Blankaalabwanderung in der niedersächsischen Ems: Quantitative Untersuchungen zur Verbesserung von Management, Bewirtschaftung und Schutz des Europäischen Aals (BALANCE)

Leander Höhne, Dr. Marko Freese, Dr. Lasse Marohn, Jan-Dag Pohlmann, Prof. Dr. Reinhold Hanel

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Europäischer Meeres- und Fischereifonds der Europäischen Union

Leander Höhne, Dr. Marko Freese, Dr. Lasse Marohn, Jan-Dag Pohlmann, Prof. Dr. Reinhold Hanel
Thünen-Institut für Fischereiökologie

Bremerhaven, 15.05.2023

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung 2

2 Kurzdarstellung 3

2.1 Aufgabenstellung 3

2.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde und Zusammenarbeit mit anderen Stellen 3

2.3 Zeitlicher Ablauf des Vorhabens 4

2.4 Einleitung - Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde 5

3 Eingehende Darstellung der Methoden und Ergebnisse 7

3.1 Quantifizierung der Blankaalabwanderung aus der Ems zur Validierung der Modellierungsergebnisse des aktuellen Aalbestandsmodells (AP 1) 7

3.2 Ermittlung von Abwanderungsaktivität und Schwimmverhalten in Abhängigkeit vom Blankaalstadium (AP 2) 21

3.3 Ermittlung des Abwanderungsverhaltens von Blankaalen im Dollart (AP 3) 30

3.4 Untersuchung der Blankaalabwanderung im Jahresverlauf in Abhängigkeit von Umweltbedingungen (AP 4) 33

4 Veröffentlichungen 38

4.1 Publikationen 38

4.2 Öffentlichkeitsarbeit 39

5 Danksagung 39

6 Literaturverzeichnis 40

7 Anhang 45

7.1 Anhang 1: Wachstumsanalyse 45

7.2 Anhang 2: Modellierung der Abwanderung in Anhängigkeit von Umweltbedingungen 46

1 Zusammenfassung

Das zentrale Element der Europäischen Aal-Verordnung mit dem Ziel einer Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals ist die Erhöhung der Anzahl abwandernder Aale aus Binnen- und Küstengewässern. Durch eine verstärkte Abwanderung von Blankaalen soll die effektive Laicherbestandsbiomasse erhöht und in weiterer Folge das Glasaalaufkommen gesteigert werden. Allerdings ist eine vollständige empirische Erfassung der Blankaal-Abwanderung aus größeren Gewässern gewöhnlich nicht umsetzbar, so dass diese mithilfe von Bestandsmodellen geschätzt wird. In den deutschen Flussgebietseinheiten wird dafür das German Eel Model IIIc (GEM) verwendet. Wie jedes Bestandsmodell beruht auch das GEM auf bestimmten Annahmen und ist stark abhängig von der Güte der Eingangsparameter. Für die Erfüllung der Vorgaben der Aal- Verordnung ist es daher unerlässlich, zu prüfen, ob die modellierten Daten die tatsächliche Blankaalabwanderung mit ausreichender Genauigkeit abbilden.

Im Projekt BALANCE wurde die Aal-Abwanderung aus der Ems über einen Zeitraum von zwei Jahren anhand einer Fang-Wiederfang- und einer Telemetrie-Studie empirisch erhoben und mit den Ergebnissen der GEM-Modellierung für dasselbe Gebiet verglichen. Ergänzend wurden Untersuchungen zum Abwanderungsverhalten von Blankaalen in Abhängigkeit unterschiedlicher Umweltfaktoren durchgeführt.

Die Hauptabwanderungszeit der Blankaale erstreckte sich in der Wandersaison 2020/2021 von Mitte September bis Ende Januar und in 2021/22 von Mitte September bis Februar. Der Beginn der Abwanderung korrelierte dabei mit sinkenden Temperaturen im Herbst, wobei insbesondere die Strömungsgeschwindigkeit eine wichtige Rolle in der Abwanderungsdynamik spielte. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass im Frühjahr gefangene Blankaale im Vergleich zu den im Herbst gefangenen Individuen ihre Wanderung oftmals unterbrachen. Dies galt insbesondere für Aale des Vorwanderstadiums SI-III, weshalb diese nicht grundsätzlich als abwandernde Blankaale eingestuft werden sollten.

Die Projektergebnisse zeigen, dass die tatsächliche Gesamtabwanderung von Blankaalen aus der Ems deutlich niedriger ist als angenommen. Die erhobenen Abwanderungszahlen erreichen nur ca. 17% der Werte, die das GEM für dasselbe Gebiet berechnete. Die modellierte Schätzung übersteigt die reale Abwanderung also ungefähr um das sechsfache. Auch in vorangegangenen Evaluierungen des GEMs wurde die Abwanderung von Aalen häufig überschätzt. Ein systematischer Fehler bei der Auswahl der Eingangsparameter (zu optimistische Betrachtung) und/oder fehlerhafte Annahmen des Modells an sich sind dafür mögliche Erklärungen, weshalb von einer nicht Gewässer-spezifisch validierten Anwendung der GEM-Ergebnisse für die Umsetzung des deutschen Aalmanagements abgeraten werden muss.

2 Kurzdarstellung

2.1 Aufgabenstellung

Im Rahmen des Projektes “Blankaalabwanderung in der niedersächsischen Ems - Quantitative Untersuchungen zur Verbesserung von Management, Bewirtschaftung und Schutz des Europäischen Aals” (BALANCE, EMFF-ID: NI-1-18-004) wurde über einen Zeitraum von zwei Jahren die Anzahl von Aalen ermittelt, die jährlich aus der Ems abwandern, um in ihr Laichgebiet in der Sargassosee im Nordwestatlantik zu schwimmen. In dieser durch den Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) und das Bundesland Niedersachsen finanzierten Studie wurde in Zusammenarbeit mit einem lokalen Fischereibetrieb eine Fang-Wiederfang-Studie durchgeführt, die mit der Erfassung von Aalen durch akustische Telemetrie kombiniert wurde. Dieser Ansatz ermöglicht eine genaue Schätzung des Abwanderungsgeschehens in der Ems und erlaubt so die Evaluierung der im Bestandsmanagement durchgeführten Modellrechnungen zur Blankaalabwanderung. Zudem wurde das Wanderverhalten der Blankaale in Abhängigkeit von ihrem Reifegrad untersucht und der Einfluss von Umweltbedingungen auf das Abwanderungsgeschehen ermittelt.

In vier Arbeitspaketen wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

AP 1 (Kernziel): Quantifizierung der Blankaalabwanderung aus der Ems zur Validierung der Modellierungsergebnisse des aktuellen Aalbestandsmodells

AP 2: Ermittlung von Abwanderungsaktivität und Schwimmverhalten in Abhängigkeit vom Blankaalstadium

AP 3: Ermittlung des Abwanderungsverhaltens von Blankaalen im Dollart (Mündungsgebiet der Ems zur Nordsee)

AP 4: Untersuchung der Blankaalabwanderung im Jahresverlauf in Abhängigkeit von Umweltbedingungen

2.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde und Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die Projektarbeiten wurden im Untersuchungsgebiet der Ems sowie in den Räumlichkeiten des Thünen-Instituts für Fischereiökologie, Bremerhaven durchgeführt. Das Thünen-Institut verfügt aufgrund umfangreicher Vorarbeiten am Europäischen Aal über umfassende Erfahrung zum Umgang mit den Versuchstieren und zur Durchführung von Markierungsexperimenten.

Für die Projektdurchführung wurden ein wissenschaftlicher Mitarbeiter für 34 Monate und eine technische Mitarbeiterin für 30 Monate eingestellt. Dem wissenschaftlichen Mitarbeiter wurde im Rahmen des Projektes die Möglichkeit zur Promotion gegeben.

Die Arbeiten zur Fang-Wiederfang-Studie wurden in Zusammenarbeit mit einem ortsansässigen Fischereibetrieb durchgeführt, der die Tideems mit Hamen befischt und für die Dauer von insgesamt 21 Monaten mit wissenschaftlicher Unterstützung seinen Fang dokumentierte. Die Erhebung der biometrischen Daten an den Fischen wurde vor Ort durch die Projektmitarbeiter*innen durchgeführt. Regelmäßig wurden auch Praktikant*innen und Studierende im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten in die praktischen Arbeiten einbezogen.

Die Anbringung der Empfänger im Tiden- und Binnenbereich der Ems wurde in enger Abstimmung mit dem Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Ems-Nordsee (Emden und Meppen) durchgeführt und von diesem genehmigt. Die Behörde stellte zudem die benötigten und durch verschiedene Messstationen erhobenen Umweltdaten in der Ems zur Verfügung. Die Empfänger im Tidenbereich der Ems wurden hauptsächlich an Ankerketten von Schifffahrtstonnen befestigt, um eine stabile Halterung der Geräte trotz starker

Gezeitenströmung zu gewährleisten. Zum Ausbringen, Auslesen und zur Bergung der Geräte war die Unterstützung der Tonnenheber-Schiffe des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Emden notwendig.

Das Empfängernetzwerk im Dollart wurde gemeinsam mit der van Hall Larenstein Universität eingerichtet. Die niederländischen Kollegen haben im selben Zeitraum Untersuchungen zu Wanderfischen im niederländischen Teil der Ems durchgeführt. Durch die Zusammenarbeit konnte das Empfängernetzwerk substantiell vergrößert und Kosten eingespart werden.

Durch das Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Hannover (LAVES) wurden Daten zur Anpassung des Bestandsmodells bereitgestellt. Dadurch konnte die Modellierung an den untersuchten Gewässerabschnitt angepasst und ein direkter Vergleich der Ergebnisse beider Methoden durchgeführt werden. Die Modellanpassung erfolgte in enger Abstimmung mit dem Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB).

Die COVID-19-Pandemie erschwerte die Durchführung der Projektarbeiten im gesamten Projektzeitraum. Insbesondere die umfassenden Einschränkungen in den Jahren 2020 und 2021 (u. a. Zugangseinschränkungen zum Institutsgebäude, Aussetzen von Dienstreisen) hatten zahlreiche Änderungen an dem geplanten Ablauf der praktischen Arbeiten im Untersuchungsgebiet sowie in den Laboratorien des Thünen-Instituts zur Folge. Trotz dieser Einschränkungen konnten alle Projektinhalte in vollem Umfang und erfolgreich bearbeitet werden.

In Zusammenarbeit mit der Universität Bremen wurden im Rahmen des Projektes eine Masterarbeit und eine Bachelorarbeit durchgeführt. In seiner Masterarbeit "*Behaviour and detectability of downstream migrating silver eels in the Ems river*" testete Benedikt Merk die Empfangs-Reichweiten der im Projekt verwendeten Empfänger bei unterschiedlichen Umweltbedingungen und untersuchte, inwieweit Umwelteinflüsse, die die Abwanderung von Aalen positiv beeinflussen, die Detektierbarkeit der abwandernden markierten Aale reduziert. Silvia Blum analysierte im Rahmen ihrer Bachelorarbeit "*Species composition and seasonal variability of fish diversity monitored in a stow net fishery in the tidal region of the River Ems, Northern Germany*" anhand des Beifangs aus dem im Projekt eingesetzten Pfahlhamen die Diversität der Fischartengemeinschaft im Tidenbereich der Ems im Jahresverlauf.

2.3 Zeitlicher Ablauf des Vorhabens

Tabelle 1: Ablaufplan des BALANCE-Projekts. Die schwarzen Kreuze stellen den Umsetzungszeitraum der einzelnen Arbeitsschritte dar.

	2020												2021												2022												2023			
	Q1			Q2			Q3			Q4			Q1			Q2			Q3			Q4			Q1			Q2			Q3			Q4			Q1			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4
Projektvorbereitung & Beschaffung	X	X	X	X	X	X	X	X	X																															
Aalfang am Hamen									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X											
Aal-Markierung Akustische Transmitter									X	X	X	X				X	X				X	X	X	X																
Erhebung/Auswertung biologische Daten									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
Erhebung Umweltparameter									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
Untersuchung zum Verhalten von Blankaalstadien (Fang und Markierung)									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X											
Untersuchung zum Verhalten von Blankaalen im Dollart									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
Empfänger ausbringen									X	X	X											X																		
Empfänger auslesen																			X	X	X	X		X			X	X	X						X	X				
Empfänger abbauen																																				X				
Datenanalyse und Ergebnisauswertung															X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Zwischen- und Abschlussberichte														X												X														X
Verfassen wissenschaftlicher Publikationen (Promotionsvorhaben)																X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Projekttreffen Lenkungsgruppe												X						X									X						X							
Öffentliche Informationsveranstaltungen																						X																		X
Ergebnispräsentation in Expertengremien																														X										X

2.4 Einleitung - Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Der Lebenszyklus des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) umfasst mehrere Entwicklungsstadien und zwei lange transatlantische Wanderungen. Das Laichgebiet liegt in der Sargassosee im Nordwestatlantik, von wo die Larven mithilfe von Meeresströmungen an die europäischen und nordafrikanischen Küsten gelangen. Entlang der Schelfränder wandeln sie sich zunächst zu unpigmentierten Glasaalen um, bevor sie in einem weiteren Entwicklungsschritt als sogenannte Gelbaale in den Küsten- und Binnengewässern heranwachsen, um dann als sogenannte Blankaale ihre Wanderung zurück ins Meer und in die Sargassosee anzutreten. Seit mehreren Jahrzehnten ist das Aufkommen von Glasaalen in Europa auf wenige Prozent dessen zurückgegangen, was noch Mitte des letzten Jahrhunderts beobachtet wurde. Infolgedessen sind auch die fischereilichen Erträge von Gelb- und Blankaalen europaweit gesunken.

Das Verbreitungsgebiet des Europäischen Aals erstreckt sich über die Binnen- und Küstengewässer von Marokko im Süden, entlang des europäischen Kontinents (einschl. Mittelmeer und Ostsee) bis nach Norwegen im Norden. Nach derzeitigem Kenntnisstand handelt es sich dabei um einen einzigen panmiktischen Bestand (z.B. Als et al., 2011). Zur Fortpflanzung verlassen die Aale die kontinentalen Gewässer, um in ihr Laichgebiet in der Sargassosee zu wandern, weshalb die Anzahl bzw. Biomasse abwandernder Blankaale eine wichtige Kenngröße im Bestandsmanagement darstellt. Während der kontinentalen Lebensphase wirkt eine Vielzahl anthropogener und natürlicher Faktoren auf den Bestand ein, die über das Verbreitungsgebiet stark variieren können (ICES, 2022). Ein Monitoring des Gesamtbestandes ist v. a. aufgrund der weiten Verbreitung des Europäischen Aals bisher nicht realisierbar. Daher ist es von großer Bedeutung, die Abwanderungszahlen auf regionaler Ebene bzw. in einzelnen Flussgebietseinheiten zu erheben.

Aufgrund der aktuell historisch niedrigen Rekrutierungszahlen (ICES, 2022) wird der Europäische Aal von der Weltnaturschutzunion (IUCN) als vom Aussterben bedroht eingestuft (Pike et al., 2020). Zudem wurde die Art als Folge der kritischen Bestandssituation in das Washingtoner Artenschutzübereinkommen (Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen - CITES; Appendix II) und in das Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden Tierarten (CMS; Appendix II) aufgenommen. Die Europäische Union beschloss als Reaktion auf die negative Bestandsentwicklung über die Gemeinsame Fischereipolitik Maßnahmen zum Wiederaufbau des Bestandes (Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007, Aal-Verordnung). Vorrangiges Ziel der Aal-Verordnung ist es, die anthropogen bedingte Aalsterblichkeit zu reduzieren und so die Abwanderung von Blankaalen aus Küsten- und Binnengewässern zu erhöhen. Dabei sollen mindestens 40% jener Biomasse abwandern können, die vormals ohne Beeinflussung des Bestands durch anthropogene Einflüsse abgewandert ist. Die EU-Mitgliedstaaten wurden nach Inkrafttreten der Aal-Verordnung verpflichtet, Aalbewirtschaftungspläne für sogenannte Aalbewirtschaftungseinheiten (Eel Management Units (EMUs)) zu erstellen. Sie sollten Nutzung und Gefährdungen beschreiben und Maßnahmen zum Erreichen des 40%-Abwanderungsziels vorsehen. Über den Erfolg der Maßnahmen ist regelmäßig zu berichten. Die angestrebte Blankaalabwanderung soll langfristig sicherstellen, dass genügend potenzielle Laichfische aus den Binnen- und Küstengewässern abwandern können, um den Bestand wieder aufzubauen. Die Beschreibung der Entwicklung der lokalen „Aalbestände“ erfolgt in den deutschen Aalbewirtschaftungseinheiten modellbasiert.

Zur Bewertung des Erfolges von Management-Maßnahmen ist eine quantitative Erfassung der Abwanderung von Blankaalen unerlässlich. Aufgrund der Komplexität quantitativer Erhebungen, vor allem in großen Flüssen und Küstengewässern, haben die EU-Mitgliedsländer verschiedene Modellierungsansätze entwickelt. Deren Ergebnisse sind jedoch oftmals mit großen Unsicherheiten behaftet. Die empirische Erhebung der Menge abwandernder Blankaale aus EMUs ist daher von entscheidender Bedeutung, um die Genauigkeit der Modellrechnungen und damit die Erreichung der Managementziele zu validieren.

Die Quantifizierung der Abwanderung in einem Flussgebiet erfolgt in vielen Fällen anhand von Modellrechnungen (so bisher auch in der Ems, Fladung & Brämick, 2021). Zentrale Parameter für die Berechnung der Abwanderung sind hierbei v. a. die Rekrutierung (natürlicher Aufstieg und Besatz), das Wachstum sowie

natürliche und anthropogene Sterblichkeitsfaktoren, welche während der kontinentalen Lebensphase auf den Bestand wirken (z. B. Pohlmann et al., 2016). Ein wesentliches Problem liegt hier jedoch in der Güte der verfügbaren Daten. Die Eingangsparameter solcher Modelle basieren oft auf Annahmen, die nicht für jedes Gewässer spezifisch überprüft werden, naturgemäß jedoch gravierenden Einfluss auf die Ergebnisse der Modellierung haben. Im Schwentine-System (Schleswig-Holstein) konnte z.B. im Rahmen eines Blankaalmonitorings gezeigt werden, dass das deutsche Aalmodell (German Eel Model (GEM), Oeberst & Fladung, 2012) zwar strukturell geeignet ist, um die Abwanderung realistisch abzubilden, die ursprünglich getroffenen Annahmen aber zu einer deutlichen Überschätzung der Abwanderung im Modell geführt haben (Prigge et al., 2013). Es ist folglich von zentraler Bedeutung, Modellierungsansätze zur Blankaalabwanderung anhand empirischer Studien möglichst regelmäßig zu überprüfen.

Da es in der Regel nicht möglich ist, die Gesamtheit aller abwandernden Aale aus einem Flusssystem zu erfassen, haben sich in der Praxis v. a. sogenannte Fang-Wiederfang-Experimente bewährt. Typischerweise kommen zum Blankaalfang Hamen oder Schokker zum Einsatz, mit denen gezielt stromabwärts wandernde Aale befischt werden. Im einfachsten Fall werden Individuen aus einem bzw. mehreren Fängen markiert und stromaufwärts des Fanggeräts wieder ausgesetzt, so dass sich aus der Wiederfangrate bzw. dem Anteil markierter Fische im Fang Fangrate und Abwanderung ableiten lassen (Pollock et al., 1990). Anhand von Telemetriestudien ist jedoch bekannt, dass nicht alle markierten Fische nach dem Fang ihre Wanderung unmittelbar fortsetzen, was zu einer Unterschätzung der Fangrate führen kann (Frankowski et al., 2019). Entsprechend ist die Verfolgbarkeit der individuell markierten Fische mittels Telemetrie eine notwendige Voraussetzung für ein belastbares Abwanderungs-Monitoring.

