2) eine Zeitlang bevorzugt in limnischen Bereichen mit geringer Fließgeschwindigkeit bzw. Stillwasserbereichen auf. Allerdings kann es auch vorkommen, dass bereits Jungfische Gewässerabschnitte mit höheren Salinitäten aufsuchen (Gerson et al. 2021).

In den o. g. bevorzugten Habitaten bzw., wenn sie fehlen, soll diese Lebensphase ufernah durch den Einsatz (je nach Gewässer und örtlichen Bedingungen) geeigneter Geräte (Kescher; Ringwade; Driftnetz, evtl. E-Befischung etc.) in verschiedenen Abschnitten der Auswahlgewässer v. a. im Mai/Juni erfasst werden.

Da das Wissen zum konkreten Verhalten der Jungfische in den Gewässern sehr begrenzt ist, ist dieser Teil des Monitorings vorab nur begrenzt zu konzipieren. Da er jedoch einen entscheidenden Bestandteil des Monitoringprogramms darstellt, sollten hier trotz bzw. wegen der geringen Prognostizierbarkeit der „richtigen“ Probenahmestellen ausreichend Ressourcen vorgesehen werden.

10.5 Schlussfolgerungen

Mit Blick auf das Projekt „Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels“ ist es sinnvoll bzw. erforderlich ein begleitendes Monitoring zu konzipieren und durchzuführen, um belastbare Aussagen über Erfolg oder auch Misserfolg treffen zu können²⁵. Das projektbegleitende Monitoring soll hier nach drei Teilzielen ausgerichtet werden. Diese schließen die (1) Erfassung aufsteigender Adulter, (2) die Erfassung von Frühlarven sowie (3) ein Monitoring zur Raumnutzung juveniler Schnäpel ein.

²⁵ siehe diesbezüglich Problematik mit Blick auf den laufenden Besatz in der Treene in Kapitel 5.2

Neben der Feststellung von Rückkehrern nach erfolgten Besatzmaßnahmen, soll das Monitoring v. a. auch die Identifikation von Laicharealen ermöglichen und die bisher noch eingeschränkten Kenntnisse zum Abwanderverhalten und zur Habitatnutzung der Jungfische erweitern. Mit Blick auf die jeweils an die Ziele angepasste Erfassungsmethodik werden Erfahrungen aus in der Vergangenheit durchgeführten Untersuchungen (Rhein, Treene, Vidå) berücksichtigt.

11 Konzept eines Aktionsplans zur Förderung des Schnäpels (AP 7)

Wenn das BfN sich entscheidet, ein Wiederansiedlungsprogramm für den Nordeeschnäpel durchzuführen, sollte dies auf der Grundlage eines abgestimmten Handlungsplanes mit konkreten Umsetzungsschritten passieren. Die vorliegende Machbarkeitsstudie hat dazu die Grundlagen zusammengestellt. In diesem Kapitel wird auf der Grundlage der durchgeführten Arbeitspakete das Konzept eines Aktionsplanes entwickelt. Eine Orientierung kann der Nationale Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des europäischen Störs (*Acipenser sturio*) (Geßner et al. 2010) bzw. die Konkretisierungen in Trauthahn & Geßner (2014) geben.

Nachfolgend werden eine mögliche Struktur vorgeschlagen und Hinweise zur Erarbeitung gegeben:

11.1 Einführung

Die Bearbeitung von Anlass und Ziel kann auf der Grundlage der Machbarkeitsstudie durchgeführt werden.

11.2 Grundlagen

Die Bearbeitung kann auf der Grundlage der Machbarkeitsstudie durchgeführt werden.

Biologie der Art, Genetischer Status, Entwicklung einer abgestimmten Position zum Umgang mit der Artabgrenzung, Verbreitung und aktuelles Vorkommen, Beeinträchtigungen/Gefährdungen, Rechtlicher Rahmen, Überblick zu durchgeführten Besatzmaßnahmen.

11.3 Ansatz

Auf der Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Machbarkeitsstudie kombiniert der Aktionsplan die folgenden zentralen Elemente, die gleichzeitig als Zwischenziele gelten können (Erläuterungen zu den Zwischenzielen siehe folgendes Kapitel 11.4):

- Herstellung der Durchgängigkeit in den prioritären Gewässern,
- Schutz und Verbesserung essentieller Schnäpelhabitate in den prioritären Gewässern,
- Aufbau eines ausreichend großen Laicherbestandes,
- Aufbau und Unterstützung kooperativer Strukturen,
- Monitoring und Forschung.

11.4 Zwischenziele und Aktionen

Zu den einzelnen Zwischenzielen sollten soweit sinnvoll möglich (quantitative) Ziele formuliert werden.

Herstellung der Durchgängigkeit in ausgewählten Gewässern

Bestandsaufnahme der vorhandenen Hindernisse vor Ort; Kontakt zu den zuständigen Behörden; Maßnahmenentwicklung und -planung in Kooperation; Finanzierung; Genehmigungsverfahren; Maßnahmenumsetzung.

Schutz und Entwicklung essentieller Schnäpelhabitate in ausgewählten Gewässern

Benennung, Verortung und Priorisierung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatsituation. Bestandsaufnahme der vorhandenen Habitate; Konzeption erforderlicher weiterer

Habitate; Kontakt zu den zuständigen Behörden; Maßnahmenentwicklung und -planung in Kooperation; Finanzierung; Genehmigungsverfahren; Maßnahmenumsetzung.

Aufbau eines ausreichend großen Laicherbestandes

Konkretisierung, Lokalisierung und Priorisierung von Besatzmaßnahmen unter Berücksichtigung der Interferenzen mit laufenden Projekten und Besatzmaßnahmen von Sportfischern. Prüfung von Eignung/Verfügbarkeit und Abstimmung der Quellpopulation(en); Aufbau bzw. Sicherung geeigneter Infrastruktur für Reproduktion und Besatz; Kontakt zu den zuständigen Behörden; Finanzierung.

Aufbau und Unterstützung kooperativer Strukturen

Einrichtung einer begleitenden Arbeitsgruppe der zuständigen Länderbehörden (Naturschutz, Wasserwirtschaft, Fischerei) und des BfN unter Berücksichtigung und Nutzung bereits vorhandener Strukturen. Internationale Kooperation v. a. mit Dänemark und den Niederlanden; ggf. unter Nutzung der Trilateralen Wattenmeerkooperation.

Monitoring und Forschung

Konzeption und Durchführung eines langfristigen Monitorings des Maßnahmen Erfolgs unter Nutzung laufender Programme; Entwicklung und Durchführung eines (z. T. vorlaufenden) Forschungsprogramms zur Verbesserung der Wissensbasis (Bedeutung der fischereilichen Mortalität; Habitatansprüche; Wanderungsverhalten etc.).

11.5 Zeitplan und Kostenschätzung

Zeitplan und Kostenschätzung können erst während der Ausarbeitung des Aktionsplanes sukzessive konkretisiert werden. Insgesamt ist jedoch vor dem Hintergrund mit anderen Wiederansiedlungsprogrammen von einer wenigstens 20-jährigen Laufzeit auszugehen. Die Kosten werden dabei wesentlich von Art und Umfang der erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen und nachgeordnet von Personalmitteln und Kosten für die Besatzmaßnahmen bestimmt werden.

Die Renaturierungsmaßnahmen müssen in Abstimmung oder durch die jeweiligen Bundesländer durchgeführt werden; hier sind Synergien mit Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL denkbar.

11.6 Schlussfolgerungen

Das Konzept des Aktionsplanes benennt als wesentliche Schritte nach einer positiven Entscheidung für eine Implementation des Projektes den Aufbau einer begleitenden Arbeitsgruppe mit VertreterInnen des BfN und der relevanten Länderbehörden, die Konkretisierung des vorliegenden Konzeptes für einen Aktionsplan und der erforderlichen vorlaufenden Forschung, die Sicherung der langjährigen Finanzierung und dann die Schritte zur Umsetzung des Aktionsplanes.

12 Eignung eines Wiederansiedlungsprojektes als Realkompensation und zur Ersatzgeldverwendung (AP 8)

Aufgrund der Industrialisierung der Nordsee und der Veränderung der rechtlichen Rahmenbedingungen entsteht vermehrt das Erfordernis, Maßnahmen zur Realkompensation im Rahmen der Eingriffsregelung, des gesetzlichen Biotopschutzes und zum Erhalt der Kohärenz des Natura 2000-Netzwerks bereitzustellen. Zusätzlich sind Maßnahmen zur Verwendung von Ersatzgeld erforderlich.

Wir haben für das BfN jüngst eine Studie erstellt (BioConsult 2021), die verschiedene mögliche Maßnahmentypen soweit konkretisiert, dass eine vergleichende Bewertung hinsichtlich Wirksamkeit, Umsetzungsreife und Umsetzungschancen möglich war. Diese Bewertung wollen wir in diesem Kapitel auch für ein Wiederansiedlungsprogramm Schnäpel in der deutschen Nordsee durchführen, so dass die Maßnahme direkt vergleichbar mit anderen von BfN vorgesehenen Maßnahmen wird.

12.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Vorab wird die grundsätzliche Eignung eines Wiederansiedlungsprogramms Schnäpel als Maßnahme der Realkompensation oder der Ersatzgeldverwendung in der deutschen Nordsee diskutiert. Unter Umständen kann eine Umsetzung auch innerhalb beider Pfade möglich sein. Die Kriterien werden nachfolgend benannt.