Die Hauptwanderperiode des Europäischen Aals ist zeitlich ausgedehnt und liegt im nördlichen und mittleren Europa in der Regel zwischen August und Januar; allerdings verlassen Aale, wenn auch in deutlich geringerer Anzahl, auch außerhalb dieses Zeitraums die Binnengewässer (z.B. Reckordt et al., 2014). Abwandernde Blankaale lassen sich gut anhand äußerer Merkmale identifizieren (Silvering Index (SI), Durif et al., 2005). Abhängig von Flossenlänge und Augendurchmesser werden weibliche Blankaale nach diesem Index in fünf Kategorien unterteilt, von denen eine als Übergangsstadium (SI-III) und zwei als Wanderstadien (SI-IV und SI-V) definiert werden. Für Männchen wird lediglich ein Wanderstadium (SI-VI) definiert. Bisher gibt es nur wenige empirische Untersuchungen zum Einfluss der verschiedenen Lebensstadien auf das Wanderverhalten. Frankowski et al. (2019) konnten jedoch Unterschiede im Wanderverhalten in Zusammenhang mit verschiedenen biometrischen Parametern zeigen. Zudem ist bekannt, dass Umweltbedingungen wie Temperatur, Abflussmenge und Windgeschwindigkeit Einfluss auf die Wanderung haben. Die genauen Mechanismen sind jedoch nicht abschließend geklärt, so dass eine genaue Vorhersage von Abwanderungsereignissen schwierig bleibt. Ein weiterer Faktor, der maßgeblichen Einfluss auf die Wanderung von Blankaalen hat, ist die Durchgängigkeit bzw. Verbauung von Gewässern. Während es an Wasserkraftanlagen oft zu einer erhöhten Sterblichkeit kommt (ICES 2022), können Querbauwerke auch zu einer Verzögerung oder gar zum Abbruch der Wanderung führen (zusammengefasst in Acou et al., 2008). In einer Telemetriestudie im Verbund des westdeutschen Kanalsystems und der Ems konnte Nolting (2016) zeigen, dass der Abwanderungserfolg von Aalen im Kanalsystem stark durch das Fehlen einer gerichteten Strömung beeinträchtigt wird.

Ziel des BALANCE-Projekts war es, die Abwanderung von Blankaalen in der Ems empirisch zu erfassen und damit die bisher auf Modellannahmen basierenden Bestandsschätzungen zu validieren. Dabei sollte auch die fischereiliche Sterblichkeit am Monitoring-Standort erhoben werden, um zukünftig Fangdaten stellvertretend für die Blankaalabwanderung nutzen zu können. Zudem sollten weitere Erkenntnisse über das Wanderverhalten von Aalen in Abhängigkeit von ihrem Entwicklungsstadium und unterschiedlichen Umweltbedingungen gewonnen werden.

3 Eingehende Darstellung der Methoden und Ergebnisse

3.1 Quantifizierung der Blankaalabwanderung aus der Ems zur Validierung der Modellierungsergebnisse des aktuellen Aalbestandsmodells (AP 1)

Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Die Ems liegt im Nordwesten Deutschlands und Teilen der Niederlande und entwässert in die Nordsee (Abb. 1). Der deutsche Teil des Emseinzugsgebiets ist eine von insgesamt neun nationalen Aalbewirtschaftungseinheiten (EMUs) und umfasst eine Wasserfläche von etwa 44.000 ha mit einer Hauptstromlänge von ca. 370 km (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008). Die Ems hat eine besondere Rolle als Aallebensraum in Deutschland, mit einer historisch vergleichsweise hohen natürlichen Glasaalrekrutierung, die in manchen Jahren fünf Tonnen bzw. 20 Mio. Glasaale überstieg (Diekmann et al., 2019). Ebenso wird angenommen, dass der Fluss mit ca. 21 kg ha^{-1} die historisch höchste relative Blankaalproduktion (B_0) innerhalb der deutschen Einzugsgebiete aufwies (Fladung und Brämick, 2021).

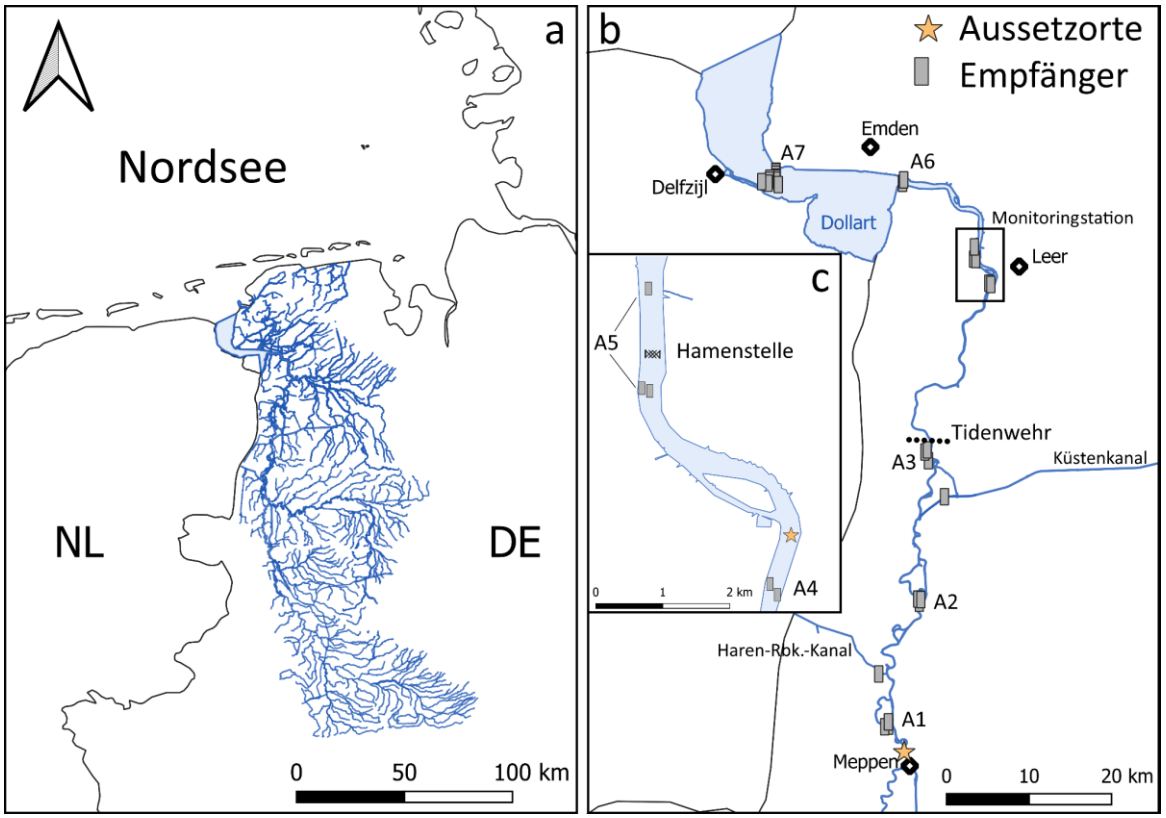

Abbildung 1: a) Lage und Einzugsgebiet der Ems (deutscher Teil), b) das akustische Empfängernetzwerk bestehend aus 30 Einheiten (Arrays A1 bis A7 im Hauptstrom und zwei Empfängern in abzweigenden Kanälen), c) Position von Empfängern und Fanggerät an der Monitoringstation (Quelle: Höhne et al. *2023*).

Die Biomasse abwandernder Blankaale wurde in den letzten Jahren jedoch nur noch auf ca. 11% des ursprünglichen Niveaus geschätzt (Fladung und Brämick, 2021). Im Gegensatz zu vielen anderen EMUs liegen für die Glasaalrekrutierung in der Ems eine am Tidewehr in Herbrum erhobene historische Zeitreihe sowie Ergebnisse einer Fang-Wiederfang-Studie vor (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008; Simon et al., 2016, 2017; Diekmann et al., 2019). Aale werden im Tidebereich der Ems kommerziell derzeit durch sieben kommerzielle Fischereibetriebe mit Stellnetzen und Reusen und in unbekanntem Umfang durch die

Freizeitfischerei befischt (Stand 2022) (M. Diekmann, pers. Komm.). Der Binnenbereich des Flusses wird dagegen ausschließlich von Anglern befischt (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008; Fladung und Brämick, 2021). Im Hauptstrom der Ems befinden sich im Untersuchungsgebiet zwischen den Städten Meppen und Emden fünf Wehre, aber keine Wasserkraftanlagen.

Blankaalmonitoring

Die Gesamtzahl der jährlich aus der Ems abwandernden Blankaale wurde anhand einer Fang-Wiederfang-Studie erhoben, in die Informationen aus akustischer Telemetrie einflossen. Die Fang-Wiederfang-Studie bestand aus einem kontinuierlichen Monitoring an einer Pfahlhamenstelle. Vom 1. September 2020 bis zum 31. Mai 2022 wurde der Pfahlhamen an einer festgelegten Position in der Tideems (53°14'49.7"N 7°23'47.5"E) durch einen örtlichen Fischereibetrieb betrieben und wissenschaftlich begleitet. Durch die ganzjährige Beprobung wurde sichergestellt, dass abwandernde Aale auch dann erfasst wurden, wenn sie außerhalb der angenommene Hauptwandersaison im Herbst das Flussgebiet verließen.

Das Fanggerät bestand aus fünf nebeneinander liegenden Netzen mit einer maximalen Öffnung von 3,5 m Höhe und 7 m Breite und einer Maschenweite von 10-12 mm im Fangbeutel, was zu einer vollständigen Selektivität für Aale >30 cm (Bevacqua et al., 2009) und damit zu einer vollständigen Erfassung der abwandernden Blankaale einschließlich der kleineren Männchen führt. Die Netze wurden täglich durch den Fischer geleert und die gefangenen Aale aller Entwicklungsstadien wurden in einem Hälterungskasten im Flusswasser in der Nähe der Fangstelle gehältert. Wöchentlich wurden von allen gesammelten Aalen Länge, Gewicht und Entwicklungsstadium nach Durif et al. (2005, 2009) bestimmt. Dazu wurden auch Augendurchmesser und Brustflossenlängen erhoben. Die Messung der Körperlänge an den lebenden Aalen erfolgte i.d.R. unter Verwendung einer speziell angefertigten Messwanne und die Vermessung von Augen und Flossen anhand von Fotos mit einer Referenzskala (wie in Höhne et al. 2023b beschrieben und validiert). Nur bei getöteten oder betäubten Individuen wurden Augen und Brustflossen direkt mit einer Schieblehre vermessen.

Die Erhebung der Abwanderung durch die Fischereifänge konnte mit Ausnahme von zwei kurzen Unterbrechungen über den gesamten Versuchszeitraum durchgeführt werden. Lediglich im Winter 2020/21 mussten die Stellnetze vom 7. bis zum 18. Februar 2021 aufgrund von Treibeis auf dem Fluss entfernt werden. In der Woche vor diesem Wintereinbruch wurden nur zwei und in der Woche danach keine Aale gefangen, so dass eine Korrektur der Fänge für den genannten Zeitraum aufgrund der in diesem Zeitraum offensichtlich sehr geringen Wanderaktivität der Aale als nicht erforderlich erachtet wurde. Die Netze wurden zwischen dem 19. Februar (beginnend mit zwei von fünf Netzen) und dem 19. März 2021 schrittweise wieder eingesetzt und die Aalfänge in diesem Zeitraum für die Anzahl der eingesetzten Netze korrigiert. Im Dezember 2020 gingen die Fänge von insgesamt vier Tagen verloren, da offenbar Robben den Hälterungskasten aufgebrochen hatten. Die Anzahl der gefangenen Aale für diesen Zeitraum wurde vom Fischer aufgezeichnet, die Entwicklungsstadien mussten aber aus der Zusammensetzung der Fänge in der vorhergehenden und nachfolgenden Fangwoche abgeleitet werden.

Das Teileinzugsgebiet flussaufwärts der Pfahlhamenstelle umfasst 5.777 ha und damit etwa 66% der gesamten Flusslänge. Angesichts der großen Fläche der Mündungsregion (Dollart) entspricht das etwa 13% der Gesamtfläche der EMU Ems. Es wird angenommen, dass der größte Teil der natürlichen Rekrutierung in Bereiche oberhalb der Fangstation einwandert (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008) und dass zudem etwa 80% des gesamten Aalbesatzes dort stattfindet (LAVES, unveröffentlichte Daten). Somit wurde sichergestellt, dass die Untersuchung das Gebiet mit der potentiell höchsten Blankaalproduktion in der EMU Ems abdeckt.

Besenderung und Markierung der Blankaale

Insgesamt 304 weibliche Blankaale (Stadien SI-III, SI-IV und SI-V) sowie 25 männliche Blankaale (SI-VI) wurden in drei Zeiträumen markiert (15.10.2020-28.12.2020 (*N*=126), 27.04.2021-27.05.2021 (*N*=31), 29.09.2021-15.12.2021 (*N*=172)). Eine Aufstellung der Anzahl markierter Individuen und wesentlicher Biometriken findet sich in Tabelle 2. Den Aalen wurde ein akustischer Sender in die Körperhöhle implantiert (Weibchen: Vemco V9-2L (*N*=271) bzw. Vemco V9P-2L (*N*=33), Männchen: Vemco V7P-4H (*N*=25), Innovasea, Halifax, Kanada). Die Pingrate wurde auf 60 ±20 Sekunden eingestellt, was in einer Batterielaufzeit von ca. 400-500 Tagen bei den Weibchen und ca. 50 Tagen bei den Männchen resultierte. Das Gewicht der Sender im Wasser betrug 2,7-2,8 g (Weibchen) bzw. 1,1 g (Männchen), wodurch sichergestellt wurde, dass die Sender maximal 1,24% des Körpergewichts der Weibchen bzw. maximal 1,62% des Körpergewichts der Männchen wogen. Zusätzlich wurden die Aale äußerlich mit gelben T-Bar-Tags (TBA, Hallprint, Hindmarsh Valley, Australien) markiert.

Da längere Hälterungszeiten zwischen Fang und Markierung die Wahrscheinlichkeit einer Fortsetzung der Abwanderung innerhalb derselben Saison verringern können (Stein et al., 2016), wurden die Hälterungszeiten so gering wie möglich gehalten. Die durchschnittliche Verweildauer der Aale vom Fang bis zur Markierung des Individuums betrug 1,1 ±1,2 Tage (±SD). Im Fall geringer Tagesfänge von Blankaalen an der Monitoringstation wurden gelegentlich auch Aale verwendet, die in einer zweiten Hamenstelle einige hundert Meter weiter flussabwärts gefangen wurden.

Vor der Markierung wurden die Aale in einem Nelkenölbad betäubt (Walsh und Pease, 2002). Der desinfizierte akustische Sender wurde daraufhin in die Bauchhöhle implantiert und der Schnitt anschließend mit zwei Stichen mit einem langsam resorbierbaren monofilen Nahtmaterial (Surgicryl monofilament DS 24, 3.0 (2/0), SMI AG, St. Vith, Belgien) zugenäht (Thorstad et al., 2013). Der T-Bar-Tag wurde in der dorsalen Muskulatur verankert, etwa 5 cm hinter dem Ursprung der Rückenflosse (MacNamara und McCarthy, 2014). Gesamtlänge, Gewicht, Fettgehalt, Augendurchmesser und Brustflossenlänge wurden protokolliert. Die Aale wurden anschließend in ein dunkles, belüftetes Becken gesetzt, das mit Flusswasser vom Fangort gefüllt war, wo sie sich 1 bis 8 Stunden lang erholen konnten (Mittelwert: 3,96 Stunden).

Tabelle 2: Anzahl besenderter Aale (und prozentualer Anteil) nach Reifegrad sowie wesentliche Biometriken, die als Mittelwert ±Standardabweichung angegeben sind.

Blankaalstadium	Anzahl (Anteil)	Länge (mm)	Gewicht (g)	Fettgehalt (%)
SI-III	23 (7%)	678 ±76	556 ±199	24,6 ±4,4
SI-IV	45 (13,7%)	833 ±65	1191 ±269	21,9 ±2,2
SI-V	236 (71,7%)	677 ±80	576 ±195	23,1 ±2,7
SI-VI (Männchen)	25 (7,6%)	401 ±20	117,8 ±26	26,4 ±4,1

Von den 329 markierten Aalen wurden 200 Individuen vier Kilometer flussaufwärts vom Fangort im Tidebereich und 129 Individuen (inklusive aller Männchen) in der Binnenems bei Meppen ausgesetzt (Abb. 1). Der Aussetzort hatte keinen Einfluss auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit der Aale im Forschungshamen an der Monitoringstation (Bernoulli GLM, $\chi2(1, N=329) = 0,183$, $p=0,669$), so dass alle ausgesetzten Aale in die Quantifizierung der Abwanderung einbezogen werden konnten, um die statistische Aussagekraft zu erhöhen. Die

in der Binnenems ausgesetzten Aale wurden zudem genutzt, um das Abwanderungsverhalten von Blankaalen im System zu untersuchen. Während des Transports zum Aussetzort im Landesinneren wurde dem Transportbecken Süßwasser aus dem Fluss zugesetzt, um die Aale an die veränderten Wasserbedingungen in der Binnenems zu gewöhnen. Es wurde sichergestellt, dass die Aale vor dem Aussetzen kein auffälliges Verhalten zeigten und wieder aktiv schwimmen konnten. Die beschriebenen Markierungsverfahren wurden entsprechend der Tierversuchsgenehmigung 33.19-42502-04-20/3436 des Niedersächsischen Landesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit durchgeführt.

Telemetrienetzwerk

Um die Wanderung der besenderten Aale zu verfolgen, wurde ein Netzwerk aus 30 Telemetrie-Empfängern (VR2Tx, Innovasea, Halifax, Kanada) in der Ems ausgebracht. Zwischen Meppen und dem Dollart wurden sieben „akustische Tore" installiert (im Folgenden Arrays genannt), die so angeordnet waren, dass möglichst jeder vorbeischwimmende markierte Aal erfasst werden konnte (Abb. 1). Zusätzlich zum Hauptstrom wurden auch zwei Empfänger in abzweigenden Kanälen angebracht (Küstenkanal und Haren-Rütenbrock-Kanal), um zu untersuchen, ob diese Kanäle einen Einfluss auf die Routenwahl der abwandernden Aale haben. Im Binnenbereich wurden die Empfänger an verschiedenen festen Strukturen wie Spundwänden, Dalben, Brückenpfeilern oder Pegelmesslatten angebracht. Die Empfänger in der Tideregion wurden in Tiefen von zwei bis drei Metern an den Ankerketten von Schifffahrtsbojen angebracht bzw. im Fall von zwei ufernahen Bereichen an Gewichten mit Auftriebskörpern befestigt.

Die Detektionsseffizienz der Arrays A1 bis A6 wurde wie folgt nach Perry et al. (2012) berechnet

$$p_{A1,\ldots,A6} = \frac{r_i}{r_i + z}$$

wobei r_i die Anzahl der Individuen ist, die an Array i und stromabwärts davon detektiert wurden, und z die Anzahl der Individuen, die nicht an Array i, sondern ausschließlich weiter stromabwärts erfasst wurden. Der Detektionsbereich des Arrays A7 wurde durch die Analyse der in den VR2Tx-Empfängern integrierten Sync-Tags bestimmt.

Quantifizierung der Blankaalabwanderung

Die wöchentlichen Aalfänge an der Monitoringstation wurden sorgfältig auf das Vorhandensein von äußeren Markierungen untersucht. Zudem wurde mit einem Hydrophon (VR100 und VHTx-69k, Innovasea, Halifax, Kanada) geprüft, ob sich Aale mit akustischen Transmittern im Fang befanden. Die Menge der jährlich abwandernden weiblichen Blankaale (Stadien SI-III, SI-IV und SI-V) wurde mithilfe der unverzerrten modifizierten Lincoln-Petersen-Methode geschätzt (Ricker, 1975; Pollock et al., 1990), in Anlehnung an frühere Studien zur Quantifizierung von Blankaalen (z. B. Klein Breteler et al., 2007; Winter et al., 2007; MacNamara und McCarthy, 2014; Brämick et al., 2016). Die Anzahl der Blankaale (N) wurde nach folgender Formel berechnet:

$$N = \frac{(M+1) * (C+1)}{(R+1)}$$

welche davon ausgeht, dass das Verhältnis von markierten abwandernden Individuen (M) zur Populationsgröße (N) gleich dem Verhältnis von wiedergefangenen, markierten Fischen (R) zu dem Blankaal-Gesamtfang an der Monitoringstation (C) ist (Ricker, 1975; Pollock et al., 1990). Jedes Individuum, das auf dem die Monitoringstation umgebenden akustischen Array und/oder weiter flussabwärts detektiert wurde, wurde im Rahmen des Lincoln-Petersen-Schätzverfahrens als "markierter, abwandernder" Aal gezählt. Die Grenzen des 95%-Konfidenzintervalls um die resultierende Schätzung der Populationsgröße wurden auf der Grundlage einer Poisson-Verteilung nach Krebs (1999) berechnet.

Die Abwanderung wurde für die beiden Beprobungsjahre getrennt ermittelt (09/2020-08/2021 und 09/2021-05/2022). Da das deutsche Aalbestandsmodell (GEM) die Abwanderung von Blankaalen auf Jahresbasis schätzt, wurde das zweite Beprobungsjahr um die fehlenden drei Monate (Juni-August) korrigiert. Im ersten Jahr wurden in diesem Zeitraum 4% des jährlichen Gesamtfangs gefangen. Daher wurde die geschätzte Abwanderung von Blankaalen im zweiten Jahr mit 1,04 multipliziert, um ein vollständiges Jahr abzubilden. Die berechnete Zahl der abgewanderten Blankaale wurde dann in Biomasse umgerechnet, indem sie mit dem Durchschnittsgewicht aller Blankaalfänge multipliziert wurde (Klein Breteler et al., 2007).

Um auch die fischereiliche Sterblichkeit von Blankaalen in dem untersuchten Flussabschnitt ermitteln zu können, wurden sowohl die externe Markierung als auch der interne akustische Sender deutlich mit Kontaktdaten und dem Hinweis auf eine Belohnung für die Meldung eines Wiederfanges gekennzeichnet (25,- €). Um die Meldung von Wiederfängen zu erhöhen, wurde die Studie zudem in der Region bekannt gemacht und allen potentiellen Fängern (z.B. den örtlichen Fischereibetrieben und Angelvereinen) Projektflyer zugesandt.

Im Rahmen der Studie wurde nur die Abwanderung weiblicher Blankaale aus der Ems quantifiziert; allerdings wird der Anteil der weiblichen Aale an der Biomasse der Gesamtabwanderung mit ca. 97% angegeben (laut GEM-Eingangsdaten), so dass der Anteil der Männchen an der jährlich abwandernden Biomasse als vernachlässigbar angesehen werden kann.

Anwendung des deutschen Aalmodells

Das Deutsche Aalmodell (German Eel Model (GEM)) benötigt gewässerspezifische Eingangsparameter, um die Bestandsdynamik zu beschreiben (z.B. Rekrutierung, Sterblichkeiten, demographische Eigenschaften). Hauptziel dieser Studie war es, die Genauigkeit der Schätzungen der Blankaalbiomasse durch das deutsche Aalmodell praxisnah zu dessen Verwendung im Rahmen der Umsetzung der Aal-Management-Pläne zu prüfen. Daher folgte die Berechnung der Eingangsdaten für das Untersuchungsgebiet derselben Vorgehensweise und denselben Annahmen wie sie für die Bestandsmodellierung in der EMU Ems getroffen werden (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008; Fladung und Brämick, 2018; M. Diekmann, pers. Komm.). Tabelle 3 gibt einen Überblick über die erforderlichen Modellparameter und eine kurze Beschreibung, wie diese erhoben wurden. Das GEM erfordert zudem geschlechtsspezifische Informationen für verschiedene demografische Parameter wie bspw. Wachstum oder Längen-Häufigkeits-Verteilungen verschiedener Lebensstadien. Diese Modellparameter wurden für Männchen und Weibchen getrennt ermittelt. Die Eingangsdaten für die natürliche Rekrutierung, Besatz, Sterblichkeiten durch kommerzielle- und Angelfischerei, Prädation durch Kormorane, sowie Flächenanteile, die verschiedenen Wasserkraftsmortalitäten unterliegen, wurden vom LAVES Niedersachsen bereitgestellt. Die durchschnittliche Wassertemperatur und die angenommene Bestandsdichte (gering/mittel/hoch), welche zur Schätzung der natürlichen Sterblichkeit nach Bevacqua et al. (2011) benötigt werden, wurden analog zu den Eingangsdaten des LAVES für die Bestandsmodellierung im Rahmen der Umsetzung des Aal-Management-Plans gewählt. Wachstumsfunktionen, Längen-Häufigkeits-Verteilungen und Längen-Gewichts-Relationen von männlichen und weiblichen Blankaalen wurden im Rahmen des BALANCE-Projektes ermittelt (für Details zur Erstellung der Wachstumsfunktionen siehe Anhang 1).

Tabelle 3: Übersicht der Eingangsparameter für das GEM IIIc-Modell mit einer Beschreibung des Schätzverfahrens. Die Parameterindizes in der linken Spalte wurden analog zu Brämick et al. (2016) zugeordnet. NDS = Niedersachsen, NRW = Nordrhein-Westfalen.

	Parameter	Einheit	Schätzverfahren	Zeitraum
1.1	Natürlicher Aufstieg	Anzahl	Berechnet unter Verwendung einer historischen Referenz für den natürlichen Aufstieg (B_0) und einer logarithmischen Abnahmefunktion, wie in LAVES & Bezirksregierung Arnsberg (2008, S. 8) beschrieben	1985–2007
1.1	Natürlicher Aufstieg	Anzahl	Berechnet anhand einer historischen Referenz für die B_0-Rekrutierung und des medianen $B_{current}$ / B_0 Verhältnisses aller ICES-Rekrutierungszeitserien (ICES, 2022)	2008–2021
1.2	Lg-Hfkts.-Verteilung Steigaale	% / Alters-klasse	Basierend auf Längen-Häufigkeitsverteilung aus Steigaalmonitoring in der Elbe (Geesthacht; Details siehe AMP Elbe)	1985–2021
2.1	Besatz	Anzahl	Expertenschätzung auf der Grundlage verfügbarer Datenreihen für 1985-2007, Erhebungen bei Fischereivereinen und -verbänden für 2008-2019, ergänzt durch detaillierte Informationen über gemeldete oder finanzierte Besatzmaßnahmen seit 2011.	1985–2019
2.1	Besatz	Anzahl	Daten für finanzierte Besatzmaßnahmen in NDS und gemeldete Besatzmengen in NRW	2020–2021
2.2	Lg-Hfkts.-Verteilung Besatz	% / Alters-klasse	Abgeleitet aus gemeldeten Stückzahlen und Durchschnitts-gewichten erfolgten Besatzes (LAVES, unpublizierte Daten)	1985–2021
3	Wachstumsfunktion	Funktions-parameter	Parameter der von-Bertalanffy-Wachstumsfunktion, basierend auf Längenrückberechnung aus Otolithen, wie in Anhang 1 beschrieben	1985–2021
4	Natürliche Mortalität	Rate pro Kohorte	Berechnet nach Bevacqua et al. (2011) unter Verwendung der mittleren Wassertemperatur im Untersuchungsgebiet und der Annahme einer mittleren Bestandsdichte	1985–2021
5.1	Berufsfischereiliche Entnahme	Kg	Expertenschätzung auf der Grundlage verfügbarer Datenreihen	1985–2007
5.1	Berufsfischereiliche Entnahme	Kg	Fangmeldungen gemäß der Aalverordnung. Die Fänge von Fischern, die in Gebieten stromaufwärts und stromabwärts der Monitoringstation gefischt haben, wurden basierend auf Informationen der Fischer korrigiert	2008–2021
5.2	Freizeitfischereiliche Entnahme	Kg	Expertenschätzung für NRW und auf der Grundlage mehrjähriger Erhebungen bei Angelvereinen und -verbänden für NDS, jeweils für den Binnenbereich der Ems	1985–2007
5.2	Freizeitfischereiliche Entnahme	Kg	Basierend auf der Anzahl der Angelscheine und einer mittleren Entnahme pro Angler für NRW und jährlichen Erhebungen bei Angelvereinen und -verbänden für NDS, jeweils für den Binnenbereich der Ems	2008-2019
5.2	Freizeitfischereiliche Entnahme	Kg	Basierend auf der Anzahl der Angelscheine und einer mittleren Entnahme pro Angler für NRW, Fänge in NDS wurden in Ermangelung von Erhebungen als durchschnittliche Entnahme von 2018-2019 angenommen	2020-2021
5.3	Kormoranfraß	Kg	Basierend auf der offiziellen Vogelzählung (Brutpaare + Überwinterer) und einem angenommenen durchschnittlichen Gewicht und Anteil von Aalen an der Kormorannahrung (in Anlehnung an Brämick und Fladung, 2006)	1985–2021
5.3	Lg-Hfkts.-Verteilung Kormoranfraß	Kg	Basierend auf einer Lognormal-Funktion, die an die Daten von Mageninhaltsanalysen an der Elbe angepasst wurde, wie in Oeberst und Fladung (2012) beschrieben	1985–2021

5.4	Wasserkrafts-mortalität	%	Schätzung in GEM auf Basis von Flächenanteilen flussaufwärts einer Anlage mit einer angenommenen Sterblichkeitsrate der jeweiligen Anlage wie im AMP Weser beschrieben (LAVES et al. 2008, S. 16)	1985–2021
6.1	Lg-Hfkts.-Verteilung Blankaale	% / Alters-klasse	Monitoring im Rahmen des BALANCE-Projektes	2020-2022
6.2	Blankwerderate	% / Alters-klasse	Logit-Funktion, angepasst an die Längen-Häufigkeits-Verteilung aus dem Blankaal-Monitoring (siehe Oeberst und Fladung, 2012)	2020-2022
7	Längen-Gewichts-Relation	Funktions-parameter	Basierend auf unserem Monitoring und Daten aus dem EU-Datensammelprogramm (DCF), die an einem ähnlichen Fangort aufgezeichnet wurden. Alle Lebensstadien wurden verwendet, wenn die morphologische Unterscheidung nach Durif et al. (2005) oder die makroskopische Untersuchung der Gonaden eine Geschlechtsbestimmung ermöglichte.	2020–2022 (monitoring) 2014–2022 (DCF)
8	Weibchenanteil bei der Rekrutierung	%	Im Modell so kalibriert, dass der resultierende Anteil bei der Blankaalabwanderung dem beobachteten Weibchenanteil im Blankaalmonitoring entspricht	1985–2021

Alternatives Szenario: Anwendung des deutschen Aalmodells mit einer angepassten Annahme für den natürlichen Aufstieg

Aus einem vergangenen Steigaalmonitoring lagen Informationen zur natürlichen Rekrutierung in der Ems vor (Simon et al., 2016, 2017; Diekmann et al., 2019), die derzeit nicht in die Modellierung des Aalbestandes im Rahmen der Umsetzung der Managementpläne einfließen. Daher wurde ein alternatives Szenario gerechnet, in dem der natürliche Aufstieg an die Erkenntnisse aus jenem Steigaalmonitoring angepasst wurde. In diesem Alternativszenario wurde die Längen-Häufigkeits-Verteilung der Steigaale aus Fängen am Tidewehr Herbrum ermittelt, was zu einer Glassaal-dominierten Verteilung führte. Diese ersetzte die zuvor analog zur Elbe angenommene (Gelbaal-dominierte) Steigaalverteilung. Zudem wurde zur Ermittlung der Anzahl natürlicher Rekruten die historische Referenz des Aufstieges bei Herbrum mit der “Nordsee-Zeitreihe” des vom ICES bereitgestellten Rekrutierungsindex verrechnet (ICES, 2022). Dies ersetzte das zuvor verwendete Prozedere, in dem zunächst bis 2008 die historische Referenz mit einer logarithmischen Funktion zur Abbildung des Bestandsrückganges (LAVES und Bezirksregierung Arnsberg, 2008) und danach der Median aller ICES-Rekrutierungszeitserien (also nicht Nordsee-spezifisch) verwendet wurde. Durch diese Anpassung reduzierte sich der Wert für die angenommene Rekrutierung in der Ems (Ergebnis Steigaalmonitoring 2016: ca. 110.000 Stück; $Ø_{\text{Aufstieg angepasst}}$ 2014–2018≈155.000 Stück; $Ø_{\text{Aufstieg unangepasst}}$ 2014–2018≈611.000 Stück). Alle anderen Eingangsparameter wurden in dieser zweiten Anwendung identisch gehalten, da für diese keine Erkenntnisse über die in Tabelle 3 gelisteten Schätzungen hinaus vorliegen.

In beiden Anwendungen des GEMs wurden die modellierten Altersklassen auf ein maximales Alter von 20 Jahren beschränkt, da ältere Individuen bei unseren Beprobungen selten beobachtet wurden. Die Bestandsdynamik der Aale in der Ems wurde ab 1985 modelliert (Oeberst und Fladung, 2012).

Numerische Umsetzung

Mit Ausnahme der Anwendung des deutschen Aalmodells, welches auf Microsoft Excel basiert, wurden alle beschriebenen Analysen, einschließlich der Berechnung von Modelleingangsparametern im Statistikprogramm *R*, Version 4.2.0 (R Core Team, 2022), durchgeführt. Das Paket "RFishBC" (Ogle, 2022) wurde für die Längenrückberechnung von Otolithenradien verwendet, das Paket "nlme" (Pinheiro et al., 2022) für die Berechnung der nicht-linearen mixed-effects-Modelle, das Paket "ggeffects" (Lüdecke, 2018) für die Erstellung

von Abbildung 3 und das Paket "actel" (Flávio und Baktoft, 2021) für die Berechnung der Entfernungen zwischen Empfänger-Arrays in Flusskilometern, basierend auf der kürzesten Route entlang des Hauptstroms.

Ergebnisse und Diskussion

Quantifizierung der Blankaalabwanderung und Vergleich zur Modellierung mit dem deutschen Aalmodell

Mit Hilfe der Kombination aus Fang-Wiederfang-Studie und akustischer Telemetrie konnte die Biomasse der jährlich aus dem Binnen- und oberen Tideabschnitt der Ems abwandernden, weiblichen Blankaale geschätzt werden. Diese liegt zwischen etwa 14,7 Tonnen (2021/22) und ca. 17,1 Tonnen (2020/21), was etwa 22.000–26.000 Individuen entspricht (Tab. 4). Für das erste Untersuchungsjahr (September 2020 bis August 2021) wurde die Abwanderung von Blankaalen aus dem Untersuchungsgebiet auf 25.791 Individuen (95%-Konfidenzintervall-Grenzen: 12.167; 54.502 Individuen) geschätzt, was einem Gewicht von 17.126 kg (8.079; 36.191 kg) entspricht. Die Abwanderung von Blankaalen für den Zeitraum von September 2021 bis August 2022 wurde auf 22.154 Individuen (10.787; 41.254 Individuen) bzw. 14.711 kg (7.163; 27.395 kg) geschätzt. Die Schätzungen entsprechen einer Blankaalproduktion von 2,55–2,96 kg ha^{-1} und liegen damit über den berichteten Schätzungen für andere deutsche Flusssysteme. Frühere Untersuchungen zeigten eine Blankaalproduktion von 0,02–0,09 kg ha^{-1} $Jahr^{-1}$ in der Schwentine (Prigge et al., 2013; Marohn et al., 2014), 0,032–0,097 kg ha^{-1} $Jahr^{-1}$ im Rhein (Klein Breteler et al., 2007), 0,09 – 0,26 kg ha^{-1} $Jahr^{-1}$ in der Havel (Brämick et al., 2016) und 0,4–0,8 Individuen ha^{-1} $Jahr^{-1}$ in großen Teilen der Elbe (Fladung et al., 2012). Damit ähnelt die Blankaalproduktion der Ems der medianen Produktion europäischer Flusssysteme in Europa von 3,87 kg ha^{-1} (Aprahamian et al. 2021).

Tabelle 4: Ergebnisse der Fang-Wiederfang Studie sowie der Bestandsmodellierung mittels GEM: Anzahl der markierten und ausgesetzten weiblichen Blankaale (M_{rel}), markierte Aale, die ihre Wanderung fortgesetzt haben (*M*), wiedergefangene markierte Aale (*R*) und Gesamtfang weiblicher Blankaale (*C*). Daneben resultierende Lincoln-Petersen-Schätzungen für die Anzahl und Biomasse weiblicher Blankaale sowie die modellierten Abwanderungszahlen und -biomassen.

Saison	M_{rel}	*M*	*R*	*C*	Stückzahl (*N*), 95%-Konf.int.			Biomasse (in *t*), 95%-Konf.int.			GEM Ergebnis	
					Untergrenze	**Ergebnis**	Obergrenze	Untergrenze	**Ergebnis**	Obergrenze	***N***	***t***
20/21	151	121	4	1.056	12.167	**25.791**	54.502	8.079	**17.126**	36.191	**165.330**	**90.850**
21/22[a]	153	136	6	1.087	10.787	**22.120**[b]	41.254	7.163	**14.711**[b]	27.395	**184.752**	**97.504**

[a]Werte für *M*, *R* und *C* gelten für den Zeitraum 01.09.2021 – 31.05.2022

[b]Wert korrigiert um die erwartete Abwanderung in den nicht beprobten Monaten Juni, Juli und August 2022

Im Gegensatz dazu ergab die Anwendung des GEM auf dasselbe Untersuchungsgebiet eine geschätzte Abwanderung weiblicher Blankaale von 165.330 Individuen (im Jahr 2020) und 184.752 Individuen (im Jahr 2021), was einer Biomasse von 90.850 kg bzw. 97.504 kg entspricht. Diese Schätzungen würden einer jährlichen Blankaalproduktion von 15,73–16,88 kg ha^{-1} $Jahr^{-1}$ entsprechen, womit das GEM die empirisch ermittelte Abwanderung um etwa das sechsfache überschätzt.

Fang-Wiederfang-Studien beruhen zwangsläufig auf Annahmen, wie z. B. einer identischen Fangwahrscheinlichkeit von markierten und nicht markierten Individuen (Pollock et al., 1990). Berücksichtigt man diese Unsicherheiten, befindet sich die tatsächliche jährliche Abwanderung weiblicher Blankaale aus der Ems mit 95%iger Wahrscheinlichkeit zwischen 7,2 und 36,2 Tonnen. Die in dieser Studie beobachtete Diskrepanz zu den Ergebnissen der Modellierung lässt sich also mit der Unsicherheit in der Fang-Wiederfang-Studie nicht erklären.

Das Ergebnis einer zu optimistischen Einschätzung der Blankaalabwanderung durch das GEM deckt sich teilweise mit früheren Studien, die in zwei von drei Fallstudien aus deutschen Flusssystemen ebenfalls eine Überschätzung

der tatsächlichen Abwanderung feststellten (Fladung et al., 2012; Prigge et al., 2013; Brämick et al., 2016). Allerdings lag der maximale Faktor der Überschätzung in den anderen Validierungsstudien bei etwa 2 bis 3 (Brämick et al., 2016), womit unser Studienergebnis die bisher stärkste ermittelte Überschätzung des GEMs darstellt.