Realkompensation

Der Begriff Realkompensation fasst Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen im Sinne des § 15 Absatz 2 des BNatSchG zusammen. Sie werden erforderlich durch Eingriffe, die zu erheblichen Beeinträchtigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes führen. Ausgeglichen ist eine Beeinträchtigung, wenn die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in gleichartiger Weise wiederhergestellt sind; ersetzt ist sie, wenn die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in dem betroffenen Naturraum in gleichwertiger Weise hergestellt sind. Die Bundeskompensationsverordnung bestimmt das Nähere zu Inhalt, Art und Umfang von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.

Nach § 15 Abs. 4 S. 4 BNatSchG ist die Durchführung von Maßnahmen der Realkompensation auch im Rahmen der vom Gebietsmanagementplan eines Natura 2000 Gebietes vorgesehenen Entwicklungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen möglich (schriftliche Mitteilung Henrik Flatter, BfN)

Ersatzgeld

Wird ein Eingriff nach § 15, Abs. 5 BNatSchG zugelassen oder durchgeführt, obwohl die Beeinträchtigungen nicht zu vermeiden oder nicht in angemessener Frist auszugleichen oder zu ersetzen sind, hat der Verursacher Ersatz in Geld zu leisten. Die Ersatzzahlung ist zweckgebunden für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege möglichst in dem betroffenen Naturraum zu verwenden, für die nicht bereits nach anderen Vorschriften eine rechtliche Verpflichtung besteht.

Der Einsatz von Ersatzgeld setzt voraus, dass „nicht bereits nach anderen Vorschriften eine rechtliche Verpflichtung“ zur Umsetzung der Maßnahme besteht (§ 15 Abs. 6 S. 6 BNatSchG), ist also für im Rahmen der vom Gebietsmanagementplan eines Natura 2000 Gebietes

vorgesehenen Entwicklungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen nicht möglich, wohl aber für überobligatorische Maßnahmen zulässig (rechtliche Klärung erforderlich).

Die Bundeskompensationsverordnung bestimmt das Nähere zur Höhe der Ersatzzahlung nach § 15 Absatz 6 des Bundesnaturschutzgesetzes und zum Verfahren ihrer Erhebung.

Aus diesem rechtlichen Rahmen resultieren also folgende Anforderungen an die Maßnahme:

Maßnahmen der Realkompensation

- Wiederherstellung der betroffenen Funktionen in gleichartiger (Ausgleichsmaßnahme) bzw. in gleichwertiger (Ersatzmaßnahme) Weise
- Herstellung im betroffenen Naturraum
- Auch Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen in Natura 2000-Gebieten („So-wieso-Maßnahmen“)
- Konkreter Flächenbezug (rechtliche Klärung erforderlich)

Verwendung von Ersatzgeld:

- Möglichst im betroffenen Naturraum (also Bezug zum spezifischen Projekt)
- Keine obligatorischen Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen in Natura 2000
- Kein konkreter Flächenbezug erforderlich

Die rechtlichen Rahmenbedingungen sollten durch Juristen des BfN im Einzelnen überprüft werden.

12.2 Diskussion der rechtlichen Eignung

Die oben genannten Kriterien werden nachfolgend für die Maßnahme Wiederansiedlung Schnäpel diskutiert.

Maßnahmen der Realkompensation

Wiederherstellung der betroffenen Funktionen in gleichartiger (Ausgleichsmaßnahme) bzw. in gleichwertiger (Ersatzmaßnahme) Weise: Hier stehen die von einem Vorhaben ausgehenden erheblichen (funktionalen) Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft im Mittelpunkt, so dass dies im Detail nur für einzelne Maßnahmen bzw. Maßnahmentypen hergeleitet werden kann. In der AWZ der Nordsee sind es derzeit v. a. die von Verlegung und Betrieb der Netzanbindungen ausgehenden Beeinträchtigungen, solange Bau und Betrieb von Offshore-Windparks von der Eingriffsregelung überwiegend freigestellt sind (Wissenschaftliche Dienste 2019). Diese führen v. a. zu Beeinträchtigungen der Sedimentstruktur, der thermischen Situation und der benthischen Besiedlung; möglicherweise auch zu Verhaltensirritationen von u. a. Wanderfischarten. Diese Beeinträchtigungen können nur sehr eingeschränkt (möglicherweise über den Einfluss magnetischer Felder auf das Wanderverhalten) als durch die Wiederansiedlung des Schnäpels gleichartig (also funktional gleichartig) ausgeglichen angenommen werden, so dass die Wiederansiedlung kaum als Ausgleichsmaßnahme bezeichnet werden kann. Als Ersatzmaßnahme, die gleichwertig kompensieren soll, kann eine solche Maßnahme u. E. aber durchaus definiert werden.

Herstellung im betroffenen Naturraum: Während dieses Kriterium für Ausgleichsmaßnahmen strikt anzuwenden ist, ist es für Ersatzmaßnahmen gelockert. Gemäß § 48 Abs. 8 Wind-SeeG ist § 15 Abs. 2 Satz 3 BNatSchG mit der Maßgabe anzuwenden, dass eine

Beeinträchtigung ersetzt ist, wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in dem betroffenen Naturraum oder, falls dies nicht möglich ist, in einem benachbarten Naturraum in gleichwertiger Weise hergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht neu gestaltet ist. Die Maßnahmen zur Wiederansiedlung finden wesentlich in den Ästuaren der Nordsee und ihren Nebenflüssen statt, also einem benachbarten Naturraum mit entsprechenden funktionalen Zusammenhängen. Insofern wird das Kriterium für Ersatzmaßnahmen anders als für Ausgleichsmaßnahmen erfüllt.

Auch Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen in Natura 2000-Gebieten („Sowieso-Maßnahmen“): Maßnahmen der Realkompensation können grundsätzlich auch im Rahmen der Managementpläne als obligatorisch definierte Maßnahmen umgesetzt werden. Die Wiederansiedlung des Schnäpels ist allerdings weder in den Plänen der NSG in der AWZ oder im Wattenmeer noch in den Ästuaren enthalten, so dass diese Anwendung erst nach einer möglichen zukünftigen Neufassung der Managementpläne in dieser Form genutzt werden könnte.

Konkreter Flächenbezug: (rechtliche Klärung erforderlich) Die Eingriffs-/Ausgleichsbilanzierung findet in der Eingriffsregelung klassisch über einen konkreten Flächenbezug statt, wie auch die Umsetzung auf konkreten Flächen stattfindet. Dies ist bei der Wiederansiedlungsmaßnahme Schnäpel nur eingeschränkt der Fall. Der Besatz findet zwar auf konkreten Flächen statt, anschließend sollen die Tiere jedoch abwandern und bestenfalls nach 2 bis 3 Jahren an den Ort des Besatzes zurückkehren. Die verschiedenen Lebensphasen sind also auf verschiedenen, nicht genau definierbaren, sehr großen Flächen realisiert, so dass der klassische konkrete Flächenbezug der Eingriffsregelung nur sehr eingeschränkt gegeben ist. Die Wiederansiedlung des Hummers in der Nordsee bzw. die Stützung der Bestände findet aktuell allerdings auch im Rahmen von Maßnahmen der Realkompensation statt, so dass dies für die Wiederansiedlung des Schnäpels auch möglich sein sollte.

Verwendung von Ersatzgeld:

Möglichst im betroffenen Naturraum: die Maßnahme wirkt in den betroffenen Naturraum hinein, die konkreten Maßnahmen erfolgen in angrenzenden Naturräumen bei engem funktionalen Bezug. Das Kriterium wird u. E. ausreichend erfüllt.

Keine obligatorischen Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen in Natura 2000: da Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen zum Schnäpel in den verschiedenen Managementplänen nicht definiert sind, treten keine Überschneidungen auf.

Kein konkreter Flächenbezug erforderlich: siehe dazu Aussagen oben unter Realkompensation. Der dort skizzierte begrenzte Flächenbezug steht einer Nutzung von Ersatzgeld für die Maßnahmen nicht entgegen.

Insgesamt sollte eine Verwendung von Ersatzgeld für ein Programm zur Wiederansiedlung des Schnäpels möglich sein.

12.3 Prüfung der inhaltlichen Eignung

Wir haben für das BfN jüngst eine Studie erstellt (BioConsult 2021), die verschiedene mögliche Maßnahmentypen zur naturschutzfachlichen Kompensation soweit konkretisiert, dass eine vergleichende Bewertung hinsichtlich Wirksamkeit, Umsetzungsreife und Umsetzungschancen möglich war. Das Kriterium Wirksamkeit meint das Potential zur Verbesserung der Meeresumwelt, Umsetzungsreife meint die Sicherheit, dass die Maßnahmen auch „technisch“ umsetzbar sind; Umsetzungschance meint die Wahrscheinlichkeit, dass Maßnahmen dieses Typs

auch praktisch realisierbar sind und nicht an Raumkonflikten, Einsprüchen anderer Akteure oder mangelnder Genehmigungsfähigkeit scheitern.

Diese Bewertung wollen wir in diesem Kapitel auch für ein Wiederansiedlungsprogramm Schnäpel in der deutschen Nordsee durchführen, so dass die Maßnahme direkt vergleichbar mit anderen von BfN vorgesehenen Maßnahmen wird.

Motivation: Der Nordseeschnäpel war ursprünglich im gesamten Wattenmeer, den angrenzenden Ästuaren und Flüssen sowie der deutschen Bucht verbreitet. Die Gründe für den Rückgang und den Verlust der Populationen an der deutschen Nordseeküste lagen in der Gewässerverbauung, der Gewässernutzung und -verschmutzung sowie der Fischerei.

Die Verbesserung der Wasserqualität und z. T. auch der physischen Habitatqualität einschließlich der Durchgängigkeit lassen eine Wiederansiedlung möglich erscheinen.