Es gibt zwei Mechanismen, die die hier beobachtete Überschätzung der tatsächlichen Abwanderung von Blankaalen durch das Modell erklären könnten. Entweder ist die Genauigkeit der verfügbaren Eingangsdaten zu gering oder die Struktur und Annahmen des Modells selbst bilden die tatsächlichen demographischen Zusammenhänge eines lokalen Aalbestandes nicht akkurat genug ab. Frühere Validierungsstudien des GEM wurden an Systemen durchgeführt, bei denen viele Eingangsparameter direkt und systemspezifisch gemessen wurden (Fladung et al., 2012; Prigge et al., 2013; Brämick et al., 2016). So wurde beispielsweise der Kormoranfraß in diesen Fallstudien anhand von standortspezifischen Erkenntnissen aus Mageninhaltsanalysen und Speiballen-Proben geschätzt, die für die Ems (Tab. 3) und viele andere deutsche EMUs nicht vorliegen. Aus dem Ergebnis, dass frühere Fallstudien eine Modellschätzung innerhalb derselben Größenordnung erreichten, wurde geschlossen, dass das Modell grundsätzlich in der Lage ist, realistische Schätzungen zu liefern, wenn die Eingangsparameter systemspezifisch sind und mit angemessener Präzision gemessen werden (Prigge et al., 2013; Brämick et al., 2016). Die Tatsache, dass die Modellergebnisse für das untersuchte Einzugsgebiet der Ems stärker von der Realität abweichen als in anderen Fallstudien, könnte daher tatsächlich auf die mangelnde Präzision und/oder Verzerrung bestimmter Eingangsparameter zurückzuführen sein.

Dabei stehen insbesondere solche Parameter im Verdacht, die einen starken Einfluss auf die modellierte Abwanderung haben oder die eventuell zu optimistisch angesetzt sind. Beispielsweise gehört die natürliche Sterblichkeit zu den einflussreichsten Parametern im GEM (Radinger et al., unveröffentlichte Daten), wird aber nur indirekt über die durchschnittliche Wassertemperatur und eine Einstufung der Bestandsdichte (nach Bevacqua et al., 2011) geschätzt. Außerdem könnte die fischereiliche Sterblichkeit durch fehlende Informationen über die Freizeitfischerei in der Tideregion oder durch nicht gemeldete Fänge unterschätzt werden (Deelder, 1984; Moriarty und Dekker, 1997; Correia et al., 2018). Auch das Verfahren zur Schätzung der Kormoran-Prädation und der Mortalität durch Wasserkraftwerke ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Zudem haben insbesondere auch Fehler bei der Erhebung der natürlichen Rekrutierung eine große Wirkung auf das Modellergebnis (Radinger et al., unveröffentlichte Daten).

Für den natürlichen Aufstieg in der Ems gibt es neuere Erkenntnisse, die im Rahmen eines Steigaalmonitorings gewonnen wurden (Simon et al., 2016, 2017; Diekmann et al., 2019). Diese Erkenntnisse wurden bisher nicht bei der Bestandsmodellierung der Ems im Rahmen der Umsetzung des Managementplans berücksichtigt. Derzeit wird für die Ems die natürliche Rekrutierung erhoben, indem die historische Referenz des Glasaalaufstieges bis Herbrum an den Verlauf der ICES Rekrutierungs-Zeitserie gekoppelt wird (siehe Methoden und Tab. 3). Ergebnisse einer 2016 durchgeführten Fang-Wiederfang-Studie mit Steigaalen (Diekmann et al., 2019) deuten jedoch darauf hin, dass der tatsächliche natürliche Aufstieg in die Ems deutlich geringer ausfallen könnte als angenommen (ca. 110.000 Stück vs. mittlerer angenommener Aufstieg 2014–2018: ca. 611.000 Stück). Daher wurde im Rahmen dieses Projektes eine zweite Anwendung des GEMs gerechnet, in der der numerische Aufstieg mit der ICES-Nordsee-Zeitreihe statt dem globalen Median aller Zeitserien verrechnet wurde und die Altersverteilung der Steigaale an die Fangdaten in Herbrum angepasst wurde (siehe Methoden). Diese Modellanwendung schätzte die weibliche Blankaalabwanderung auf 74.360 Individuen (=41.041 kg) im Jahr 2020 und auf 81.974 Individuen (=43.049 kg) im Jahr 2021, was einer Blankaalproduktion von 7,10–7,45 kg ha^{-1} entsprechen würde. Eine Anpassung des natürlichen Aufstieges an die Erkenntnisse des Steigaalmonitorings würde somit die observierte Diskrepanz zwischen Modell und Monitoringergebnis um mehr als die Hälfte reduzieren.

Weitere Fehlerquellen könnten neben den Eingangsparametern auch in der Struktur und den Annahmen des deutschen Aalmodells liegen. Eine fälschliche Annahme könnte bspw. sein, dass natürliche Rekruten und Besatzaale ähnlichen Mortalitätsraten unterliegen. Derzeit ist im GEM nicht berücksichtigt, dass es bei besetzten Aalen zu einer erhöhten natürlichen Sterblichkeit nach dem Aussetzen kommen kann, die auf Handling- und

Transporteffekte zurückzuführen ist, oder im Falle von Farmaalen auf eine mangelnde Anpassung an den natürlichen Lebensraum, was von einigen Studien durch unterschiedliche Überlebens- oder Wachstumsraten untermauert wird (z. B. Bisgaard und Pedersen, 1991; Pedersen, 2000; Simon und Dörner, 2014; Josset et al., 2016; siehe jedoch auch Pedersen et al., 2017; Nzau Matondo et al., 2021).

Unsere Ergebnisse zeigen erneut, dass eine genaue Modellschätzung der Blankaalabwanderung ohne systemspezifische und robust geschätzte Eingangsparameter kaum möglich ist, wie bereits an anderer Stelle betont wurde (Prigge et al., 2013). Offenbar besteht bei den Eingangsdaten für das GEM zumindest in einigen EMUs eine Diskrepanz zwischen der derzeit verfügbaren und der tatsächlich erforderlichen Datenqualität, so dass präzise Abwanderungsschätzungen im Rahmen der Umsetzung der Aalverordnung in Deutschland nicht möglich sind. Das bedeutet, dass entweder die Ressourcen und der Beprobungsaufwand für die Eingangsparameter dringend erhöht werden müssen oder der Modellierungsansatz so angepasst werden müsste, dass er besser zu den verfügbaren bzw. realistisch beschaffbaren Daten und deren Unsicherheiten passt. Zudem sollten vor dem Hintergrund der schlechten Bestandssituation und dem Fehlen direkt gemessener Rekrutierungs- und Sterblichkeitsparameter im Zweifel pessimistische Annahmen getroffen werden, um eine Überschätzung der Abwanderung zu vermeiden. Darüber hinaus sollten auch potentielle Verfeinerungen an der Modellstruktur des GEMs wie oben beispielhaft beschrieben in Betracht gezogen werden, da die reine Ungenauigkeit in den Eingangsdaten stochastisch gleichermaßen zu Über- als auch Unterschätzungen führen müsste, bisher durchgeführte Validierungsstudien jedoch häufig zu einer Überschätzung, nicht jedoch zu einer Unterschätzung des Bestandes führten. Im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Aal-Verordnung in der Ems deutet unsere Studie darauf hin, dass das derzeit geschätzte Verhältnis der aktuellen Abwanderung $B_{current}$ zur historischen Abwanderung B_0 mit 11 % (Fladung und Brämick, 2021) zu hoch eingeschätzt sein könnte.

Individueller Abwanderungserfolg und fischereiliche Sterblichkeit

Die im Folgenden beschriebenen Sterblichkeits- und Abwanderungsraten beziehen sich ausschließlich auf weibliche Blankaale. Die Männchen werden gesondert in Abschnitt 3.2 betrachtet.

In unserer Telemetriestudie wanderten von 304 besenderten weiblichen Blankaalen, die entweder im Binnen- oder im Tidebereich ausgesetzt wurden, 200 Stück (65,8%) innerhalb des Beobachtungszeitraums erfolgreich in die Nordsee ab. Von den 200 Aalen, die in der Unterems ausgesetzt wurden, verließen 157 (78,5%) erfolgreich das System (d. h., sie wurden zuletzt am letzten Array A7 registriert). Von den 104 Aalen, die im Binnenbereich ausgesetzt wurden, wanderten 43 (41,4%) erfolgreich ab (Abb. 2), während 72 Individuen (69,2%) mindestens den Tidenbereich (≥Array A3) erreichten. Auf der Wanderung im Binnenbereich ging also pro Flusskilometer das Signal von 0,65% der Individuen verloren. Die Signalverlustrate im Tidebereich (flussabwärts von Array A4) war mit 0,66% pro Flusskilometer sehr ähnlich wie im Binnenbereich. In Anbetracht der kürzeren Entfernung zur Flussmündung war der Abwanderungserfolg im Tidebereich ausgesetzter Blankaale jedoch höher (78,5%) als bei Aalen, die in der Binnenems ausgesetzt wurden (41,3%).

Das Schicksal eines Großteils der nicht erfolgreich abgewanderten Aale bleibt unbekannt. Wir konnten mit einem generalisierten linearen Modell mit binomialer Fehlerstruktur zeigen, dass es einen positiven Zusammenhang zwischen Körperlänge und Abwanderungserfolg der Aale gibt ($\chi2(1, N=328) = 26{,}204$, $p<0{,}001$) (Abb. 3). Daher könnte Prädation eine plausible Erklärung für den Verlust von Aalen während der Abwanderung sein, da sie selektiv auf kleinere Individuen wirkt. Kormorane (*Phalacrocorax carbo*), Welse (*Silurus glanis*) und große Hechte (*Esox lucius*) gehören zu den potenziellen Räubern in der Binnenems (Knösche, 2003; Boulêtreau et al., 2020). In der Unterems kommen neben Kormoranen auch Seehunde (*Phoca vitulina*) und Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) als Räuber in Betracht, da ihre Populationsgrößen in den letzten Jahrzehnten zugenommen haben (Brasseur et al., 2021; Galatius et al., 2022). Ein weiterer Grund für das Verschwinden markierter Aale könnten auch Nachwirkungen vom Fang und der nachfolgenden Besenderung unter Narkose sein. In kontrollierten Experimenten wurde die Sterblichkeit von Aalen nach Besenderung allerdings auf ≤10% geschätzt (Winter et al.,

2005; Thorstad et al., 2013), weshalb wir davon ausgehen, dass Handling-Effekte eine vergleichsweise geringe Sterblichkeitsquelle in unserer Untersuchung darstellen. Die Effekte des Eingriffes, ungeeigneter Umweltbedingungen beim Aussetzen oder des Transports der Aale stromaufwärts könnten jedoch dazu geführt haben, dass einige Aale die Wanderung nach dem Aussetzen abgebrochen haben und in ein Stadium der Nahrungsaufnahme zurückkehrten (Durif et al., 2005). Dies würde bedeuten, dass einige Individuen zu einem späteren Zeitpunkt abgewandert sein könnten, als der Sender bereits nicht mehr aktiv war. Die im Vergleich zu anderen Abschnitten höhere Signalverlustrate zwischen Aussetzort und dem jeweils ersten nachfolgenden Array flussabwärts (A1 und A5) könnte für diese Annahme sprechen (Abb. 2). Allerdings würden ob der langen Batterielaufzeit der Sender in diesem Fall weibliche Blankaale, die etwa in der Folgesaison abwandern, noch telemetrisch erfasst werden. Die deutliche Mehrheit der erfolgreich abgewanderten weiblichen Blankaale (198 von 200 Individuen) verließ das Emssystem jedoch in derselben Saison.

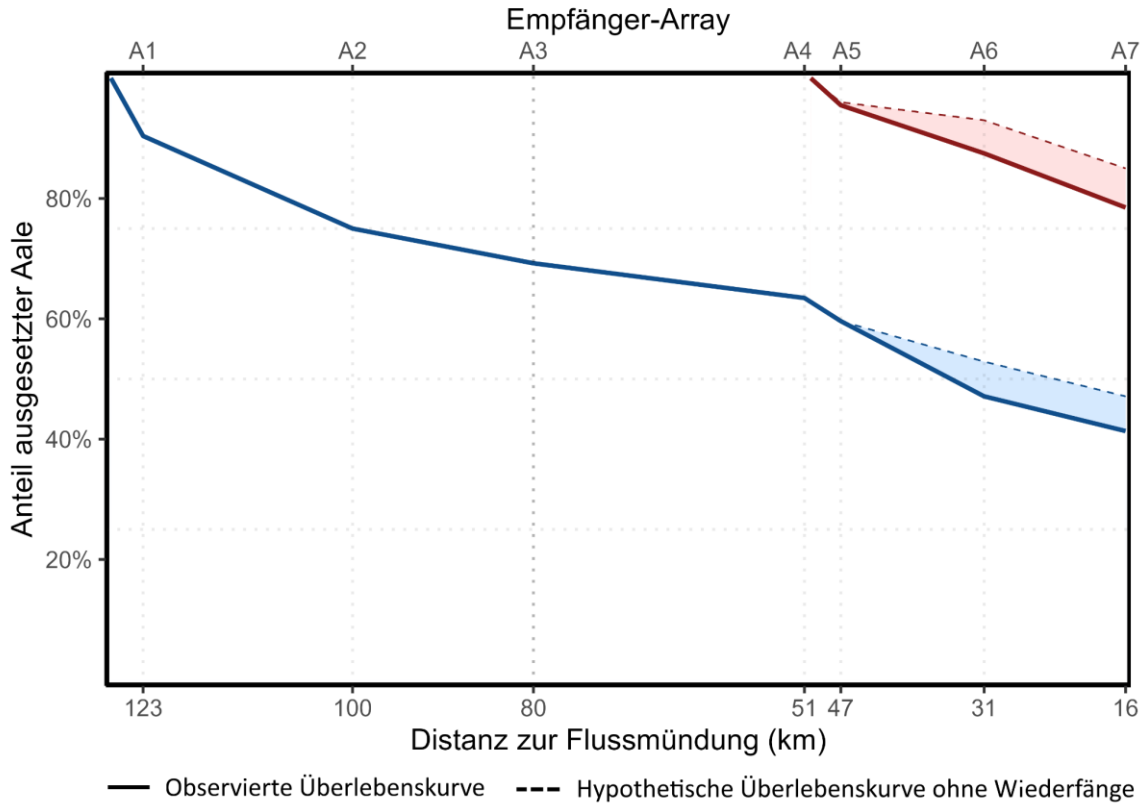

Abbildung 2: Überlebenskurven (durchgezogene Linien), die den prozentualen Anteil weiblicher Blankaale angeben, die an einem jeweiligen akustischen Array angekommen sind. Die blaue durchgezogene Linie zeigt die im Binnenbereich (*N*=104) und die rote Linie die in der Unterems ausgesetzten Individuen (*N*=200). Anzahl und Ort der gemeldeten Wiederfänge wird durch die gestrichelten Linien verdeutlicht, die hypothetische Überlebenskurven darstellen, wenn die wiedergefangenen Aale erfolgreich abgewandert wären. (Quelle: Höhne et al. 2023a).

Ein weiterer Sterblichkeitsfaktor bei der Abwanderung ist die Entnahme durch kommerzielle und Freizeit-Fischerei. Wiederfänge markierter Aale wurden ausschließlich aus dem Tidenbereich gemeldet, was sicher damit zusammenhängt, dass im Binnenbereich keine kommerzielle Fischerei, sondern nur Freizeitfischerei stattfindet. In der Tidenregion wurden 19 markierte Aale gefangen und gemeldet, die entweder mit Hamen (17) oder mit Reusen (2) gefangen wurden. Dies entspricht 7,2% aller Individuen, die an Array A4 (unterhalb dessen die Berufs- und Nebenerwerbsfischerei einsetzt) und/oder weiter flussabwärts detektiert wurden (*N*=265). Obwohl große Anstrengungen unternommen wurden, um die Fischer und Angler vor Ort auf das Vorhandensein äußerlich markierter Aale aufmerksam zu machen, wurden fünf der 19 Wiederfänge von Kunden gemeldet, die den akustischen Sender beim Ausnehmen zuvor gekaufter Aale fanden (d.h. die äußere Markierung wurde im Fischereibetrieb nicht bemerkt, bzw. war nicht mehr vorhanden). Vor diesem Hintergrund stellt die hier beobachtete fischereiliche Sterblichkeit vermutlich einen Mindestwert dar, da externe Markierungen verloren

gegangen oder übersehen worden sein könnten. Es wurden keine Wiederfänge von Blankaalen durch Angler gemeldet, was auf die eingeschränkte Nahrungsaufnahme der Aale bei der Abwanderung zurückzuführen sein könnte (Tesch, 2003).

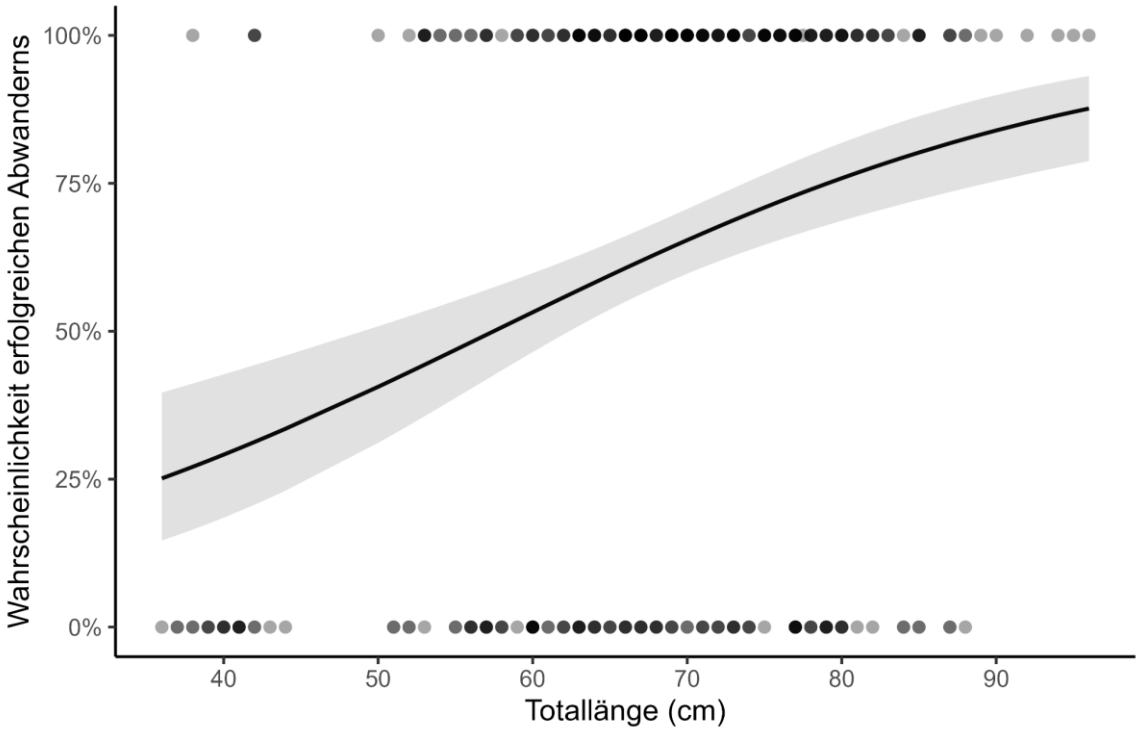

Abbildung 3: Zusammenhang zwischen Körpergröße und Abwanderungserfolg von markierten männlichen und weiblichen Blankaalen. Das graue Band um die Regressionslinie stellt das 95%-Konfidenzintervall dar. Die Punkte zeigen den individuellen Abwanderungserfolg (0% = nicht abgewandert, 100% = erfolgreich abgewandert). Diese sind dunkler, wenn sich mehrere Datenpunkte überlagern. (Quelle: Höhne et al. 2023a).