Vorliegende Erfahrungen: In der vorliegenden Studie werden die Erfahrungen der letzten Jahrzehnte dargestellt. Im Mündungsgebiet des Rheins war die Wiederansiedlung erfolgreich; Besatz in der Treene findet seit über 30 Jahren statt (ob die Population sich ausreichend selbst reproduziert ist allerdings unklar); in der Vidå (Dänemark) konnte der dort noch vorhandene Bestand gestützt werden. Eine Vielzahl von Besatzmaßnahmen v. a. durch Sportfischer in Norddeutschland blieben allerdings ohne deutlich sichtbaren Erfolg. Es liegen also umfangreiche, positive wie negative Erfahrungen vor die deutlich machen, dass neben dem Besatz auch Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität erforderlich sein können.

Einen Überblick gibt die vorliegende Studie.

Aktuelle Aktivitäten: Aktuell findet weiterhin ein Besatz in der Treene und der Stör in Schleswig-Holstein zur Stützung der Population auch im Rahmen des FFH-Managements statt. Dieser soll auch fortgeführt werden; derzeit werden mögliche Modelle und Finanzierungsmöglichkeiten diskutiert.

Beschreibung des Maßnahmentyps: Der inhaltliche und formale Rahmen für diese Maßnahme ist im Rahmen der vorliegenden Studie recherchiert und dokumentiert. Der Maßnahmentyp ist in der Vergangenheit bereits praktisch umgesetzt worden. Die Infrastruktur zur Nachzucht ist vorhanden, die Methodik ist etabliert. Zur Bemessung des im Rahmen der Realkompensation erforderlichen Maßnahmenumfangs liegen noch keine Vorschläge vor.

Wirksamkeit: Die ökologische Wirksamkeit entsteht, erfolgreiche Aussetzung vorausgesetzt, in zwei Schritten in einem mehrjährigen Prozess. In einer ersten Phase wachsen die ausgebrachten Schnäpel zu adulten Tieren heran und entwickeln dabei ihre Funktion im ökologischen System. Diese Wirkungen bleiben in jedem Fall so lange erhalten wie weiterer Besatz stattfindet. Eine zweite Phase der ökologischen Wirksamkeit entsteht, wenn es zur erfolgreichen Reproduktion der ausgesetzten Schnäpel kommt. Dann sind die Wirkungen dauerhaft. Das Eintreten dieser Wirkungen kann auf der vorliegenden Wissensbasis und in dieser frühen Planungsphase noch nicht als sicher angenommen werden.

Quantifizierung der Wirkungen: Sowohl für die Verwendung von Ersatzgeld als auch für die Umsetzung im Rahmen der Realkompensation ist auf der Basis der Bundeskompensationsverordnung ein Vorschlag für die Quantifizierung der Wirkungen zu entwickeln und abzustimmen.

Gebietseignung: der Maßnahmentyp ist definitionsgemäß nur für die Nordsee geeignet. Die vorliegende Studie macht Vorschläge für prioritär geeignete Gewässer.

Synergien: der Maßnahmentyp ist weder in der Maßnahmenplanung der MSRL noch in den Managementplänen als Wiederherstellungsmaßnahme für die NSG in der Nordsee benannt. Dies wäre jedoch ggf. bei einer Aktualisierung der Gebietsmanagementpläne zu prüfen. Synergien können sich jedoch im Zusammenhang mit der Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Schaffung von Aufwuchshabitaten mit der WRRL ergeben.

Durchführbarkeit: Die Ausgestaltung der einzelnen Schritte der Maßnahmenplanung und -umsetzung als auch die Umsetzbarkeit sind soweit spezifiziert, dass die grundsätzliche Durchführbarkeit angenommen werden kann. Eine Unsicherheit stellt allerdings die Umsetzbarkeit von Maßnahmen der Habitatwiederherstellung dar, da diese aufgrund der begrenzten Flächenverfügbarkeit und der -konkurrenz deutlich eingeschränkt sein kann. Die Durchführbarkeit dieses Maßnahmenteils ist deshalb voraussichtlich begrenzt.

Aufwand / Kosten: eine Kostenschätzung ist zum gegenwärtigen Konkretisierungsstand nicht möglich. Die Kosten werden wesentlich von Art und Umfang der erforderlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und der Habitatwiederherstellung abhängen. Demgegenüber treten die Kosten für Besatz, Forschung und Monitoring voraussichtlich deutlich zurück.

Nachteile / Risiken: Nachteile dieses Maßnahmentyps sind nicht absehbar; die Risiken sind durch die vorliegenden Erfahrungen und vorhandenen Strukturen überschaubar; allerdings ist die langfristige Wirksamkeit noch offen.

Forschungsbedarf: Forschungsbedarf besteht im Rahmen der konkreten Maßnahmenvorbereitung (s. u.).

Erfolgskontrolle: die Erfolgskontrolle muss nicht nur auf die Dokumentation der zurückkehrenden laichbereiten Tiere zielen, sondern v. a. auch die Untersuchung der erfolgreichen Reproduktion in situ und dem anschließenden Abwachsen der Larven und Jungfische zielen, da, wie die Erfahrungen in der Treene zeigen, ansonsten kaum Aussagen zum Maßnahmenerfolg möglich sind.

Eignung: Die Durchführung einer solchen Maßnahme übersteigt vermutlich den Umfang einer einzelnen Kompensationsmaßnahme, schafft sehr lange Verbindlichkeiten und weist ein Restrisiko hinsichtlich des Maßnahmenerfolgs auf. Wir empfehlen deshalb, eine solche Wiederansiedlung nicht als Maßnahme der Realkompensation sondern über Ersatzgeld, ggf. in Kombination mit anderen Fördertöpfen, zu finanzieren.

12.4 Schlussfolgerungen

Wir haben für das BfN jüngst eine Studie erstellt (BioConsult 2021), die verschiedene mögliche Maßnahmentypen soweit konkretisiert, dass eine vergleichende Bewertung hinsichtlich Wirksamkeit, Umsetzungsreife und Umsetzungschancen möglich war. Das Kriterium Wirksamkeit meint dabei das Potential zur Verbesserung der Meeresumwelt, Umsetzungsreife meint die Sicherheit, dass die Maßnahmen auch „technisch“ umsetzbar ist; Umsetzungschance meint die Wahrscheinlichkeit, dass Maßnahmen dieses Typs auch praktisch realisierbar sind und nicht an Raumkonflikten, Einsprüchen anderer Akteure oder mangelnder Genehmigungsfähigkeit scheitern. Alle diese Einschätzungen wurden mit einer 3-stufigen Skala von 1 = gering, 2 = mittel und 3 = hoch bewertet. Die Bewertung stellte dabei eine summarische gutachterliche Einschätzung jeweils auch relativ zu den anderen Maßnahmentypen dar. Dies gilt auch für

die Empfehlung, die die 3 Kriterien zusammenführt: 1 = derzeit nicht empfehlenswert; 2 = begrenzt empfehlenswert; 3 = empfehlenswert.

Für die Maßnahme Wiederansiedlung des Schnäpels in der deutschen Nordsee ergibt die Anwendung dieses Ansatzes Folgendes:

	Wirksamkeit	Umsetzungsreife	Umsetzungschance	Empfehlung
Nordseeschnäpel	3	3	2	3

Die Wirksamkeit für die Meeresumwelt ergibt sich zum einen aus der Vervollständigung des Artenspektrums in der deutschen Bucht durch die Wiederansiedlung der Art, zum anderen aus der Nährstoffrückhaltung durch die Anlage von Aufwuchshabitaten und die Vorteile auch für andere Wanderfischarten bei weiterer Verbesserung der Durchgängigkeit.

Die Umsetzungsreife ist im Vergleich mit anderen geprüften Kompensationsmaßnahmen (BioConsult 2021) als hoch zu bezeichnen, da durch durchgeführte und laufende Projekte Erfahrungen und Infrastruktur z. T. vorhanden sind; vorlaufende Forschung ist allerdings trotzdem erforderlich.

Die Umsetzungschancen sind bzgl. des Besatzes und auch der Durchführung weiterer Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit gut; bzgl. der Herstellung von Habitaten zum Abwachsen von Larven und Jungfischen aufgrund von Flächenmangel und -konkurrenz allerdings begrenzt.

Empfehlung Nordseeschnäpel: Die vorliegende Studie umreißt Chancen und Risiken. Erfahrungen mit Besatz und Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit liegen umfangreich vor; Daten zum Erfolg (in der Treene) sind allerdings nur begrenzt verfügbar. Umsetzungsrisiken bestehen v. a. hinsichtlich von Maßnahmen zur Herstellung geeigneter Aufwuchshabitate in Seitenräumen der Laichgewässer (v. a. aufgrund begrenzter Flächen und der Flächenkonkurrenz).

Eine Umsetzung könnte grundsätzlich auch im Rahmen von Maßnahmen der Realkompensation erfolgen; besser geeignet ist jedoch eine Finanzierung im Rahmen der Verwendung von Ersatzgeld. Ein Konzept zur Quantifizierung der Wirksamkeit muss entwickelt und abgestimmt werden.