Detektionsseffizienz des Telemetrie-Netzwerkes

Die ermittelten Detektionseffizienzen der akustischen Arrays lagen zwischen 93% und 100% (Tab. 5). Array A5 war an der Monitoringstation platziert und war somit von zentraler Bedeutung für die Bestimmung der Gesamtabwanderung aus der Ems. Dieses Array hatte eine Detektionseffizienz von 98,2%. Array A7 diente zur Bestimmung des individuellen Abwanderungserfolgs, d. h. des Anteils der ausgesetzten Aale, die das System erfolgreich verlassen haben. Dort wurde eine Detektionseffizienz von ≥98,3% ermittelt (für Aale, die das Array im Ästuar mit der beobachteten mittleren Wandergeschwindigkeit auf dem kürzesten Transekt zwischen den Empfängern passiert haben (für Methoden und weitere Einzelheiten siehe Merk, 2022). Angesichts dieser hohen Detektionseffizienz wurde eine Korrektur der Anzahl abwandernder Blankaale um die Anzahl potentiell nicht detektierte Individuen als vernachlässigbar angesehen.

Tabelle 5: Ermittelte Detektionseffizienz der akustischen Arrays des Telemetrie-Empfängernetzwerkes in der Ems.

Array	Distanz zur Flussmündung (km)	Detektionseffizienz (%)
A1	123	100
A2	100	100
A3	80	100
A4	51	98,4
A5	47	98,2
A6	31	93
A7	16	≥98,3*

*Minimalschätzung anhand einer Analyse der Detektionsreichweiten wie in Merk (2022) beschrieben

System-spezifisches Wachstum

Die im Rahmen des BALANCE-Projektes ermittelten von-Bertalanffy-Wachstumsfunktionen für weibliche und männliche Blankaale sind in Abbildung 4 dargestellt. Das durchschnittliche Wachstum der weiblichen Aale aus dem Untersuchungsgebiet kann am besten durch die von-Bertalanffy-Parameter L_∞=99,9 cm (95%-Konfidenzintervall-Grenzen: 93,7 cm; 106,2 cm), k=0,095 (0,085; 0,106), t_0=-0,857 (-0,985; -0,729) beschrieben werden. Die Parameter der Wachstumsfunktion männlicher Aale lagen bei L_∞=59,6 cm (53,6 cm; 65,5 cm), k=0,109 (0,089; 0,130) und t_0=-1,208 (-1,537; -0,880).

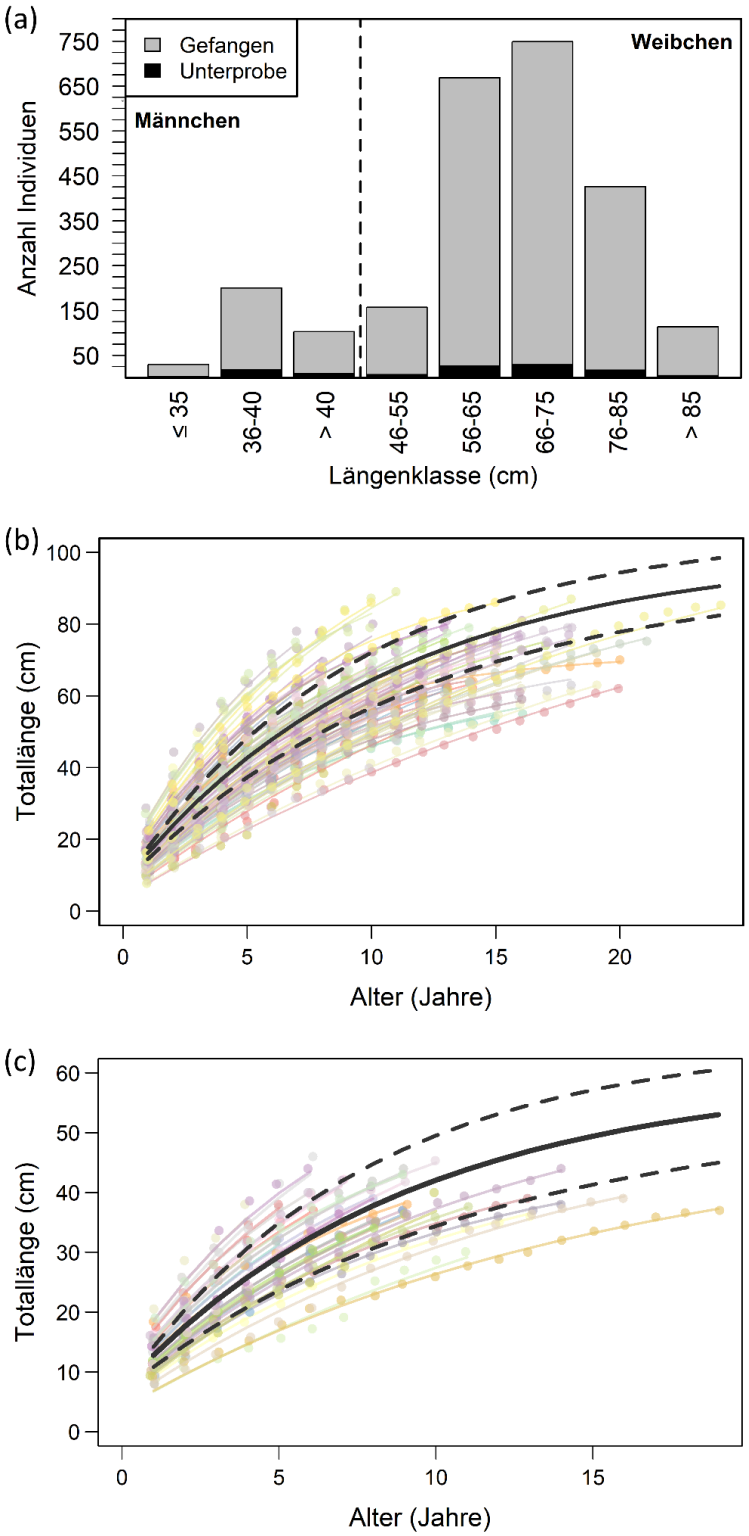

Abbildung 4: a) Häufigkeitsverteilung der Längenklassen von Blankaalen (Stadien SI-III, SI-IV, SI-V und SI-VI), die im Rahmen des Monitorings gefangen wurden, sowie Anzahl der für die Wachstumsanalyse beprobten Individuen. b) Individuelle (bunte Linien) und mittlere (schwarze, durchgezogene Linie) Wachstumskurven mit 95%-Konfidenzintervallen (schwarze, gestrichelte Linien) für weibliche- und c) männliche Blankaale. (Quelle: Höhne et al. 2023a).

3.2 Ermittlung von Abwanderungsaktivität und Schwimmverhalten in Abhängigkeit vom Blankaalstadium (AP 2)

Die korrekte Einteilung der Entwicklungsstadien von Aalen und ein besseres Verständnis möglicher Unterschiede ihres Wanderverhalten ist von besonderer Wichtigkeit für das Erreichen des 40%-Abwanderungsziels. Als abgewandert kann ein Aal nur dann gelten, wenn der das System und damit die betrachtete Teilpopulation vollständig verlassen hat und die Chance bekommt, die transatlantische Laichwanderung anzutreten und damit am Laichgeschehen zu partizipieren. Bewegungen innerhalb des Systems als Abwanderung zu bewerten oder eine unvollständige Abwanderung bei der Quantifizierung zu berücksichtigen, würde zu einer Überschätzung und damit zu einer Abweichung von der tatsächlichen Blankaal-Abwanderung aus dem System führen. Aus diesem Grund wird der Einteilung der Entwicklungsstadien hier eine besondere Bedeutung beigemessen, da die tatsächliche Wanderaktivität von äußerlich blanken Aalen sowohl abhängig von der Saison als auch vom tatsächlichen Reifestadium zu sein scheint.

Saisonalität und Zusammensetzung der Fänge nach Blankaalstadien

Während des Untersuchungszeitraums vom 01. September 2020 bis zum 31. Mai 2022 wurden 4.630 Aale an der Monitoringstation gefangen, darunter 2.027 (43,8%) weibliche Blankaale der Stadien SI-IV oder SI-V, 110 Individuen (2,4 %) des Vorwanderstadiums SI-III, 2.145 (46,4%) Gelbaale der Stadien SI-I und SI-II und 336 (7,3%) männliche Blankaale (Stadium SI-VI). Bei 12 Aalen konnte der Reifegrad, bspw. aufgrund verkrüppelter oder fehlender Brustflossen nicht exakt bestimmt werden.

Die Fänge zeigen, dass sich die Hauptabwanderungsperiode der Blankaale in der Ems von Mitte September bis Januar/Februar erstreckt und nur ein geringer Anteil (13%) der Blankaale zwischen März und August abwandert (Abb. 5). Gelbaalfänge waren in den Frühjahrsmonaten (hauptsächlich April und Mai) besonders häufig. Die Markierung der Blankaale wurde annähernd repräsentativ für die Saisonalität der Abwanderung durchgeführt, da etwa 10 % der Individuen im Frühjahr (April bis Mai) und die überwiegende Mehrheit der Individuen während der Hauptabwanderungszeit (Ende September bis Dezember) besendert und ausgesetzt wurden. Der Anteil der männlichen Blankaale an den im Rahmen des Monitorings gefangenen Blankaalen betrug 13,6%.

Zusammensetzung der Fänge nach Größenklassen und Wanderstadium

Die Zusammensetzung der Fänge im Forschungshamen im Untersuchungszeitraum (Abb. 6) zeigte die typische Größenverteilung der Blankaale in der Ems. Für die äußerlich blanken Männchen wurde im Rahmen des Monitorings eine Größenspanne von 32 bis 49 cm beobachtet. Die Länge der männlichen Blankaale lag jedoch überwiegend zwischen 35 und 44 cm. Die Größe weiblicher Blankaale nach äußerlichen Merkmalen (inklusive der Weibchen im Vorwanderstadium SI-III) reichte von 46 bis 110 cm, wobei der mit Abstand größte Teil der weiblichen Blankaale auf Gesamtlängen zwischen 55 und 84 cm entfiel (Abb. 6).

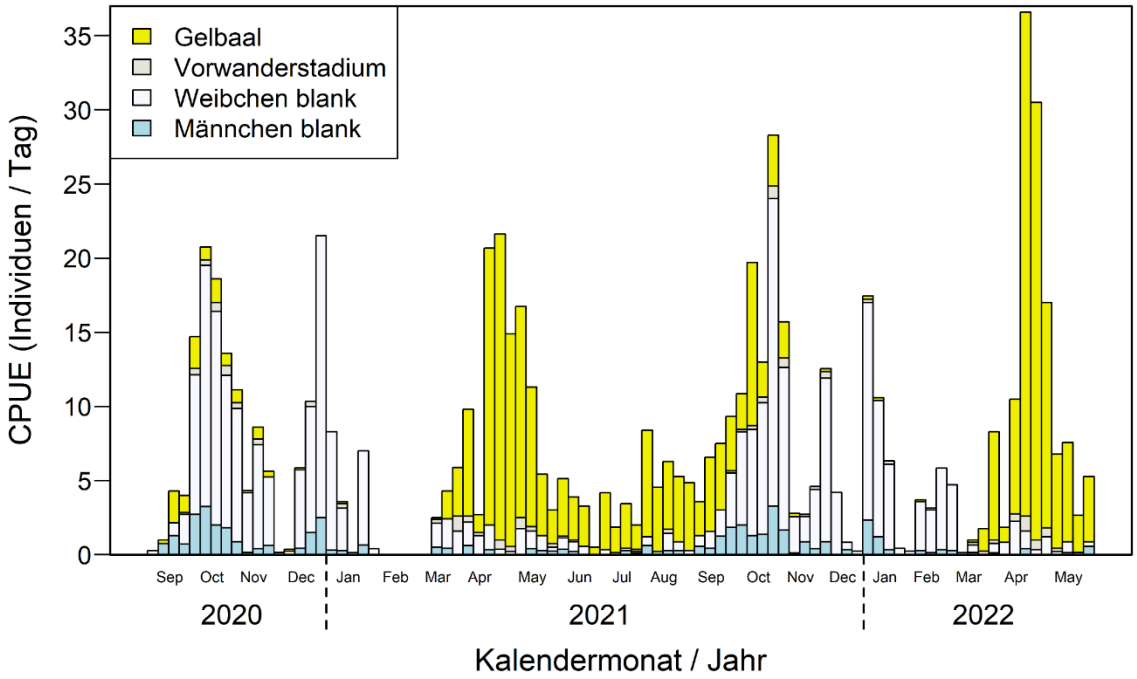

Abbildung 5: Einheitsfänge (CPUE) von Aalen im Untersuchungszeitraum. Durchschnittliche Anzahl und Entwicklungsstadium der innerhalb einer Kalenderwoche täglich gefangenen Individuen. Die Füllung der Balken ist farblich nach Reifestadium und Geschlecht kategorisiert (gelb = SI-I und SI-II, grau = Vorwanderstadium SI-III, weiß = blanke Weibchen SI-IV und SI-V, blau = blanke Männchen SI-VI). (Quelle: Höhne et al. 2023a).

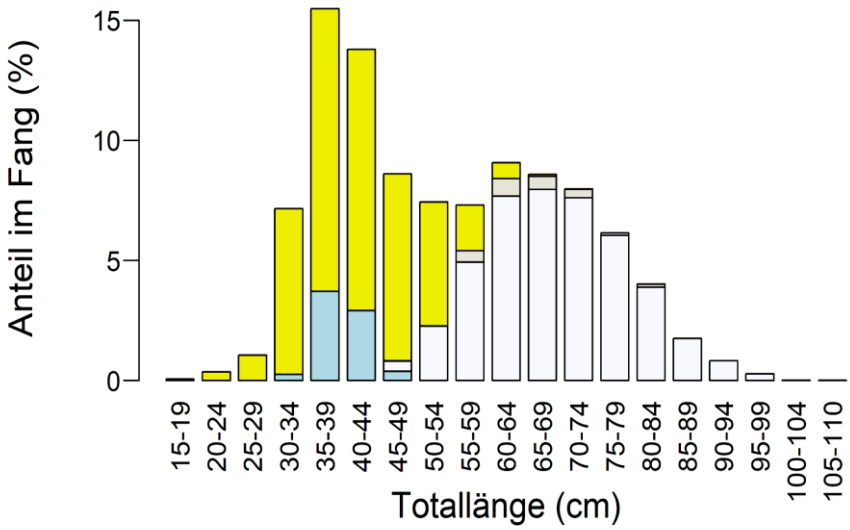

Abbildung 6: Längenverteilung (% Anzahl) der im Forschungshamen gefangenen Aale. Die Balken sind entsprechend Abbildung 5 nach Reifestadium gefärbt. Da es sich hier um Stückzahlen handelt ist zu beachten, dass der Anteil der Blankaale an der Biomasse im Fang naturgemäß deutlich größer ausfällt.

Wie in Abbildung 7 erkennbar, war der Anteil von Aalen im Vorwanderstadium (Stadium SI-III) in der Ems im Herbst deutlich niedriger als im Frühjahr. Zudem machte das Vorwanderstadium insgesamt lediglich 2,4% des Gesamtfangs und 4,5% der Blankaalfänge am Forschungshamen aus. Die Ergebnisse des Reifegrad-assoziierten Wanderverhaltens sind daher aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von SI-III-Aalen mit Vorsicht zu betrachten.

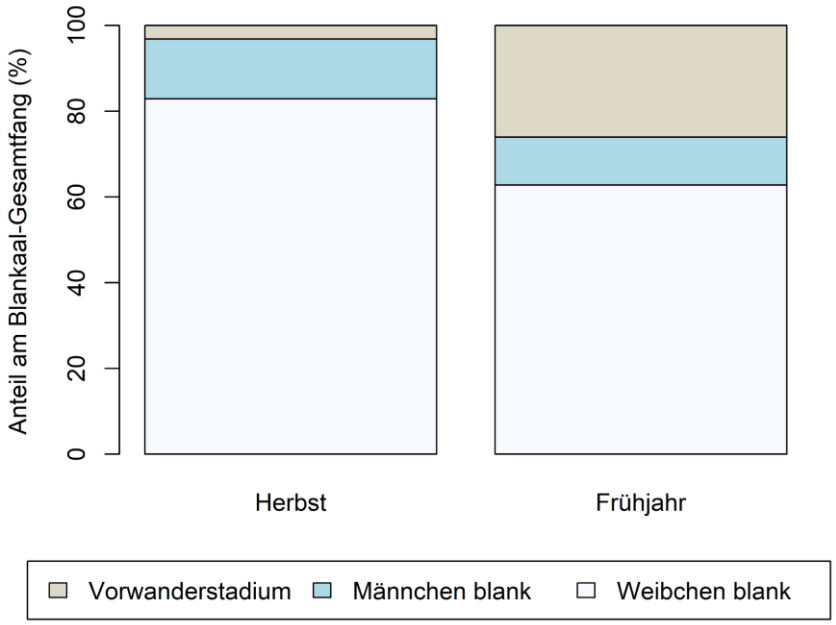

Abbildung 7: Anteile der verschiedenen Reifestadien am Gesamtfang der Blankaale im Herbst (Oktober und November) und Frühjahr (April und Mai).

Abwanderungserfolg und -verhalten nach Reifestadium und Saison

Während Aale des Vorwanderstadiums SI-III anhand ihrer äußerlichen Merkmale schon zu den wandernden Blankaalen gezählt werden könnten, galt es in dieser Studie auch zu untersuchen, ob Aale in diesem Reifestadium (aber auch männliche Blankaale) andere Wandereigenschaften zeigten, als blanke Weibchen der Stadien SI-IV und SI-V (Abb. 8A). Hierfür wurden aus den Fängen am Monitoringstandort Aale unterschiedlicher Reifestadien zu verschiedenen Jahreszeiten mit akustischen Telemetriesendern versehen und ausgesetzt.

Abbildung 8A zeigt die Differenz zwischen initiierter und als erfolgreich erachteter Abwanderung aufgeteilt nach Reifestadien (siehe Erläuterungen dazu in der Bildunterschrift). Insgesamt betrachtet, zeigte sich die Initiierung aber auch der Abwanderungserfolg über das gesamte Jahr betrachtet bei männlichen Blankaalen als am geringsten, da hier nur knapp über 40% der markierten Fische überhaupt am Array A2 bei Lathen registriert wurden. Nur etwa die Hälfte der losgeschwommenen markierten Männchen erreichte im Untersuchungszeitraum das letzte Array im Mündungsbereich und gilt damit als erfolgreich abgewandert. Der Anteil von weiblichen Aalen im Vorwander- und Blankaalstadium, welche ihre Wanderung initiiert haben, nahm von Stage SI-III zu SI-V zu (64% SI-III bis 78% SI-V). Allerdings ist von den SI-III-Individuen ein geringerer Anteil erfolgreich abgewandert. Diese Beobachtung wird bei Betrachten der jahreszeitlichen Unterschiede etwas klarer: während im Herbst die meisten weiblichen Blankaale unabhängig ihres Stadiums nach Initiierung ihrer Wanderung auch erfolgreich den Mündungsbereich erreichten, war der Anteil initiierter Abwanderung wie auch erfolgreicher Abwanderung bei den Blankaalstadien SI-IV und SI-V im Frühjahr insgesamt deutlich geringer als im Herbst. Beim Übergangsstadium SI-III war dieser Effekt noch stärker ausgeprägt: keines der neun im Frühjahr markierten Individuen erreichte den Mündungsbereich. Männchen wurden mit einer Ausnahme ausschließlich im Herbst besendert.