Die Analyse in BioConsult (2021) zeigt insgesamt, dass Maßnahmen, die Beeinträchtigungen und Verluste in marinen (Offshore-) Lebensräumen unabhängig vom konkreten rechtlichen Rahmen kompensieren können, nicht einfach zu finden und umzusetzen sind. Sinnvolle Maßnahmenideen sind nur begrenzt vorhanden und alle betrachteten Maßnahmentypen weisen unterschiedlich große Unsicherheiten hinsichtlich der Realisierbarkeit auf. Die Ursachen sind allerdings sehr unterschiedlich und umfassen Unsicherheiten bzgl. der technischen Umsetzbarkeit, des erforderlichen Forschungsbedarfs vor einer Realisierbarkeit, des Eintritts der erwarteten Wirkungen, der Kosten und des Kosten-Nutzen-Verhältnisses, der Abhängigkeit von Dritten, der Verfügbarkeit geeigneter Flächen oder Anlagen, der Genehmigungsfähigkeit etc. Vor diesem Hintergrund ist die Wiederansiedlung des Nordseeschnäpels als Maßnahme v. a. zur Verwendung von Ersatzgeld empfehlenswert.

Literaturverzeichnis

- Admiraal, W., van der Velde, G., Smit, H. & Cazemier, W. G. (1993): The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery. *Hydrobiologia* 265: 97-128.
- Albrecht, M. (1960): Die Elbe als Fischgewässer. – *WassWirtTech* 10: 461-456.
- Arbeitsgruppe Elbeästuar (2011a): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar (IBP Elbe) - Teil A "Gesamträumliche Betrachtung". Herausgebende Stellen: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hamburg Port Authority, 1-84 S. www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php
- Arbeitsgruppe Elbeästuar (2011b): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar (IBP Elbe) - Teil B "Funktionsräumliche Betrachtung" – Funktionsräume 1 - 7. Herausgebende Stellen: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hamburg Port Authority, www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php
- ARSU & NWP (2008): Errichtung eines Steinkohlekraftwerks am Standort Brunsbüttel Kreis Dithmarschen. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. (unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Electrabel Kraftwerk Brunsbüttel GmbH & Co KG), 256 S.
- Bekkevoold, D. (2019): Summary of current knowledge about houting. DTU Aqua, National Institute for Aquatic Research, Technical University of Denmark, 6 S.
- BfN (2021): Liste der in Deutschland vorkommenden Arten der Anhänge II, IV, V der FFH-Richtlinie (92/43/EWG). Stand 12.05.2016 download 14.06.2021 unter www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/artenliste_mit_erlaeuterungen_20160512_barrierefrei.pdf, 8 S.
- BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. (unveröff.) im Auftrag des Landes Niedersachsen und Schleswig-Holstein, Bremen, 88 S.
- BioConsult (2010): Gutachten zur FFH-Erheblichkeit bei der FFH-Verträglichkeitsprüfung zur Fahrrinnenanpassung Unter- und Außenelbe. (Gutachten i.A. der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Kiel), 131 S. + Anhang.
- BioConsult (2013): Hamenbefischung Unterweser 2013. Fischfaunistische Untersuchung im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung nach WRRL. (unveröffentlichter Bericht im Auftrag vom LAVES, Hannover und SUBVE Bremen), 30 S.
- BioConsult (2015a): Durchgängigkeit WRRL-Gewässernetz in Niedersachsen. Datenbasierte Einstufung der Durchgängigkeit von Bauwerken. (Gutachten im Auftrag des NLWKN, Lüneburg), 86 S.
- BioConsult (2015b): Hamenbefischung Unterweser 2015. Fischfaunistische Untersuchung im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung nach WRRL. (unveröffentlichter Bericht im Auftrag vom LAVES, Hannover und SUBVE, Bremen), 32 S.
- BioConsult (2019): Fintenmonitoring in der Unterweser 2018 – Finteneier, Larven, Juvenile. (Gutachten im Auftrag vom WSA Bremerhaven), 67 S.
- BioConsult (2020): Zeitliche und räumliche Verteilung von Fintenlaichprodukten in der Tideelbe. Monitoring-Zeitraum 2018-2020. (Erfassungen im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee), 138 S.
- BioConsult (2021): Konkretisierung von Kompensationsmaßnahmen in der AWZ. Konzeption, Analyse und Bewertung möglicher Maßnahmentypen. Im Auftrag des BfN Vilm (Entwurf)

- BioConsult (2022): Fischbiologische Untersuchungen in der Tideeider in 2021 – Bewertung der Vorkommen FFH-relevanter Fische und Rundmäuler und Bewertung des Wasserkörpers nach WRRL. Gutachten im Auftrag von LLUR, Flintbek, 91 S.
- BioConsult (2023): Fintenmonitoring in der Unterweser 2022 – Reproduktion und Aufwuchs. (Gutachten im Auftrag vom WSA Weser-Jade-Nordsee, Bremerhaven), 57 S.
- Bioconsult & Neumann, M. (2007): Fischbiologische Untersuchungen in Unter- und Tideeider. Einschätzung der Vorkommen FFH-relevanter Arten (Tideeider) und Bewertung der Wasserkörper nach WRRL (Unter- und Tideeider). Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt, unveröffentlicht, Flintbek, 129 S.
- BMUB (2015): Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit / Bundesamt für Naturschutz, 59 S.
- BNatSchG (2016): Bundesnaturschutzgesetz: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG) vom 29. Juli 2009, zuletzt geändert am 4. August 2016, 56 S. www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt.pdf
- Borcherding, J. (2014): Der Nordseeschnäpel ist zurück im Rhein. Geglückte Wiederansiedlung einer ausgestorbenen Wanderfischart in NRW. *Natur in NRW* 4/14: 32-36.
- Borcherding, J., Breukelaar, A. W., Winter, H. V. & König, U. (2014): Spawning migration and larval drift of anadromous North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*) in the River IJssel, the Netherlands. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 161-170.
- Borcherding, J., Heynen, M., Jäger-Kleinicke, T., Winter, H. V. & Eckmann, R. (2010): Re-establishment of the North Sea houting in the River Rhine. *Fish Management Ecology* 17: 291-293.
- Borcherding, J., Pickhardt, C., Winter, H. V. & Becker, J. S. (2008): Migration history of North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus* L.) caught in Lake IJsselmeer (The Netherlands) inferred from scale transverse Sr-88: Ca-44 ratios. *Aquatic Sciences* 70: 47-56.
- Borcherding, J., Scharbert, A. & Urbatzka, R. (2006): Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea houting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). *Journal of Fish Biology* 68: 1271-1286.
- Brunke, M., Dierking, J. & Eizaguirre, C. (2013): Untersuchungen zur Biologie und Status einer Wandermaräne, dem Nordseeschnäpel. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz) Hardegsen 2013: 185-189.
- Dauster, H. & Hahn, A. (1999): Der Nordsee-Schnäpel. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.): Fisch des Jahres 1999. Der Nordseeschnäpel: 38-46.
- De Groot, S. J. (2002): A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking in Rhine feasible? *Hydrobiologia* 478: 205-218.
- De Leeuw, J. J., Tulp, I., de Boois, I. J., van Willigen, J. & Westerink, H. J. (2005): Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2005. IMARES rapport C024/07, 42 S.
- Dierking, R. & Wehrmann, L. (1991): Artenschutzprogramm – Fische und Rundmäuler in Hamburg. Naturschutz und Landespflege in Hamburg. Schriftenreihe der Umweltbehörde Hamburg 38: 1-126.
- Dierking, J. (2010): Charakterisierung der Ökologie und Genetik des Schnäpels (*Coregonus oxyrinchus* L./*maraena*) im Eider-Treenesystem, Schleswig-Holstein. Bericht des F+E Projekts zwischen dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Abt. Gewässer, und dem Leibniz-Institut für Meereswissenschaften (Geomar), 42 S.

- Dierking, J. & Eizaguirre, C. (2012): Charakterisierung der Taxonomie, Populationsbiologie und des Wanderverhaltens des Nordseeschnäpels im Eider-Treene-System, Schleswig-Holstein. Abschlussbericht des F&E Projekts zwischen dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) und dem Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung (GEOMAR). Projektzeitraum: November 2010 bis Oktober 2011, 62 S.
- Dierking, J., Phelps, L., Praebel, K., Ramm, G., Prigge, E., Borchering, J., Brunke, M. & Eizaguirre, C. (2014): Anthropogenic hybridization between endangered migratory and commercially harvested stationary whitefish taxa (*Coregonus* spp.). *Evolutionary Applications* 7 (9): 1068-1083.
- Duncker, G. & Ladiges, W. (1960): Die Fische der Nordmark. Komm.-Verlag Cram, Hamburg, 432 S.
- EC (2022): Proposal for a regulation of the European Parliament and the Council on nature restoration. - 22.6.2022, COM (2022) 304 final, 2022/0195 (COD), Brussels.
- Etheridge, E. C., Adams, C. E., Bean, C. W., Durie, N. C., Gowans, A. R. D., Harrod, C., Lyle, A. A., Maitland, P. S. & Winfield, I. J. (2012): Are phenotypic traits useful for differentiating among a priori *Coregonus* taxa? *Journal of Fish Biology* 80: 387-407.
- FGG Elbe (2021): Zweite Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2022 bis 2027. Magdeburg, 338 S. www.fgg-elbe.de
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1 Wirbeltiere.- Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291-316.
- Freyhof, J. (2011): *Coregonus maraena*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T135672A4176316. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T135672A4176316.en>. Accessed on 30 March 2022.
- Freyhof, J., Bowler, D., Broghammer, T., Friedrichs-Manthey, M., Heinze, S. & Wolter, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (6), 63 S.
- Freyhof, J. & Brooks, E. (2011): European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008): Freyhof, J. & Kottelat, M. 2008. *Coregonus oxyrinchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T5380A11126034. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T5380A11126034.en>. Accessed on 15 September 2022.
- Freyhof, J. & Schöter, C. (2005): The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *J. Fish Biol.* 67: 713-729.
- Fricke, R. (1987): Deutsche Meeresfische. Bestimmungsbuch. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, 219 S.
- Garniel, A. (1999): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins. Teil B – Fließgewässer. Kieler Institut für Landschaftsökologie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 354 S.
- Gerson, M. (2013): Bestandsstruktur, Wanderverhalten und Nahrungsökologie des Schnäpels (*Coregonus maraena*) in der Elbe. Masterarbeit Universität Hamburg, 94 S.
- Gerson, M., Dierking, J., Marohn, L., Thiel, R., Klügel, A. & Sarrazin, V. (2021): Partial migration of a maraena whitefish *Coregonus maraena* population from the River Elbe, Germany. *Endangered species research* 44: 263-275.
- Gerstmeier, R. & Romig, T. (2003): Die Süßwasserfische Europas. Für Naturfreunde und Angler. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart, 368 S.