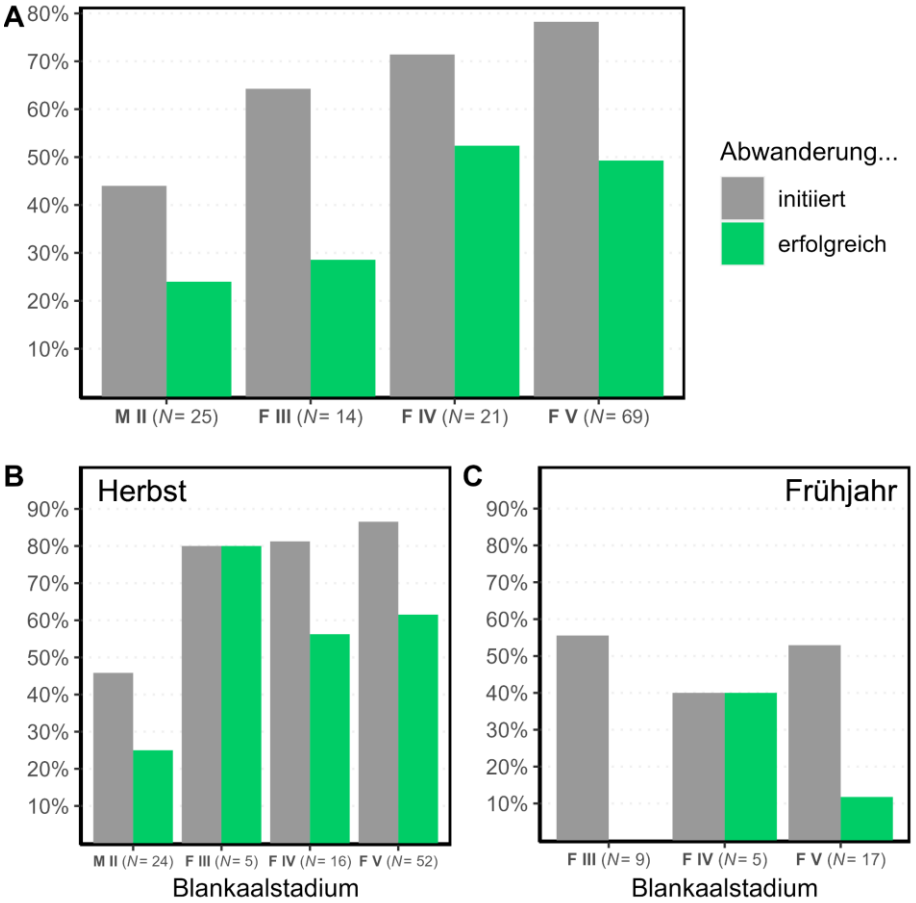

Abbildung 8A: Anteil der Blankaale pro Reifestadium, die die Abwanderung nach Aussetzen (wieder) initiiert haben (d.h. mindestens auf Array A2 detektiert wurden, also >26 km geschwommen sind; in grau) bzw. erfolgreich abgeschlossen haben (d.h. zuletzt auf Array A7 im Mündungsbereich detektiert wurden; in grün). Diese sind für alle im Versuchszeitraum im Binnenbereich ausgesetzten Aale (A), für alle im Herbst ausgesetzten Aale (B) sowie für alle im Frühjahr ausgesetzten Aale (C) separat dargestellt. Um den Wanderfortschritt unbeeinflusst von fischereilichen Effekten (die Reifegrad-spezifisch wirken könnten) abzubilden, wurden wiedergefangene Aale für diese Analyse als abgewandert behandelt. (M II: männliche Blankaale (SI-VI), F III: weibliche Aale Vorwanderstadium (SI-III), F IV und F V: weibliche Blankaale (SI-IV und SI-V)).

Bei Betrachtung des gesamten Jahresverlaufs, unabhängig der Saison, entsteht der Eindruck, dass Individuen des Vorwanderstadiums SI-III mit zunehmender Distanz zur Mündung deutlich niedrigere Erfolgsquoten bei der Abwanderung erzielen als Blankaale der Stadien SI-IV und SI-V (Abb. 9A). Besonders oberhalb des Tidenbereichs, bis zum Array A3 bei Herbrum, betrug der Anteil registrierter Individuen im Stadium SI-IV und SI-V noch zwischen 70 und 75%, während hier von den im Stadium SI-III markierten Aalen lediglich rund 40% ankamen. Auch die markierten männlichen Blankaale zeigten eine hohe Abbruch- bzw. Verlustquote, besonders unmittelbar nach dem Aussetzen. Durch die geringere Körpergröße und damit größere Sensitivität männlicher Blankaale könnte dies auf nachteilige Effekte des Besenderungsverfahrens oder ggf. auch auf höhere Verluste durch Prädation hinweisen. Des Weiteren kann auch die deutlich kürzere Senderlaufzeit (nur ca. 50 Tage statt ca. 410-500 Tage bei Weibchen) der für die Männchen benutzten, kleineren Sendern hier zu einer größeren Signal-Verlustrate geführt haben.

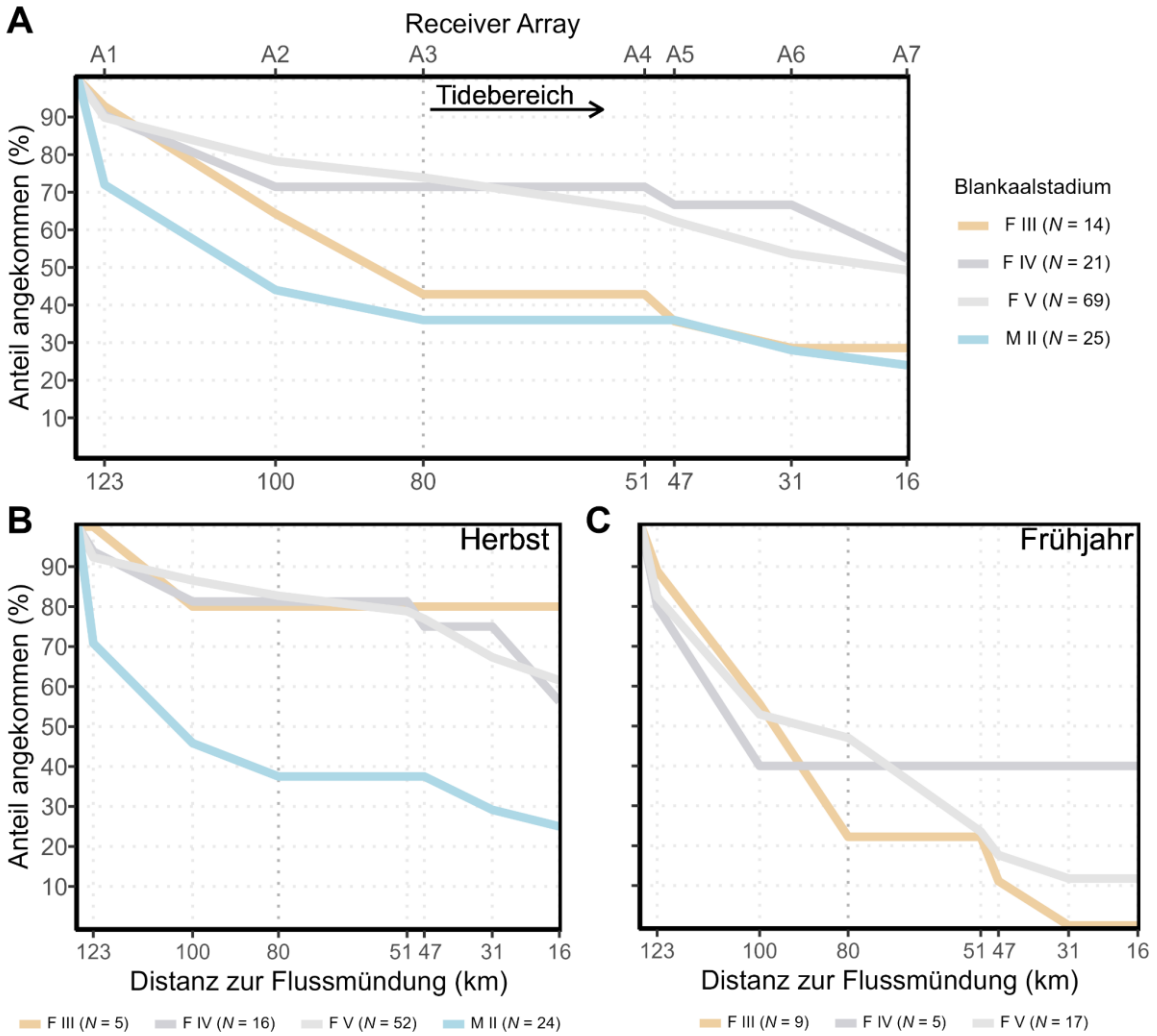

Abbildung 9: Vergleich der Überlebenskurven markierter Aale verschiedener Reifegrade (nach Durif et al., 2005) vom Aussetzen im Binnenbereich nahe Meppen bis zum Mündungsarray nahe Knock. Um den Wanderfortschritt unbeeinflusst von fischereilichen Effekten (die Reifegrad-spezifisch wirken könnten) abzubilden, wurden wiedergefangene Aale für diese Analyse als abgewandert behandelt. (M II: männliche Blankaale (SI-VI), F III: weibliche Aale Vorwanderstadium (SI-III), F IV und F V: weibliche Blankaale (SI-IV und SI-V)).

Eine nähere Betrachtung der jahreszeitlichen Unterschiede (Abb. 9 B, C) schlüsselt die Ergebnisse der Untersuchungen zum Abwanderungserfolg weiter auf. Während Männchen ausschließlich im Herbst besendert und ausgesetzt wurden, sind die Tiere im Vorwanderstadium SI-III unter den markierten Exemplaren im Verhältnis zur Fangzusammensetzung überrepräsentiert. Während diese im Herbst in ihrer Abwanderungsquote keine Unterschiede im Vergleich zu Stage SI-IV und SI-V-Blankaalen zeigten und ebenfalls hohe Erfolgsquoten bei der Abwanderung erreichten (ca. 80%), liegt der Anteil bis zur Flussmündung gewanderter Individuen dieser Gruppe im Frühjahr am niedrigsten aller beobachteten Stadien. Allerdings fiel der Abwanderungsfortschritt auch bei den Blankaalstadien SI-IV und SI-V im Frühjahr deutlich niedriger aus als im Herbst. Zu beachten sind hier allerdings die teilweise niedrigen Stichprobenumfänge, da es für die Fang-Wiederfang-Studie notwendig war, die Stadien annähernd repräsentativ zu ihrem Auftreten im Fang zu markieren (Abb. 8 und 9 B, C).

Für den Vergleich der Wandergeschwindigkeiten zwischen Blankaalstadien je Flussabschnitt wurden zunächst die Distanzen zwischen den Arrays des Telemetrienetzwerkes in Flusskilometern bestimmt. Dazu wurde eine Shapefile der Ems in das Statistikprogramm *R* eingelesen und die Distanzen mit Hilfe des Paketes “actel” (Flávio und Baktoft, 2021) als die kürzeste, durch Wasser führende Route entlang des Hauptstroms berechnet. Für jede

Stromabwärtsbewegung eines Individuums zwischen zwei Arrays wurde die Wandergeschwindigkeit in Meter pro Sekunde ermittelt, indem die Distanz zwischen den Arrays in Flusskilometern durch die benötigte Zeit von erster Detektion auf Array *i* bis zur ersten Detektion auf Array *i + 1* geteilt wurde. Daraus ergibt sich, dass Wandergeschwindigkeiten lediglich für Individuen, die mindestens bis zum Array A2 vorgedrungen sind, berechnet wurden. Die Wanderbewegung zwischen Aussetzort und erstem Array A1 wurde hingegen nicht betrachtet, da das Wandertempo hier durch Akklimatisierungs- und Erholungseffekte nach dem Tagging beeinflusst sein kann. Die resultierenden Einzelobservationen von Schwimmgeschwindigkeiten zwischen Arrays wurden daraufhin pro Individuum gemittelt, was in eine "mittlere Wandergeschwindigkeit" pro Individuum resultierte. Zusätzlich wurde die mittlere Wandergeschwindigkeit für jedes Individuum nach Flussabschnitt (Binnen- und Tidenbereich) berechnet, da sich die Wanderbedingungen dieser beiden Habitate stark unterscheiden, bspw. durch die stark unterschiedlichen Strömungsverhältnisse. Da die Wandergeschwindigkeiten im Tidenbereich annähernd normalverteilt und die Varianzen homogen waren, wurde eine *one-way ANOVA* durchgeführt, um auf Unterschiede zwischen den Reifestadien zu prüfen. Für den Binnenbereich waren die Wandergeschwindigkeiten nicht normalverteilt, sodass hier ein *Kruskal-Wallis Test* mit anschließendem *Dunn's post-hoc test* durchgeführt wurde. Resultierende *p-Werte* wurden nach der Holm-Methode für multiples Testen korrigiert (Stevens et al., 2013).

Auch die Abwanderungsgeschwindigkeiten der unterschiedlichen Reifestadien zwischen dem Binnen- und Tidebereich zeichnen ein interessantes Bild: während im Tidebereich statistisch keine Unterschiede zwischen den Stages ermittelt wurden (*one-way ANOVA*, *p*=0.559) (Abb. 10), unterschieden sich die Wandergeschwindigkeiten im Binnenbereich zwischen den Reifestadien. SI-III-Aale im Vorwanderstadium bewegten sich zwischen den Arrays im Mittel signifikant langsamer als Blankaale des Stadiums SI-IV (*Kruskal-Wallis Test*, *p*=0.006), was darauf zurückzuführen sein könnte, dass SI-III-Aale sich in diesem Bereich langsamer und weniger zielgerichtet bewegten als die anderen untersuchten Stadien. Zusammen mit den Schlüssen, die sich aus den Überlebenskurven ziehen lassen, deutet das darauf hin, dass diese Tiere nicht direkt abwandern.

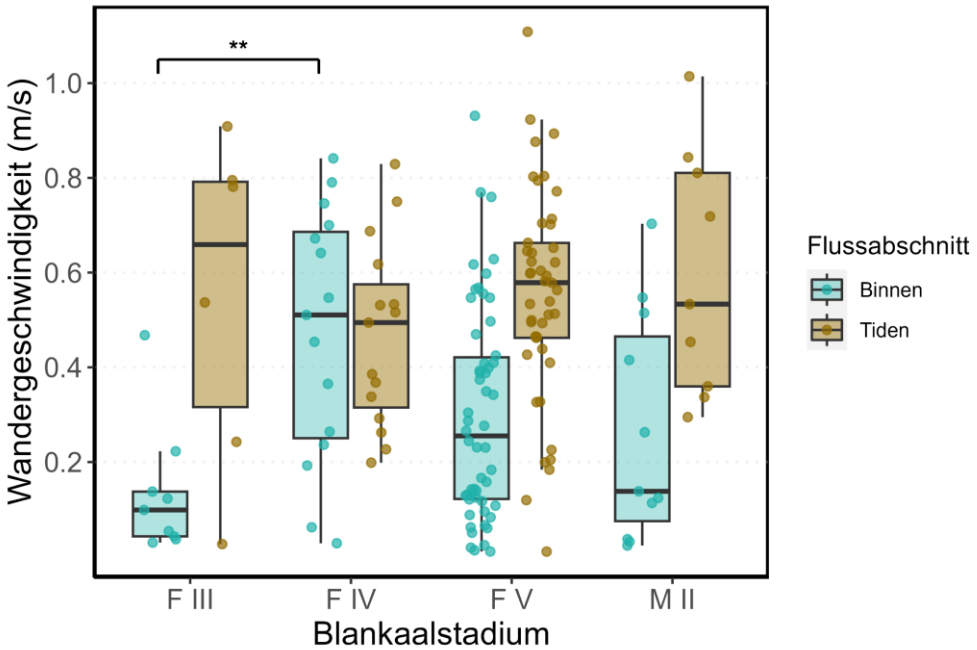

Abbildung 10: Vergleich der Wandergeschwindigkeiten zwischen verschiedenen Blankaalstadien, aufgeteilt nach Flussabschnitt. ** *p*<0,01. (M II: männliche Blankaale (SI-VI), F III: weibliche Aale Vorwanderstadium (SI-III), F IV und F V: weibliche Blankaale (SI-IV und SI-V)).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die jahreszeitlichen Unterschiede im Verhalten und in der Wandergeschwindigkeit der markierten Aale im Verhältnis zu den Reifegrad-assoziierten Unterschieden überwiegen. Der geringere Abwanderungserfolg aller beobachteten Stadien im Frühjahr lässt darauf schließen, dass den Wanderbewegungen in dieser Jahreszeit im Vergleich zum Herbst keine große Bedeutung für die Erreichung des 40%-Abwanderungsziels zugesprochen werden sollte.

Bedeutung der Schifffahrtskanäle als Wanderroute

Kanalverbindungen zu anderen EMUs

Um die Bedeutung abzweigender Schifffahrtskanäle auf das Verhalten abwandernder Blankaale zu ermitteln, wurde je ein Telemetrie-Empfänger im Küstenkanal und im Haren-Rütenbrock-Kanal ausgebracht (Abb. 1). Auf dem Empfänger im Küstenkanal, unmittelbar vor der Schleuse Dörpen, wurden zwei Blankaale detektiert. Diese sind mindestens vier Kilometer in den Kanal, der eine Verbindung zur Weser darstellt, hinein geschwommen. Einer der beiden Aale wurde anschließend auf Array A3 in der Ems detektiert, was zeigt, dass dieser Fisch wieder umgekehrt und in den Hauptstrom der Ems zurückgeschwommen ist. Der Abstieg des Aals ist in Abbildung 11 dargestellt. Wenngleich sich die Wanderung durch die Kanalpassage leicht verlangsamt hat, dürfte dies keinen nennenswerten Einfluss auf den Erfolg der Laichwanderung darstellen. Ein weiterer Blankaal wurde über einen Zeitraum von etwa einem Jahr, bis zur finalen Bergung der Receiver, nahezu durchgängig auf dem Empfänger im Küstenkanal registriert. Die Daten des implantierten Tiefensensor-Tags legen jedoch nahe, dass dieses Individuum möglicherweise vor der Schleuse verendet ist oder seinen Sender im Feld des Empfängers verloren hat, da sich die Schwimmtiefe des Aals innerhalb der letzten acht Monate nicht mehr geändert hat.

Ein im Laufe des Projektes im Haren-Rütenbrock-Kanal, unweit der Emseinmündung, ausgebrachter Empfänger (Inbetriebnahme am 11.10.2021) registrierte keinen markierten Aal. Dieser Kanal scheint somit als alternative Route für abwandernde Aale eine vernachlässigbare Rolle zu spielen.

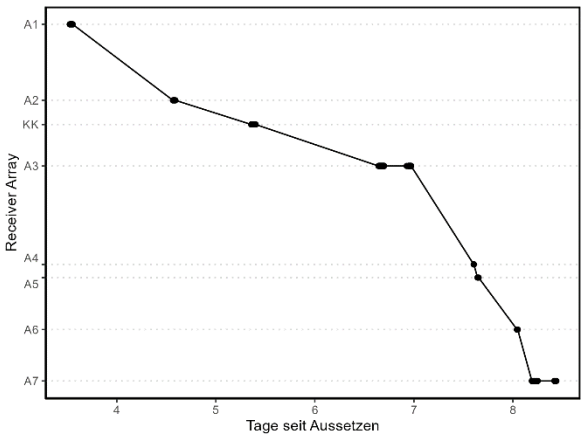

Abbildung 11: Übersicht der Detektionen eines von zwei Blankaalen, die im Küstenkanal registriert wurden. Detektionen auf den Arrays sind als Punkte dargestellt.

Abwanderung über das Dortmund-Ems-Kanalsystem

Um die Bedeutung des Dortmund-Ems-Kanalsystems und seiner Schifffahrtsschleusen als Wanderroute aus dem Hauptstrom kommender Blankaale zu beleuchten, wurde eine spezielle Anordnung der Telemetrie-Empfänger an drei Kanalabzweigungen in der Binnenems gewählt. An den Kanalabzweigungen bei Versen, Lathen und Herbrum wurde je ein Empfänger im Hauptstrom oberhalb der Trennspitze, einer im Hauptstrom unterhalb der Trennspitze, sowie ein Empfänger im Kanal, unweit der Trennspitze installiert (Abb. 12). Da die Empfangsreichweite im Binnenbereich unter günstigen Bedingungen deutlich besser als erwartet ausfiel, überlappten die Empfangsbereiche der Kanal-Receiver und der Receiver oberhalb der- bzw. an der Trennspitze teilweise. Für die Analyse der Wanderaktivität im Kanal wurden daher alle Detektionen ausgeschlossen, die zeitgleich auf beiden Geräten registriert wurden, da diese suggerieren, dass der Aal sich zwischen den beiden Einheiten aufhielt und nicht klar in den Kanal hinein geschwommen war. Die Aufenthaltszeit von Aalen auf einem Empfänger wurde als Zeitdifferenz zwischen erster und letzter Detektion auf der jeweiligen Einheit berechnet.

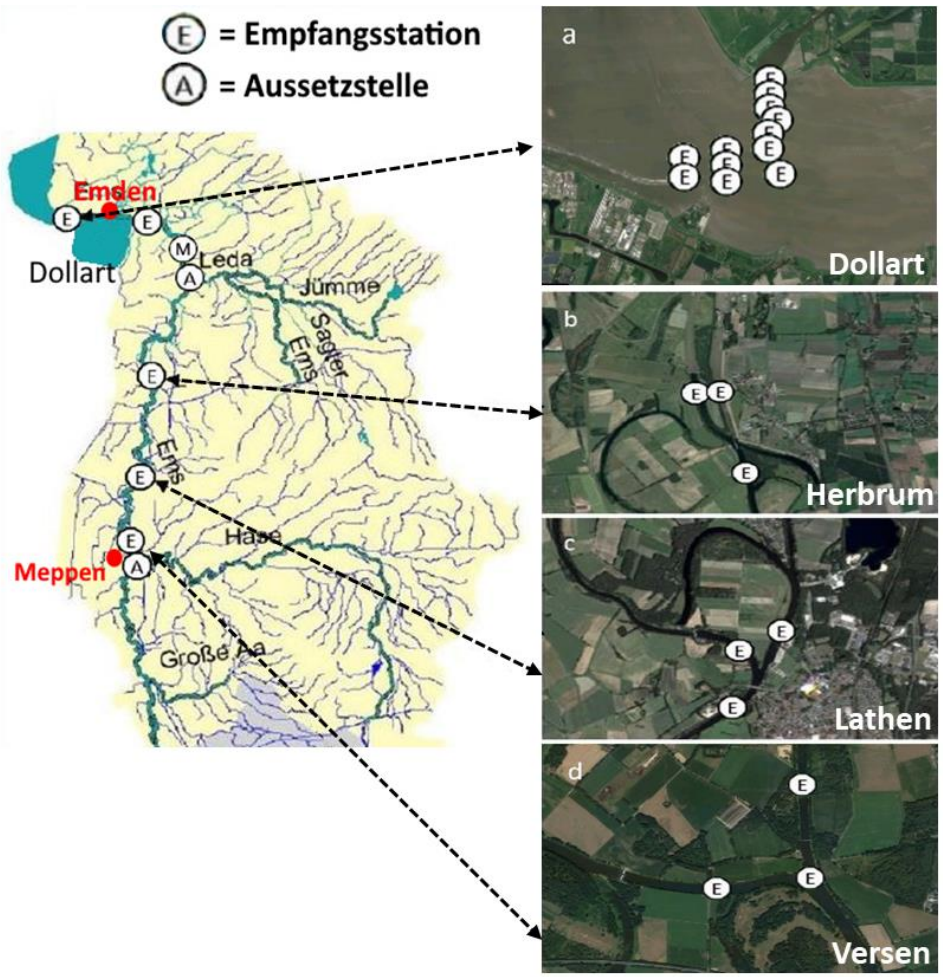

Abbildung 12: Übersicht der Arrays sowie Detailansicht der Anordnung von Empfangseinheiten innerhalb einzelner Arrays

Bei den 112 Blankaalen, die mindestens bis zum ersten Empfängerarray A1 geschwommen sind, wurden lediglich vier Schleusenpassagen registriert. Das heißt, dass diese Individuen zuletzt auf der Kanalstation eines Arrays und daraufhin am nächsten Array stromab detektiert wurden. Auffällig war hierbei, dass alle Schleusenpassagen an der Schleuse Herbrum, also der Alternativroute zum Tidewehr, stattfanden. Eine dieser Passagen erfolgte stromaufwärts gerichtet von einem im Tidebereich ausgesetzten Aal. Mit Ausnahme dieses Tieres komplettierten alle Aale, die die Schleuse passierten, ihre Abwanderung aus dem Flusssystem anschließend erfolgreich. Ein weiterer, männlicher Blankaal, wurde zuletzt auf einem Kanalempfänger gehört, danach jedoch an keiner weiteren Station. Hier ist es ungewiss, ob das Individuum die Schleuse passiert hat. Übrige Aale, die auf einer

Kanaleinheit detektiert wurden, kehrten um und wanderten über den Ems-Hauptstrom weiter. Um zu analysieren, ob dies zu nennenswerten Verzögerungen bei der Wanderung führte, wurden die wie oben beschrieben berechneten Aufenthaltszeiten zwischen Kanal- und Hauptstrom-Empfängern verglichen. Hierbei zeigten sich auf den Hauptstrom-Empfängern im Mittel längere Aufenthaltszeiten als im Kanal. Auch die Häufigkeit von Langzeitaufenthalten einzelner Individuen in Kanälen übersteigt nicht die Häufigkeit dieser im Hauptstrom, wo sie beispielsweise durch Rastaufenthalte zustande kommen (Abb. 13).

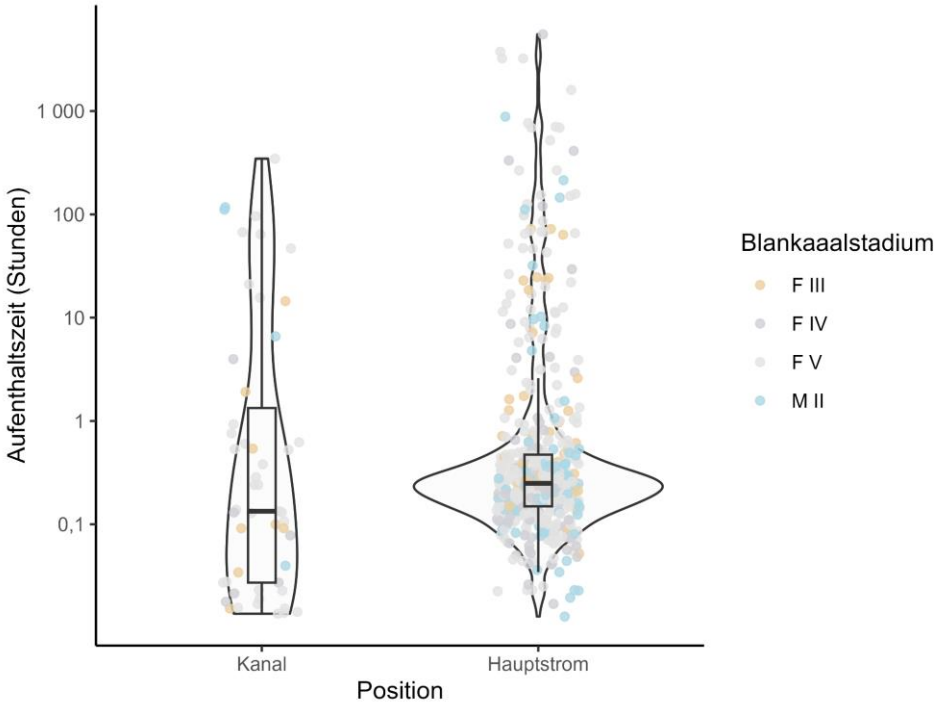

Abbildung 13: Vergleich der Aufenthaltszeiten (= Zeitdifferenz zwischen erster und letzter Detektion auf einem Empfänger) zwischen Empfängern im Dortmund-Ems-Kanal und dem Ems-Hauptstrom. Die Datenpunkte sind nach Blankaalstadium eingefärbt. (M II: männliche Blankaale (SI-VI), F III: weibliche Aale Vorwanderstadium (SI-III), F IV und F V: weibliche Blankaale (SI-IV und SI-V)).

Schleusenpassagen scheinen angesichts der hier vorgestellten Ergebnisse also für die Abwanderung in der Ems zu keiner deutlichen Beeinträchtigung zu führen und resultierten nicht zu unmittelbar tödlichen Verletzungen oder regelmäßige Abbrüche der Wanderung nach Passage. Wenn Aale in einen Kanal eingeschwommen sind, sind sie in der Regel rasch wieder in den Hauptstrom zurückgelehrt. Daher spielen Kanäle für im Hauptstrom wandernde Blankaale als Wanderhindernisse eine eher untergeordnete Rolle und entstandene Wanderverzögerungen scheinen vernachlässigbar. Für Aale, die aus Nebengewässern über die Kanäle oder aus den Kanälen direkt in den Hauptstrom abwandern müssen, um das Flussgebiet verlassen zu können, stellen die Kanäle aufgrund der fehlenden gerichteten Strömung allerdings große Hindernisse dar (Nolting 2016).

Diurnale Wanderrhythmik im Binnen- und Tidenbereich

Um die bevorzugten Wanderzeiten der Blankaale der Ems zu bestimmen, wurde für jedes im Binnenbereich ausgesetzte Individuum die Ankunftszeit (als Tagesstunde der ersten Detektion) an jedem durchquerten Array ermittelt. Die Ankunft eines Aals auf dem jeweils nächstgelegenen Akustikarray stromab ist eine geeignete Metrik, um Wanderaktivität zu repräsentieren. Die Verteilung der Ankunftszeiten ist in Abbildung 14 für den Binnen- und Tidenbereich separat dargestellt. Für die Analyse von diurnalen Mustern ist zirkuläre Statistik notwendig. Daher wurden die Tagesstunden zunächst in Gradmaße umgewandelt, indem die Stunden durch 24 geteilt und mit 360° multipliziert wurden (Pewsey et al., 2013). Mittels eines Rayleigh-Tests wurde daraufhin

geprüft, ob die Verteilung der Wanderaktivitäten im Binnen- bzw. Tidenabschnitt annähernd uniform verteilt ist oder es bevorzugte tageszeitliche Aktivitätspeaks gibt (Lennox et al., 2018).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Wanderaktivität im Binnenbereich überwiegend nachts stattfand (Rayleigh test of uniformity, *R-bar*=0,389, *p*<0,001) (Abb. 14). Im Tidenbereich hingegen waren die Aktivitätszeiten gleichmäßig verteilt (*R-bar*=0,04, *p*=0,682), so dass hier keine tageszeitliche Präferenz erkennbar war. In der Binnenems wurden 83,5% der Blankaal-Ankünfte an Arrays bei Nacht verzeichnet, während im Tidenbereich nur 63,6% der Aktivität bei Nacht stattfand.

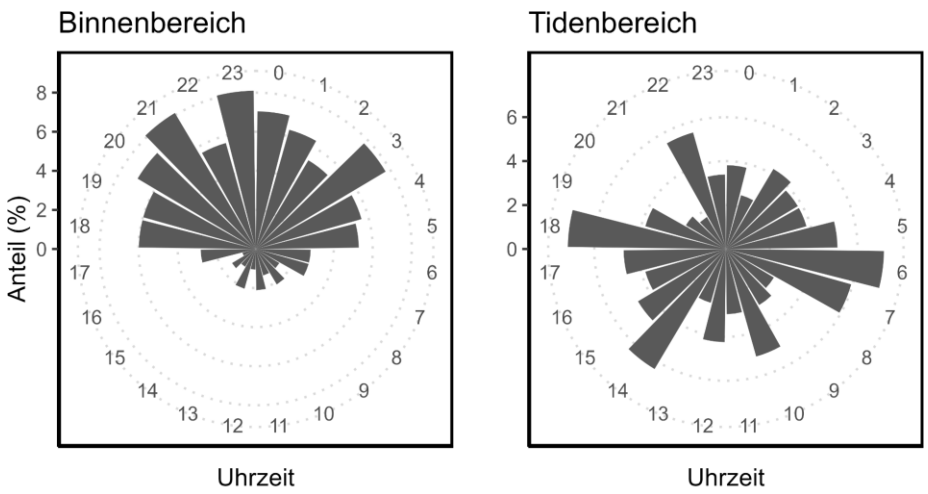

Abbildung 14: Rosendiagramm der tageszeitlichen Aktivität im Binnen- und im Tidenbereich (*N*=520 Observationen).

Die Aktivität im Binnenbereich, mit präferierten Bewegungen während der Nacht, entspricht der bekannten Nachtaktivität von Aalen (Tesch, 2003) und könnte der Vermeidung von Prädatoren dienen. Im Tidenbereich hingegen finden sich diese Unterschiede nicht, was auf den Tageszeit-unabhängigen Tideneinfluss und die damit von Gezeiten und Abflussmenge beeinflusste Abwanderung zurückgeführt werden könnte. Zudem könnte auch die im Tidenbereich vorherrschende starke Wassertrübung für die gleichmäßigere Wanderaktivität mitverantwortlich sein, da ein Schutz vor Prädatoren unter solchen Bedingungen auch tagsüber nicht erforderlich ist.

3.3 Ermittlung des Abwanderungsverhaltens von Blankaalen im Dollart (AP 3)

Durch eine Kette von 12 Empfängern am Ausgang des Dollart wurde untersucht, welcher Anteil der im Rahmen der Arbeitspakete 1 und 2 markierten Blankaale tatsächlich die Ems verlassen hat und welcher Anteil in den Übergangsgewässern verblieben ist.

Von 191 Blankaalen, die am Eingang in den Dollart bei Pogum (Array A6) detektiert wurden, durchquerten 140 (ca. 73 %) den Bereich bis zur Receiver-Kette zwischen Knock und Delfzijl (Array A7) innerhalb von weniger als 24 Stunden (Abb. 15). Mit Ausnahme von einem Individuum haben alle Blankaale den Dollart in derselben Abwanderungs-Saison verlassen, in der sie ihn erreicht hatten. Lediglich fünf Aale verblieben länger als vier Wochen im Dollart und ein Individuum hat die Wanderung für eine Dauer von 213 Tagen unterbrochen. Dieser Aal, der zum Zeitpunkt des Aussetzens erst den Reifegrad des Vorwanderstadiums (SI-III) hatte, erreichte den Dollart im März und wanderte erst im darauffolgenden Oktober zur Hauptabwanderungszeit ab.

Die mediane benötigte Zeit zum Durchqueren des Dollarts (als Zeitdifferenz zwischen erster Detektion auf Array A6 und letzter Detektion auf Array A7) betrug 11,6 Stunden. Die mittlere Durchquerungsdauer lag durch den Einfluss einiger weniger Individuen mit langen Aufenthaltszeiten bei 3,7 Tagen. Ein *Kruskal-Wallis Test* ergab, dass sich die Aufenthaltszeiten im Dollart nicht signifikant zwischen den verschiedenen Blankaalstadien unterschied (χ^2 [3]=1,601, *p*=0,614).

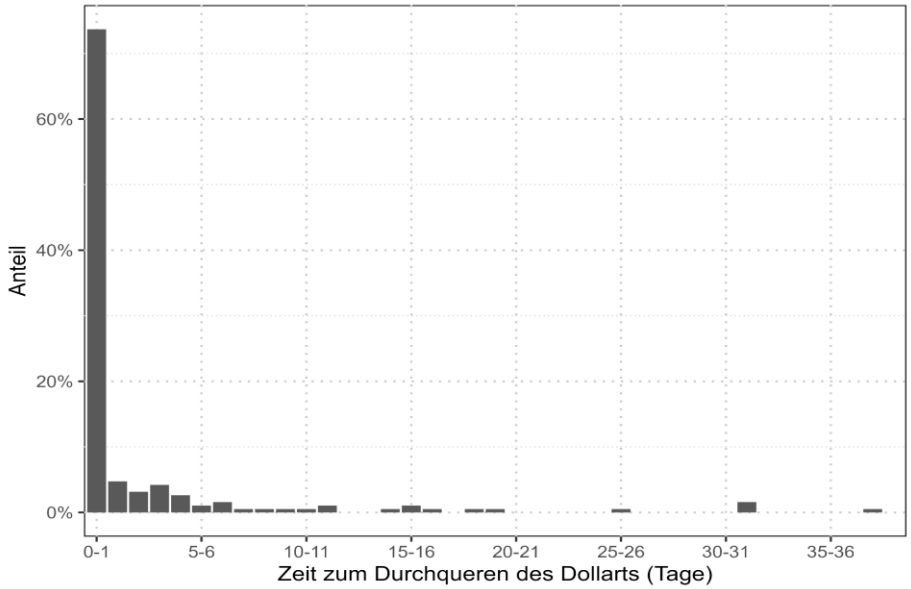

Abbildung 15: Histogramm der Aufenthaltszeiten im Dollart von Eintritt (erste Detektion auf Array A6) bis Austritt (letzte Detektion auf Array A7). Ein Individuum mit einer Aufenthaltszeit von 213 Tagen ist hier aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht mit abgebildet.

Um die Unterschiede im Wandertempo zwischen dem Dollart und den übrigen Flussabschnitten zu testen, wurden ausschließlich Individuen verwendet, die im Binnenbereich ausgesetzt wurden und die das System erfolgreich verlassen konnten (d.h. Aale, die in allen drei Flussabschnitten (Binnenems, Unterems und Dollart) detektiert wurden (N=41)). Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass der Dollart von dem Großteil der abwandernden Aale zügig durchschwommen wurde und dass der Eintritt in die Küstengewässer nicht zu einer Verlangsamung der Abwanderung führte. Die Analyse der Daten ergab, dass sich die Wandergeschwindigkeit der markierten Blankaale signifikant zwischen Dollart, Unterems und Binnenems unterschied (Friedman χ^2 [2]=14,976, p<0,001), wobei die Wandergeschwindigkeit in der Unterems und im Dollart signifikant höher waren als im Binnenbereich (*Wilcoxon Signed-Rank Test*, $p_{Unterems:Binnenems}$<0,001, $p_{Dollart:Binnenems}$=0,037) (Abb. 16). Zwischen Unterems und Dollart gab es hingegen keinen Unterschied (p=0,663). Die schnellere Wandergeschwindigkeit in Unterems und Dollart lässt sich auf den Gezeiteneinfluss zurückführen, der in diesen Bereichen zu einer hohen Strömungsgeschwindigkeit geführt hat, die von den abwandernden Aalen genutzt werden konnte. Zudem konnte beobachtet werden, dass die Blankaale in der trüben Tideems auch tagsüber aktiv waren und im Gegensatz zu den Aalen in der Oberems tagsüber keine ausgeprägten Unterbrechungen der Wanderung zeigten (siehe auch Kapitel 3.2). Auffallend ist, dass sich die Blankaale im Dollart in eine langsam und eine schnell wandernde Gruppe trennten. Dieses Muster kann zumindest teilweise durch den Einfluss der Tiden auf die Wandergeschwindigkeit der Aale erklärt werden. Ob auch kurze Aufenthalte zur Rast oder zur Nahrungsaufnahme der Grund für die unterschiedlichen Schwimmgeschwindigkeiten sind, kann hier nicht geklärt werden. Mit Ausnahme der oben beschriebenen Einzelfälle handelt es sich hierbei aber lediglich um verlangsamte Wandergeschwindigkeiten, nicht um Unterbrechungen der Abwanderung.