- Geßner, J., Tautenhahn, M., von Nordheim, H. & Borchers, T. (2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 84 S.
- Grøn, P. (1987): Saving the the North Sea houting. Proceedings of the 5th International Wadden Sea Symposium Sept. 29th-oct. 3rd 1986, Esbjerg, Denmark: 146-159.
- Hamburg, H. (2020a): Standarddatenbogen – Vollständige Gebietsdaten des FFH-Gebiets Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (DE2424-303).
- Hamburg, H. (2020b): Standarddatenbogen – Vollständige Gebietsdaten des FFH-Gebiets Rapfenschutzgebiet Heuckenlock/Schweenssand (DE2526-302).
- Hamburg, H. (2020c): Standarddatenbogen – Vollständige Gebietsdaten des FFH-Gebiets Zollenspieker/Kiebitzbrack (DE2627-301).
- Hansen, M. M., Fraser, D. J., Als, T. D. & Mensberg, K.-L. D. (2008): Reproductive isolation, evolutionary distinctiveness and setting conservation priorities: The case of European lake whitefish and the endangered North Sea houting (*Coregonus* spp.). BMC Evolutionary Biology 8 (137): 1-17.
- Hertz, M., Jensen, L. F., Pertoldi, C., Aarestrup, K., Thomsen, S. N., Alstrup, A. K. O., Asmus, H., Madsen, S. S. & Svendsen, J. C. (2019): Investigating fish migration, mortality and physiology to improve conservation planning of anadromous salmonids: a case study on the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). Canadian Journal of Zoology 97: 1126-1136.
- IBL Umweltplanung & IMS Ingenieurgesellschaft (2008): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt – Planänderungsunterlagen im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg und der Hamburg Port Authority, www.fahrrinnenanpassung.de
- IKRS (2022a): Ökologie. www.iksr.org/de/themen/oekologie
- IKRS (2022b): Wasserqualität. www.iksr.org/de/themen/wasserqualitaet
- IKSR (2012): Fortschritte bei der Umsetzung des Masterplans Wanderfische in den Rheinanliegerstaaten in den Jahren 2010-2012. Bericht Nr. 206, 49 S.
- IUCN (2021): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021.3. www.iucnredlist.org (08.02.2022).
- IUCN/SSC (2013): Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. – Version 1.0 . Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii, 57 S.
- Jacobsen, M. W., Hansen, M. M., Orlando, L., Bekkevold, D., Bernatchez, L., Willerslev, E. & Gilbert, T. P. (2012): Mitogenome sequencing reveals shallow evolutionary histories and recent divergence time between morphologically and ecologically distinct European whitefish (*Coregonus* spp.). Molecular Ecology 21: 2727-2742.
- Jäger-Kleinicke, T. (2003): Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. In: Fisch des Jahres 1999: Der Nordseeschnäpel. Verband Deutscher Sportfischer e.V., Offenbach: 3-11 - aktualisierte Version: www.jaeger-kleinicke.de/wiedereinbuengerung.html
- Jäger, T. (1999): Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.), Fisch des Jahres 1999. Der Nordseeschnäpel: 3-11.
- Jensen, J. A. (2012): THE HOUTING PROJECT. Urgent actions for the endangered Houting **Coregonus oxyrinchus*. A LIFE Nature Project. Laymans report, 20 S.
- Jensen, L. F., Rognon, P., Aarestrup, K., Bøttcher, J. W., Pertoldi, C., Thomsen, S. N., Hertz, M., Winde, J. & Svendsen, J. C. (2017): Evidence of cormorant-induced mortality, disparate migration strategies and repeatable circadian rhythm in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*): A telemetry study mapping the postspawning migration. Ecology of Freshwater Fish 27 (3): 1-14.

- Jensen, L. F., Thomsen, D. S., Madsen, S. S., Eibye-Ernst, M., Poulsen, S. B. & Svendsen, J. C. (2015): Development of salinity tolerance in the endangered anadromous North Sea houting *Coregonus oxyrinchus*: implications for conservation measures. *Endangered Species Research* 28: 175-186.
- Jepsen, N. (2022): Vidå, gydebestands-estimat 2020. schriftliche Zusammenstellung der aktuellen Fangdaten in der Vidå, 6 S.
- Jepsen, N., Deacon, M. & Koed, A. (2012): Decline of the North Sea houting: and protective measures for an endangered anadromous fish. *Endangered Species Research* 16 (1): 77-84.
- Kammerad, B. (2001): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe. Teil 2. *Fischer & Teichwirt* 52 (6): 204-207
- Klinger, H., Schütz, C., Ingendahl, D., Steinberg, L., Jarocinski, W. & Feldhaus, G. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Fische und Rundmäuler – Pisces et Cyclostoma in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand: Mai 2010.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, 646 S.
- Kranenbarg, J., Winter, H. V. & Backx, J. J. G. M. (2002): Recent increase of North Sea houting and prospects for recolonization in the Netherlands. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A): 251-253.
- Landkreis Harburg, U. N. (2021): Nature 2000 Management Plan für das FFH-Gebiet 182 "Elbe zwischen Geesthacht und Hamburg". Fassung vom 12.11.2021
- LANUV (2017): Entwicklung und ökologisches Potenzial der Fische des Rheins in NRW. Ergebnisse aus dem Langzeitmonitoring 1984-2017. LANUV-Fachbericht 99, 100 S.
- LAVES (Dezernat Binnenfischerei) (2016): Vorläufige Rote Liste der Süßwasserfische (Pisces), Rundmäuler (Cyclostomata) und Krebse (Decapoda) in Niedersachsen. (unveröffentlicht) Stand 17.11.2016.
- LIFE Nature (2015): LIFE and freshwater fish. European Commission LIFE Units E.3 und E.4, 68 S.
- LIFE Public Database (2022): Urgent actions for the endangered Houting "*Coregonus oxyrhunchus*". Reference: LIFE05 NAT/DK/000153. https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2947, 26.04.2022.
- LIMNOBIOS (2006): Vorhaben Kraftwerk Moorburg – Fachbeitrag Fischfauna. Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG, 57 S.
- Limnobios (2008): Vorhaben Kraftwerk Brunsbüttel Fachbeitrag Fischfauna für die Electrabel Deutschland AG.
- Lozán, J. L., Köhler, C., Scheffel, H. J. & Stein, H. (1996): Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. In: Lozan, J.L. & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Berlin: 217-227.
- MacNeill, D. B. & Brandt, S. B. (1990): Ontogenetic Shifts in Gill-raker Morphology and Predicted Prey Capture Efficiency of the Alewife, *Alosa pseudoharengus*. *Copeia*: 164-171.
- Madsen, M. & Murray, C. (2007): Modellering af de hydrauliske konsekvenser samt snæbellarve-opvækstbetingelserne ved gennemførelse af snæbelprojekt i Hestholm og Nørresø. Forest and Nature Agency–Lindet Statsskovdistrikt, Landsdelscenter Sydjylland, Hørsholm.
- Mehner, T., Pohlmann, K., Bittner, D. & Freyhof, J. (2018): Testing the devil's impact on southern Baltic and North Sea basins whitefish (*Coregonus* spp.) diversity. *Evolutionary Biology* 18 (208): 1-16.
- Miljøministeriet Naturstyrelsen (2022): The Houting Project – The second largest nature restoration project in Denmark. 6. <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/89829/THE%20HOUTING%20project.pdf>, 26.04.2022.

- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt (2012): Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt. Teil I Die Fischarten, 242 S.
- Nellen, W. & Dehus, P. (1985): Jüngere Ergebnisse zur Situation der Süßwasserfischfauna in Schleswig-Holstein. Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holstein 55: 63-80.
- Neumann, M. (2002): Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg.) 3. Fassung, 58 S.
- Nickel, S. (2011): Natürliche Reproduktion der gefährdeten Fischart Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus* L./ *maræna*) im Eider-Treene-Gebiet, Schleswig-Holstein. Bachelor-Arbeit, Universität Kiel, 77 S.
- Nickel, S. (2013): Feeding ecology and migration behaviour of the endangered North Sea houting assessed by stable isotope analysis. Masterarbeit, Universität Kiel, 51 S.
- NLWKN (Betriebsstelle Oldenburg) (2021): Maßnahmenplan Natura 2000 – Elbmündung zwischen Cuxhaven und Freiburg, Stand: Dezember 2021, 234 S.
- Oesmann, S. (2014): Das Fischlarvenmonitoring im frühen Frühjahr in der Oste und der Lühe/Aue. Gutachten im Auftrag vom LAVES, Hannover, 27 S.
- Oesmann, S. & Gerken, M. (2019): Das Auftreten von Fischlarven in der Tideelbe zwischen Cranz und Geesthacht zu Beginn des Frühjahrs 2018. Sachbericht zur Zuwendung aus der Fischereiabgabe der Freien und Hansestadt Hamburg der Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation, 49 S.
- OSPAR (2008): OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats (OSPAR Agreement 2008-06). 5 S. www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats
- OSPAR (2020): Background Document for Houting - Wadden Sea population of *Coregonus oxyrinchus*. Biodiversity and Ecosystems Series, 19 S.
- Ostbye, K., Bernatchez, L., Naesje, T. F., Himberg, K. J. M. & Hindar, K. (2005): Evolutionary history of the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex as inferred from mtDNA phylogeography and gill-raker numbers. Molecular Ecology 14: 4371-4387.
- Otto, S. A. & Zahn, S. (2008): Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe. Literaturrecherche im Auftrag von der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 43 S.
- Poulsen, S. B., Jensen, L. F., Schulz, C., Deacon, M., Meyer, K. E., Jäger-Kleinicke, T., Schwarten, H. & Svendsen, J. C. (2012): Ontogenetic differentiation of swimming performance and behaviour in relation to habitat availability in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). Aquat. Living Resour. 25: 241-249.
- Prigge, E. & Eizaguirre, C. (2015): Ergebnisbericht zum Forschungs- und Entwicklungsprojekt zur Untersuchung der Taxonomie, Populationsbiologie und des Wanderverhaltens des Nordseeschnäpels in der Treene. Projektbetreuung durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), 47 S.
- Probst, N. & Schaber, M. (2015): Bei Taggingfragen Tag-Nik (oder Matthias) fragen. Fischerblatt 12/2015: 14-18.
- Purps, M. (2022): Notwendige Änderungen beim Management der Fischart Nordseeschnäpel in der Treene. LLUR 313, Flintbek, 01.02.2022, App, 209 S.
- Rasper, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen - Leitbilder und Referenzgewässer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim, 98 S.
- Scheffel, H. J. (1994): Studie über die Wiederansiedlung des Nordseeschnäpels in niedersächsischen Gewässern. (unveröfftl.) Erst. f. d. Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven, 76 S.

- Scheffel, H. J. (1999): Biologie des Nordseeschnäpels. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.): Fisch des Jahres 1999. Der Nordseeschnäpel: 12-37.
- Scheuring, L. (1929): Die Wanderungen der Fische, 1. Teil. Ergebnisse d. Biologie 5: 405-691.
- Schöter, C. (2002): Revision der Schnäpel und Großen Maränen des Nordsee- und südwestlichen Ostseeraumes (Teleostei: Coregonidae). (Diplomarbeit), 116 S.
- Schuchardt, B. (2003): Die Wiederherstellung von tidebeeinflussten Lebensräumen: eine Übersicht. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 6: 7-17.
- Sterner, E. (1918): Die niederelbische Küstenfischerei. II. Die Fischarten. Die Schnepel- und Neesenfischerei. Der Fischerbote 10: 17-19.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (1998a): Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark (Red List 1997 of plants and animals in Denmark). Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. (Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, National Forest and Nature Agency), 219 S.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (1998b): Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen, 48 S.
- Svendsen, J. C., Alstrup, A. K. O. & Jensen, L. F. (2018): Save a North Sea fish from becoming museum piece. - Nature 556 (7700), 174 S.
- Tautenhahn, M. & Geßner, J. (2014): Schutz des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet. (Abschlussbericht zum F+E Vorhaben (FKZ 3508 86 0400).) Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), 97 S.
- Thiel, R. & Bos, A. (1998): Fischereibiologische Untersuchung verschiedener Schlenzen an der Stromelbe in Hamburg. Gutachten der Baubehörde Hamburg, Amt für Wasserwirtschaft, und Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltschutz -Gewässer- und Bodenschutz, 90 S.
- Thiel, R. & Thiel, R. (2015): Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Arteninventar, Ökologie, Verbreitung, Bestand, Rote Liste, Gefährdung und Schutz. Universität Hamburg im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt; Amt für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Naturschutz, 172 S. www.hamburg.de/contentblob/4457730/data/download-fischgutachten-2015.pdf
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & Vorberg, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. Naturschutz und Biologische Vielfalt Band 70 (2): 11-76.
- Thienemann, A. (1937): Die Schlei und ihre Fischereiwirtschaft. Der Schleischnäpel (*Coregonus lavaretus balticus*). Schriftenreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein 32: 190-208.
- Tulp, I., Bolle, L. J., Dänhardt, A., de Vries, P., Haslob, H., Jepsen, N., Scholle, J. & van der Veer, H. W. (2022): Wadden Sea Quality Status Report – Fish. In: Kloepper, S.e.a. (Eds.): Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Deutschland, 57 S.
- von dem Borne, M. (1882): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburg. Berlin (Moeser): 33-36.
- Vorberg, R. & Breckling, P. (1999): Atlas der Fische im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer Heft 10, 178 S.
- Waples, R. S. (1991): Pacific Salmon, *Oncorhynchus* spp. and the definition of 'species' under the endangered species act. Mar. Fish. Rev. 53: 11-22.
- Wheeler, A. (1978): Key to the fishes of northern Europe. A guide to the identification of more than 350 species. Frederick Warne Ltd., London

- Winter, H. V. (2017): Taxonomische status van houting in Nederlandse wateren. Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C115/17. 17 blz, 17 S.
- Winter, H. V., De Leeuw, J. J. & Bosveld, J. (2008): Houting in het IJsselmeergebied. Een uitgestorven vis terug? Imares Wageningen Report number C084/08, 31 S.
- Wissenschaftliche Dienste (2019): Naturschutzrechtlicher Eingriffs-Ausgleich bei der Errichtung Erneuerbarer-Energien-Anlagen. Deutscher Bundestag WD 8 - 3000 - 054/19N

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Box-Plots der Anzahl der Kiemenreusendornen von <i>Coregonus</i> spp..	18
Abb. 2:	Wahrscheinlichkeiten der Zugehörigkeit von historischen <i>C. oxyrinchus</i> Individuen und <i>C. holsatus</i> Individuen zu gegenwärtigen Schnäpel-Populationen.	19
Abb. 3:	Bayes'sche Clusterbildung für verschiedene Schnäpel-Populationen.	22
Abb. 4:	Lage und ungefähre Ausdehnung des Flusssystems der Vidå.	31
Abb. 5:	Das im Rahmen des LIFE Schnäpel-Projekts neu geschaffene Flachwassergebiet „Nørresø“ im Flusssystem der Vidå, Übersichtsbild.	33
Abb. 6:	Berechnete durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit (m/s) im Vidå-System bei der Etablierung eines neuen mäandrierenden Kurses durch das Nørresø-Gebiet für den Zeitraum 15. Februar bis 1. Juni, in der die Wachstumsperiode der Schnäpellarven stattfindet.	33
Abb. 7:	Laichbestandsentwicklung des Nordseeschnäpels in der Vidå in den Jahren 1995 bis 2018.	34
Abb. 8:	Schnäpellarven Treene.	37
Abb. 9:	Übersichtskarte Treene.	39
Abb. 10:	Anzahl Schnäpel je Untersuchungsjahr (2003 bis 2021).	42
Abb. 11:	Längenspektrum der erfassten Schnäpel je Untersuchungsjahr (2009 bis 2021).	43
Abb. 12:	Migrationsbewegungen von 44 im IJsselmeer und 4 auf dem Lek besenderten Schnäpeln; ausgesetzt im Winter 2005/2006.	48
Abb. 13:	Schnäpelnachweise Weser Rechtenfleth 26.07.2018, km 45.	51
Abb. 14:	Die verschiedenen Lebensphasen des Nordseeschnäpels, basierend auf Daten der dänischen Schnäpel-Population.	56
Abb. 15:	Überlebensraten von Larven und juvenilen Nordseeschnäpeln (<i>Coregonus oxyrinchus</i>) in verschiedenen Entwicklungsstadien bei unterschiedlichen Salzgehalten (0, 10, 18 und 30 ppt).	59
Abb. 16:	Otto Modersohn, Wümme Nordarm (links); Wümme Entwicklungskorridor (rechts).	69
Abb. 17:	Prioritäre Gewässer für eine Wiederansiedlung (Vorschlag).	72
Abb. 18:	Tidesperrwerk Bremervörde	78
Abb. 19:	Tidebiotop Vor- und Hinterwerder an der Unterweser. Tiefenkarte mit Anbindung an die Unterweser.	81
Abb. 20:	Tidebiotop Vor- und Hinterwerder an der Unterweser. Blick über den Polder auf die Anbindung an die Unterweser.	81
Abb. 21:	Überschwemmte Wiesen in der mittleren Oste	82

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	P-Werte für ANOVA und post hoc Tests für die Anzahl der Kiemenreusendornen aus unterschiedlichen Proben und Coregonus Arten.	20
Tab. 2:	Übersicht durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte in Dänemark, Rhein und Treene.	29
Tab. 4:	Anzahl der Nordseeschnäpel besetzt im Rhein und Anzahl der Fänge im IJsselmeer durch Fischer.	45
Tab. 5:	Besatzzahlen des Nordseeschnäpels (<i>Coregonus oxyrinchus</i>) in Deutschland durch Jäger-Kleinicke. Vorgestreckte Setzlinge 2 bis 3 cm. Stand 2022	49
Tab. 6:	Habitatanforderungen des Schnäpels in seinen verschiedenen Lebensphasen. Zusammenfassende Darstellung.	62
Tab. 1A:	Übersicht durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte in Dänemark, Rhein und Treene.	109
Tab. 2A:	Gefährdungskategorien von Nord- und Ostseeschnäpel nach internationalen, nationalen und regionalen Roten Listen.	115
Tab. 3A:	Übersicht zur Eignung der Nebenflüsse der Unterelbe und Unterweser als Reproduktionsgewässer des Nordseeschnäpels.	118

Abkürzungsverzeichnis

Stichwort	Erklärung
AP	Arbeitspaket
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
E-Befischung	Elektro-Befischung
EC	Europäische Kommission
ESU	Evolutionarily Significant Unit
EU	Europäische Union
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LAVES	Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
LLUR SH	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NOK	Nord-Ostsee-Kanal
NSH	Nordseeschnäpel
OSPAR	steht für „Oslo“ und „Paris“ und ist ein völkerrechtlicher Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks
QK	Qualitätskomponente
QSR	Quality Status Report
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Anhang

- Tab. 1A: Berücksichtigung des Nordseeschnäpels in den für die Art relevanten FFH-Gebieten
- Tab. 2A: Gefährdungskategorien von Nord- und Ostseeschnäpel nach internationalen, nationalen und regionalen Roten Listen.
- Tab. 3A: Übersicht zur Eignung der Nebenflüsse der Unterelbe und Unterweser als Reproduktionsgewässer des Nordseeschnäpels

Tab. 1A: Übersicht durchgeführter und laufender Wiederansiedlungsprojekte in Dänemark, Rhein und Treene.

FFH Gebiet	Erhaltungsziele	Standarddatenbogen	Anmerkungen in Managementplänen
NTP S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE0916-391)	-	<i>Coregonus oxyrinchus</i> Sesshaft, Datenqualität: keine Daten, vorhanden, nichtsignifikante Population	TG Wattenmeerplan: The houting belongs to the most endangered fish populations of the Wadden Sea/North Sea and is one of two prioritized species under the EC Habitats Directive. Unhindered migration for near-extinct species like houting and salmon, plus good water quality, suitable spawning habitats and favourable conditions for larval recruitment are essential to maintain vital populations of all diadromous fish in the estuaries and river systems in the Wadden Sea. Pumps and sluices are a barrier to diadromous fish migration. (genannt in 1 von 8 Managementplänen)
Untereider (DE1719-391)	-	<i>Coregonus oxyrinchus</i> Sesshaft, Datenqualität: keine Daten, vorhanden, nichtsignifikante Population	TG Grüne Insel, TG Nordfeld bis Tönning: Beschreibung des Gebiets, Teilbereich Eider/ Eider mit Wattflächen: Der Gewässerlauf selbst ist Lebensraum z.B. für die FFH-Fischarten Finte (<i>Alosa fallax</i>) und Rapfen (<i>Aspius aspius</i>) sowie Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>), Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i>) und Nordseeschnäpel (<i>Coregonus oxyrinchus</i>). TG Grüne Insel: Beschreibung des Gebiets, Teilbereich Eider: Der Gewässerlauf selbst ist Lebensraum z.B. für die FFH-Fischarten Finte (<i>Alosa fallax</i>) und Rapfen (<i>Aspius aspius</i>) sowie Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>), Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i>) und Nordseeschnäpel (<i>Coregonus oxyrinchus</i>). TG Nordfeld bis Tönning: Beschreibung des Gebiets Eider mit Wattflächen: Der Gewässerlauf selbst ist Lebensraum z.B. für die FFH-Fischarten Finte (<i>Alosa fallax</i>) und Rapfen (<i>Aspius aspius</i>) sowie Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>), Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i>) und Nordseeschnäpel (<i>Coregonus oxyrinchus</i>). Sowohl nach KüFO, als auch nach BiFVO weisen Fluss- und Meerneunauge und Nordseeschnäpel eine ganzjährige Schonzeit auf. Nordseeschnäpel*: Erhaltungszustand im SDB nicht bewertet, da die Population bislang als besatzabhängig und damit künstlich angesiedelt angesehen und eine Reproduktion ausgeschlossen wurde. Neuere Erkenntnisse zeigen, dass eine natürliche Reproduktion stattfindet (BRUNKE, M., 2012). Der Nordseeschnäpel ist eine nach BNatSchG streng geschützte Art. In der Untereider werden regelmäßig Nordseeschnäpel aller Altersgruppen erfasst. Der Erhaltungszustand des Nordseeschnäpels wird im SDB nicht bewertet, da die Population bislang als besatzabhängig und damit künstlich angesiedelt angesehen und eine Reproduktion ausgeschlossen wurde. Neuere Erkenntnisse zeigen, dass

FFH Gebiet	Erhaltungsziele	Standarddatenbogen	Anmerkungen in Managementplänen
			eine natürliche Reproduktion stattfindet (BRUNKE, M., 2012). Für den Nordseeschnäpel ist die Tideeider als Transitstrecke für Laich- und Jungtiere und vermutlich auch als Aufwuchs- und Nahrungsgebiet von Bedeutung. Regenerationsmaßnahmen für den Nordseeschnäpel sollten vorrangig im Laichgewässer Treene ansetzen. Der Nordseeschnäpel ist eine nach BNatSchG streng geschützte Art. Da die FFH-relevanten Fischarten die Untereider vorrangig als Transitstrecke in ihre Laichgewässer insbesondere die Treene, die Eider und auch andere Nebengewässer nutzen, sollten die Siele, Schleusen und Schöpfwerke, die noch nicht über Auf- und Abstiegshilfen verfügen, mit solchen ausgerüstet werden, um einen natürlichen Austausch von Fischen zwischen Binnenlandsgewässern und Tideeider zu ermöglichen. TG Wattenmeerplan: The houting belongs to the most endangered fish populations of the Wadden Sea/North Sea and is one of two prioritized species under the EC Habitats Directive. Unhindered migration for near-extinct species like houting and salmon, plus good water quality, suitable spawning habitats and favourable conditions for larval recruitment are essential to maintain vital populations of all diadromous fish in the estuaries and river systems in the Wadden Sea. Pumps and sluices are a barrier to diadromous fish migration. (genannt in 3 von 4 Managementplänen)
Treene Winderatter See bis Friedrichstadt und Bollingstedter Au (DE1322-391)	-	<i>Coregonus oxyrinchus</i> Sesshaft, Datenqualität: keine Daten, vorhanden, nichtsignifikante Population	Eggebek: Erhaltungsziele: 1113* Nordseeschnäpel (<i>Coregonus lavaretus oxyrinchus</i>) Erhaltung - der weitgehend natürlichen hydrochemischen und hydrophysikalischen Gewässerzustände der Fließgewässer, - von weitgehend natürlichen Sedimentations- und Strömungsverhältnissen sowie einer natürlichen Dynamik im Flussmündungs- und Uferbereich, - bestehender Populationen. Hollingsted bis Friedrichstadt: Nordseeschnäpel*: Erhaltungszustand im SDB nicht bewertet, da die Population bislang als besatzabhängig und damit künstlich angesiedelt angesehen und eine Reproduktion ausgeschlossen wurde. Neuere Erkenntnisse zeigen, dass eine natürliche Reproduktion stattfindet (BRUNKE, M., 2012). Die Gesamtpopulation wird auf 500 Laichtiere geschätzt. Der Nordseeschnäpel ist eine nach BNatSchG streng geschützte Art. Ganzjährige Schonzeit (BiFVO SH). Ukelei und Nordseeschnäpel sind in der Treene und ihren Zuläufen ganzjährig geschützt (s. 3.2). (genannt in 3 von 6 Management Plänen)

FFH Gebiet	Erhaltungsziele	Standarddatenbogen	Anmerkungen in Managementplänen
Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE2323-392)	-	<i>Coregonus oxyrinchus</i> Sesshaft, Datenqualität: keine Daten, vorhanden, nichtsignifikante Population	Teilgebiet Elbe (TG IBP Elbe): Die Bestände der prioritären Fischarten Atlantische Stör und Schnäpel gelten im Flussgebiet der Elbe als ausgestorben. Für den Schnäpel finden derzeit im Rahmen des Managements des Biosphärenreservats „Niedersächsische Elbtalaue“ Besatzmaßnahmen mit Nachkommen der letzten europäischen Population der Art aus Dänemark statt (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2011a). Die Unterelbe ist Teil der Wanderstrecke der Schnäpel, die in geringer Anzahl wieder in die Mittelbe aufsteigen. Besatzmaßnahmen finden in der Mittelbe statt. Bislang ist eine eigenständige Reproduktion dort nicht nachgewiesen (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2011b). Die bisherigen Ansiedlungsversuche des Schnäpels in der Osterau (Fluss im Oberlauf der Stör) sind gescheitert (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2011b). Stör-Mündung binnendeichs; Arten und Lebensraumtypen: Potenzial für Nordseeschnäpel (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2011b)
Hamburgisches Wattenmeer (DE2016-301)	-	-	-
Mühlenberger Loch/Neßsand (DE 2424-302)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Hamburg 2020b)	-
Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (DE 2424-303)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Hamburg 2020c)	-
Heuckenlock/Schweenssand (DE 2526-302)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Hamburg 2020b)	-
Hamburger Unterelbe (DE 2526-305)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus oxyrinchus</i>	-
Zollenspieker/Kiebitzbrack (DE 2627-301)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus</i>	-

FFH Gebiet	Erhaltungsziele	Standarddatenbogen	Anmerkungen in Managementplänen
		<i>oxyrinchus</i> (Hamburg 2020c)	
Borghorster Elbland-schaft (DE 2527-303)	-	Vorhanden im Standarddatenbogen als <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Hamburg 2020a)	-
Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (DE2306-301)	-	-	-
Unternelbe (DE2018-331)	-	-	Maßnahmenplan Elbmündung zwischen Cuxhaven und Freiburg: Lebensraumtypen oder Arten, z. B. der Nordseeschnäpel (<i>Coregonus</i> sp.) und der Stör (<i>Acipenser sturio</i>), sollen gefördert werden, die zum Zeitpunkt der Unterschutzstellung keine signifikanten Vorkommen im Schutzgebiet aufweisen, jedoch als natürliche und wesentliche Bestandteile des Elbeästuars anzusehen sind und nach ihrer Wiedereinwanderung zusammen mit diesem zu schützen sind, u.a. durch die Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit. (NLWKN 2021)
Elbe zwischen Geesthacht und Hamburg (DE2526-332)	-	-	Management: Aktuell sind in der Elbe keine natürlich reproduzierenden Vorkommen des Schnäpels bekannt. Die Art wird somit mit dem Erhaltungsgrad D – nicht signifikant eingestuft und stellt somit aktuell kein Entwicklungsziel im FFH-Gebiet dar (Landkreis Hamburg 2021).
Unterweser (DE2316-331)	-	-	-
Teichfledermaus-Gewässer im Raum Bremerhaven/Bremen (DE2517-331)	-	-	-
Nebenarme der Weser mit Strohauser Plate und Juliusplate (DE2516-331)	-	-	-

Tab. 2A: Gefährdungskategorien von Nord- und Ostseeschnäpel nach internationalen, nationalen und regionalen Roten Listen.

Rote Liste	Art	Status	Bemerkungen	Literatur
IUCN Red List of Threatened Species 2008	<i>C. oxyrinchus</i>	Extinct	Usually considered to be present in all tributaries of North Sea basin. 'Houtings' from Danish North Sea basin and German rivers from Eider, Elbe west to Ems are <i>C. maraena</i> , a species widespread in Baltic basin.	Freyhof & Kottelat 2008
<i>Coregonus maraena</i> . The IUCN Red List of Threatened Species 2011	<i>C. maraena</i>	vulnerable	This species occurs in [...] Southeastern North Sea basin: Ems, Weser and Elbe drainages and small rivers of Schleswig-Holstein and Denmark.	Freyhof 2011
Rote Liste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Deutschland)	<i>C. oxyrinchus</i>	Ausgestorben oder verschollen	Der historisch im Rhein vorkommende Nordsee-Schnäpel ist weltweit ausgestorben (Freyhof & Schöter 2005)	Freyhof et al. 2023
Rote Liste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Deutschland)	<i>C. maraena</i>	Stark gefährdet	Die Nordseepopulation des Ostsee-Schnäpels <i>C. maraena</i> wird in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie fälschlicherweise als Nordsee-Schnäpel <i>C. oxyrinchus</i> bezeichnet. Die Ostseepopulation von <i>C. maraena</i> wird korrekterweise im Anhang V der FFH-RL aufgeführt. Hansen et al. (2008), Dierking et al. (2014) und auch Mehner et al. (2018) zeigen zwar genetische Unterschiede zwischen der Nord- und Ostseepopulation von <i>C. maraena</i> auf. Doch sind diese vergleichsweise gering und morphologische Unterschiede fehlen. Daher werden beide Populationsgruppen in dieser Roten Liste zusammen als Art <i>C. maraena</i> bewertet. In Deutschland hat nur die Ostsee-Schnäpelpopulation des Peene-Odergebietes überlebt. Wiederansiedlungen in SH sind offenbar lokal erfolgreich und eine allochthone Population mit Herkunft aus dem Vidå wurde im Rhein etabliert. Die Wiederansiedlung der Art in der Elbe ist aufgrund der bis 2009 eingeschränkten Passierbarkeit des Wehres Geesthacht und des damit in Verbindung stehenden Abbruchs der Projekte in der Mittel-elbe im Jahr 2006 bislang erfolglos geblieben. Die Population im Ostseeraum wird durch Besatz gestützt und intensiv, auch während der Laichzeit, fischereilich genutzt. Alle Populationen der deutschen Nordseezuflüsse sind verschollen, doch halten sich dänische Fische zeitweise auch in der deutschen Nordsee auf.	Freyhof et al. 2023

Rote Liste	Art	Status	Bemerkungen	Literatur
Rote Liste Fische und Neunaugen in Hamburg 2015	<i>C. maraena</i>	Stark gefährdet	Die bei Diercking & Wehrmann (1991) als Nordseeschnäpel (<i>C. oxyrinchus</i>) geführte Art entspricht der in diesem Fischartenatlas als Schäpel (<i>C. maraena</i>) bezeichneten Art.	Thiel & Thiel 2015
Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Neunaugen und Fische der marinen Gewässer Deutschlands	<i>C. maraena</i>	Gesamt: 3 (Gefährdet) Nordsee: 1 (vom Aussterben bedroht) Ostsee: * (ungefährdet)	Fischarten der Roten Listen des Bundes und der Regionallisten für Nord- und Ostsee, die auch in der FFH-Richtlinie gelistet werden. <i>C. maraena</i> (Ostseepopulation): 3; (Nordsee -, Ostsee *); <i>C. maraena</i> (Nordseepopulation): 3; (Nordsee 1, Ostsee -) Im Zuge der Erstellung der FFH-Richtlinie unter <i>C. oxyrinchus</i> geführte Bestände von <i>C. maraena</i> in der Nordsee bzw. Ostseebestände von <i>C. maraena</i>	Thiel et al. 2013
Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Neunaugen und Fische der marinen Gewässer Deutschlands	<i>C. oxyrinchus</i>	Gesamt: 0 (ausgestorben oder verschollen) Nordsee: 0 (ausgestorben oder verschollen) Ostsee: -	Fischarten der Roten Listen des Bundes und der Regionallisten für Nord- und Ostsee, die auch in der FFH-Richtlinie gelistet werden. <i>C. oxyrinchus</i> : 0; (Nordsee: 0, Ostsee: -)	Thiel et al. 2013
Vorläufige Rote Liste der Süßwasserfische, Rundmäuler und Krebse in Niedersachsen	<i>Coregonus</i> sp. (Nordseeschnäpel)	0 (ausgestorben oder verschollen)		LAVES 2016
Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins – Rote Liste	Nordseeschnäpel <i>C. oxyrinchus</i> L.	1 (vom Aussterben bedroht)	Der Nordseeschnäpel war in Schleswig-Holstein ursprünglich im Eider- und Elbegebiet heimisch. Der Elbebestand erlosch etwa um 1920, der Bestand in Eider und Treene galt nach Angaben von Dehus & Nellen (1985) als verschollen. Der genaue Zeitraum des Verschwindens ist allerdings nicht bekannt. Wie beim Lachs trugen Gewässerausbau, der Einbau von Aufstiegshindernissen und die Gewässerverschmutzung zum Verschwinden bei. Eine kleine Population des Nordseeschnäpels hat jedoch im Bereich der Vidå im südlichen Dänemark überlebt. 1987 wurde in Schleswig-Holstein mit Besatzmaßnahmen von erbrühten und vorgestreckten Schnäpeln aus dem Vidå-Gebiet begonnen. Regelmäßig besetzt wird die untere Treene. Versuchsweise wurden auch die Wilster Au und die Osterau mehrmals mit Jungschnäpeln besetzt (Jäger 1999).	Neumann 2002

Rote Liste	Art	Status	Bemerkungen	Literatur
			Wiederfänge von Laichfischen gelangen aber nur im Gebiet der Treene. Inzwischen werden in der Treene jährlich mehr als 200 Rogner (Jäger 1999) für die künstliche Nachzucht gefangen. Ein erfolgreiches Abbläichen der Schnäpel ist bislang allerdings nicht belegt. Die ehemaligen Laichplätze lagen nach Duncker bei Schwabstedt (Duncker & Ladiges 1960). Aktuelle Nachweise gelangen auch oberhalb von Hollingstedt. Weitere Nachweise der Art liegen mittlerweile aus dem Wattenmeer (Vorberg & Breckling 1999) und der Elbe vor (Thiel 1998). Die Einstufung in die Kategorie "Vom Aussterben bedroht" wurde beibehalten, da bislang keine Maßnahmen zur Habitatverbesserung in den Laichgewässern vorgenommen wurden und die Art bei Einstellung der Besatzmaßnahmen vermutlich wieder verschwinden würde. Fischereilich genießt die Art laut aktueller Küsten- und Binnenfischereiordnung einen ganzjährigen Schutz.	
Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins – Rote Liste	Ostseeschnäpel <i>C. maraena</i>	1 (vom Aussterben bedroht)	Keine Anmerkungen zu Schnäpel in Nordsee	Neumann 2002
Rote Liste und Artenverzeichnis der Fische und Rundmäuler in Nordrhein-Westfalen	<i>C. oxyrinchus</i> – <i>marana</i> (Schnäpel)	1 (vom Aussterben bedroht)		Klinger et al. 2010
Rode Lijst Nederland	-			nur online ¹
Rødliste Danmark	<i>C. oxyrinchus</i>	Selten (Art von besonderer nationaler Verantwortung)		Stoltze & Pihl 1998a

¹ <https://minlnv.nederlandsesoorten.nl/content/rode-lijsten-soort-van-rode-lijst-vissen>, Accessed on 15 September 2022

Tab. 3A: Übersicht zur Eignung der Nebenflüsse der Unterelbe und Unterweser als Reproduktionsgewässer des Nordseeschnäpels.

Die separate Excel-Datei ist digital beim BfN (FG II 3.4 Marine Fischfauna und ökologische Auswirkungen der Fischerei) hinterlegt.

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr713



Bundesamt für
Naturschutz