Die Berechnung der Wandergeschwindigkeiten der drei Flussabschnitte Binnenems, Unterems und Dollart erfolgte analog zu der Beschreibung in Abschnitt 3.2. Da jedes Individuum in dieser Analyse je einen Datenpunkt pro Flussabschnitt beisteuerte, wurde für den Vergleich zwischen den Flussabschnitten ein Testverfahren für gepaarte Stichproben genutzt. Da zwar eine Normalverteilung der Residuen, nicht jedoch Varianzhomogenität gegeben war, wurde hier auf den nicht-parametrischen *Friedman Test* zurückgegriffen. Anschließend wurde als post-hoc Test *ein paarweiser Wilcoxon Signed-Rank Test* durchgeführt. Resultierende p-Werte wurden mit der Holm-Methode für multiples Testen korrigiert.

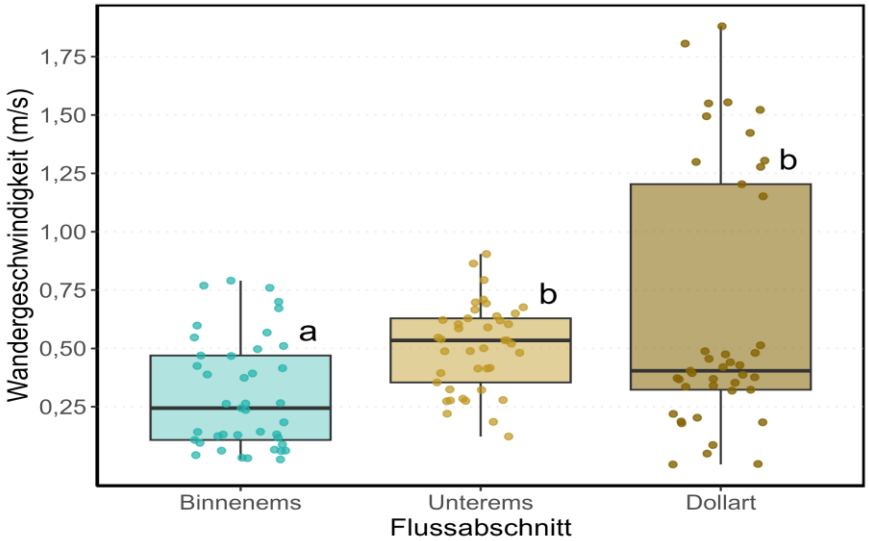

Abbildung 16: Vergleich der Wandergeschwindigkeiten zwischen Binnenems (Versen bis Herbrum), Unterems (Herbrum bis Pogum) und Dollart (Pogum bis Knock). Unterschiedliche Buchstaben über den Boxplots stehen für signifikante Geschwindigkeits-Unterscheide zwischen den jeweiligen Flussabschnitten (Friedman-Test).

Um Informationen zum weiteren Verlauf der Wanderung der markierten Aale nach dem Verlassen des Ems-Einzugsgebiets zu erhalten, wurden über das "European Tracking Network", einer gemeinsamen Datenbank von Wissenschaftlern die mit akustischer Telemetrie arbeiten, Informationen über Detektionen von Aalen aus dem BALANCE-Projekt in anderen Netzwerken der Nordsee eingeholt. Eine Abfrage dieser Daten ergab, dass bis zum 21. März 2023 insgesamt 18 Blankaale in fünf verschiedenen Empfängernetzwerken in der Nordsee detektiert wurden (Abb. 17). Die Analyse zeigt, dass mindestens 9% der Aale, die den Dollart durchschwommen haben, ihre Reise dicht unter der niederländischen und belgischen Nordseeküste fortgesetzt haben und dass zumindest ein Teil der Aale, die die Ems verlassen haben, den Ärmelkanal für die Abwanderung nutzte. Da es sich hierbei aber nicht um eine quantitative Erfassung handelt, sind Aussagen darüber, welche Anteile der Aale durch den Ärmelkanal abwandern bzw. die alternative Route nördlich der britischen Inseln wählen, nicht möglich.

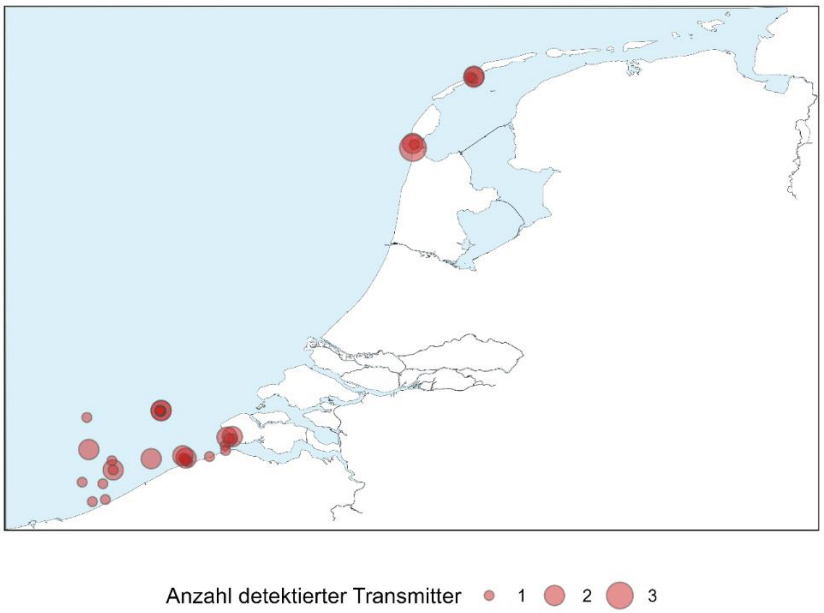

Abbildung 17: Detektionen von markierten Blankaalen aus der Ems im Nordseeraum. Die Größe der Kreise repräsentiert die Anzahl an Individuen, die auf dem jeweiligen Empfänger registriert wurden.

3.4 Untersuchung der Blankaalabwanderung im Jahresverlauf in Abhängigkeit von Umweltbedingungen (AP 4)

Um die Abwanderungsaktivität von Blankaalen und ihre Abhängigkeit von Umweltparametern zu untersuchen, wurden im Rahmen des durchgeführten Projekts zwei Ansätze verfolgt. Zum einen wurden die Fänge an der Monitoringstation unmittelbar in Bezug zu den gemessenen Umweltparametern gesetzt und zum anderen wurde das Verhalten der markierten Aale auch anhand der vorliegenden Telemetriedaten untersucht. Während durch die Fangdaten eine lückenlose Betrachtung über den gesamten Projektzeitraum möglich war, waren sie für eine Korrelation mit Umweltparametern nur bedingt geeignet, da die Aalfänge nur auf wöchentlicher Basis dokumentiert werden konnten und die zeitliche Auflösung daher begrenzt ist. Folglich lässt dieser Ansatz keine Aussage über solche Umweltparameter zu, die sich in kürzeren Zeiträumen ändern (z.B. Tagesrhythmik und, im Tidenbereich von besonderer Bedeutung, Änderungen der Strömungsverhältnisse). Entsprechend wurden ergänzende Analysen mit den markierten Aalen durchgeführt, durch die eine differenzierte Betrachtung und eine höhere zeitliche Auflösung ermöglicht wurde.

Abhängigkeit der Blankaalfänge von Umweltparametern

Der Pegelstand wurde in der Binnenems in Heede (nähe Herbrum) durch eine Messstation des NLWKN viertelstündlich erhoben. Wassertemperatur, Salinität und Trübung wurden durch das WSA Ems-Nordsee in fünfminütigen Abständen erhoben. Der akkumulierte Niederschlag wurde an der dem Fangstandort nächstgelegenen Messstation des Deutschen Wetterdienstes in Moormerland stündlich erhoben. Um die Auflösung der Rohdaten zu vereinheitlichen, wurden alle Parameter auf stündlicher Basis gemittelt (bzw. im Falle des Niederschlages aufsummiert). Daraufhin wurden diese stündlichen Messwerte der Umweltparameter so gemittelt (bzw. aufsummiert), dass Fang- und Umweltdaten innerhalb einer jeweiligen Kalenderwoche den gleichen Zeitraum abbilden (Abb. 18).

Im Jahresverlauf lässt sich anhand der Blankaalfänge eine klare Saisonalität mit stark erhöhtem Aufkommen abwandernder Aale zwischen September und Februar erkennen (Abb. 18). Entsprechend wurden im Projektzeitraum wie geplant zwei volle Abwanderungsperioden erfasst, welche zwischen den Jahren im Wesentlichen dieselben Trends zeigen und durch je zwei deutliche Abwanderungs-Spitzen im Oktober/November bzw. Dezember/Januar gekennzeichnet sind. Eine zweite Abwanderungswelle im Frühjahr wurde jedoch nicht beobachtet; zwischen März und August waren die Fänge auf weitgehend konstantem, niedrigem Niveau.

Aufgrund des saisonalen Verlaufs verschiedener Umweltparameter lassen sich auch hier entsprechende Muster erkennen. So nimmt das Aufkommen von Blankaalen in beiden Jahren erst ab Temperaturen unterhalb von ca. 16°C zu, wobei selbst bei sehr geringen Temperaturen (<5°C) noch relativ hohe Fänge verzeichnet wurden (siehe Januar 2022, Abb. 18 a, b). Es lässt sich also kein eindeutiges Temperaturminimum erkennen. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Beobachtung, dass das Ende der Abwanderungssaison mit dem Erreichen des Temperaturminimums korreliert - Blankaale also v.a. bei fallenden Temperaturen unter 16°C zu wandern scheinen. Bei steigenden Temperaturen, auch im unteren Temperaturbereich, kommt die Aktivität hingegen beinahe zum Erliegen. Identische oder zumindest ähnliche Zusammenhänge wurden entsprechend auch für andere Parameter gefunden (z.B. Salzgehalt, Abb. 18 c, d). Allerdings lassen sich kausale Zusammenhänge naturgemäß nicht unmittelbar ableiten, da die Parameter kovariieren bzw. korreliert sind (es gibt z.B. niedrige Temperaturen zumeist an kurzen Tagen und umgekehrt).

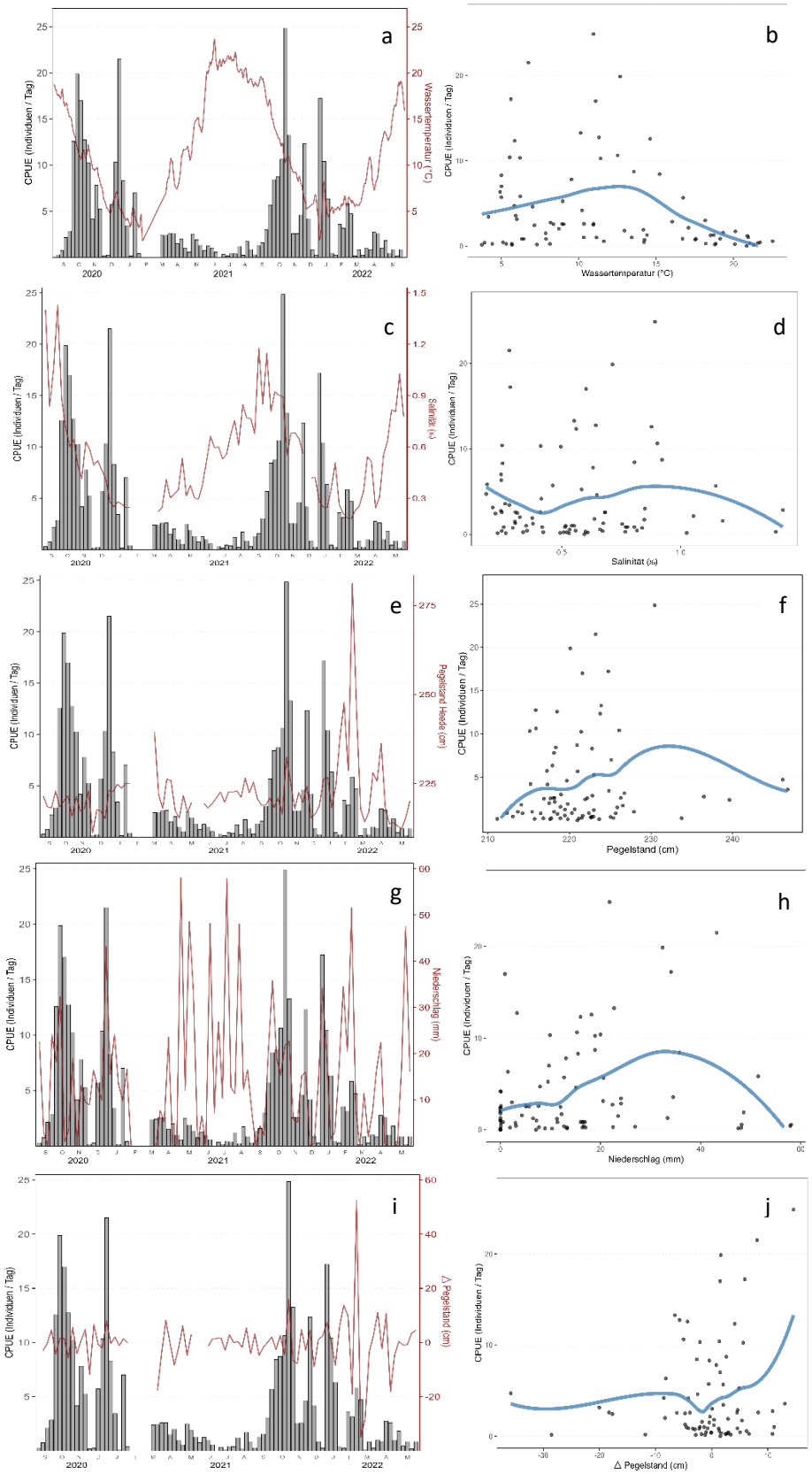

Abbildung 18: Abhängigkeit des Einheitsfanges von verschiedenen Umweltparametern (a/b Wassertemperatur, c/d Salinität, e/f Pegelstand, g/h akkumulierter Niederschlag, i/j Differenz Pegelstand. Darstellung im Jahresverlauf (links) und in direkter Abhängigkeit der jeweiligen Variable (rechts).

Ein weiterer Parameter von besonderem Interesse für die Abwanderung von Aalen ist darüber hinaus die Abflussmenge bzw. assoziierte Parameter, da in der Vergangenheit gezeigt werden konnte, dass Aale verstärkt während Phasen erhöhten Abflusses wandern. Ein entsprechender Zusammenhang wurde für den Einheitsfang in der vorliegenden Studie jedoch nur bedingt gefunden (wobei wie o.g. zu berücksichtigen ist, dass es sich um Fänge aus dem Tidenbereich der Ems handelt und kurzfristige Effekte u.U. durch den Gezeiteneinfluss maskiert oder wegen der zu geringen zeitlichen Auflösung der Fangdaten nicht ausreichend abgebildet werden). Während der Hauptabwanderungssaison war der Wasserstand insbesondere 2020/21 durchgehend auf mittlerem Niveau, während im Frühjahr 2022 trotz starker Spitzen im Wasserstand keine erhöhten Fangmengen gefunden wurden (Abb. 18 e, f). Ein ähnliches Bild findet sich beim kumulativen Niederschlag, wobei im Sommer 2021 trotz starkem Niederschlag (Abb. 18 g, h) kaum nennenswerte Mengen Blankaal gefangen wurden. Zumindest innerhalb der Fangsaison sind die Fänge teilweise mit erhöhtem Niederschlag assoziiert, jedoch ergibt sich auch hier kein klares Bild. Deutlicher wird dies jedoch bei Betrachtung von Änderungen im Wasserstand (Abb. 18 i, j). Hier zeigt sich ein Muster von grundsätzlich geringen Abundanzen bei starkem Rückgang des Pegels, während bei steigendem Pegel zumindest potentiell höhere Fänge beobachtet wurden. Allerdings ist das Ergebnis nur auf Basis der Fangdaten nicht eindeutig.

Abhängigkeit des Wanderverhaltens von Umweltparametern

Für die weiterführenden Untersuchungen zum Abwanderungsverhalten in Abhängigkeit von Umweltparametern wurden Daten von 234 mit akustischen Sendern markierten Blankaalen (SI-IV und SI-V) ausgewertet, die im Tidebereich ausgesetzt oder von stromaufwärts bis dorthin geschwommen sind. Der Untersuchungszeitraum umfasste analog zu den Erhebungen der Einheitsfänge zwei Abwanderungsperioden (15.10.2020–05.02.2021 und 29.09.2021–27.02.2022). Die Wanderaktivität wurde wegen der sehr unterschiedlichen Umwelteinflüsse separat für den Dollart und für den Unterlauf der Ems (unterhalb des Tidewehrs Papenburg) betrachtet. Für beide Flussabschnitte wurden sowohl hydrologische (Wassertemperatur, Strömungsgeschwindigkeit, Strömungsrichtung, Pegelstand, Leitfähigkeit, Salinität, Trübung und O_2-Konzentration) als auch meteorologische (Windgeschwindigkeit, Niederschlag) Daten aus verschiedenen Quellen herangezogen (WSA Ems-Nordsee, DWD, *R*-package „suncalc“) und stündlich zusammengefasst, wodurch eine hohe zeitliche Auflösung erreicht werden konnte. Für den Zeitraum von 03. bis 16. Dezember 2021 lagen hydrologische Daten im Tidenbereich wegen eines Ausfalls der Messinstrumente nicht vor.

Um eine differenzierte Betrachtung des Wanderverhaltens zu ermöglichen, wurde für beide Flussabschnitte der Einfluss der Umweltparameter sowohl auf Wandergeschwindigkeit (individuelle bzw. mittlere Strecke pro Zeit) als auch auf die Wanderaktivität (Anteil wandernder Aale an im System vorhandenen markierten Aalen) modelliert. Von einer gerichteten Abwanderung wurde ausgegangen, wenn ein Fisch binnen 24 Stunden mindestens an zwei aufeinanderfolgenden Arrays detektiert wurde.

In beiden Flussabschnitten war die Strömungsgeschwindigkeit der Hauptfaktor, sowohl für die Abwanderungsaktivität als auch die Wandergeschwindigkeit. Mit Ausnahme sehr geringer Strömungen spiegelt die Wandergeschwindigkeit im Wesentlichen die jeweilige Strömungsgeschwindigkeit wieder (Abb. 19), so dass die Wanderaktivität während Phasen ablaufenden Wassers deutlich erhöht war; 89.4% (Unterlauf) und 87.9% (Dollart) aller registrierten Wanderbewegungen fanden während dieser Phasen statt. Des Weiteren wurden 92.5% aller Aale im Dollart zunächst auf Empfängern registriert, die in der Hauptströmung positioniert waren und zeigten einen Trend zu geringeren Geschwindigkeiten bei erhöhter Salinität (d.h. bei Einstrom von Salzwasser). Im Unterlauf konnte gezeigt werden, dass die Wandergeschwindigkeit und -aktivität nach Niederschlägen (bzw. hohen akkumulierten Niederschlagsmengen) tendenziell erhöht war, was in Summe auf eine vornehmlich passive Fortbewegungsweise abwandernder Blankaale schließen lässt.

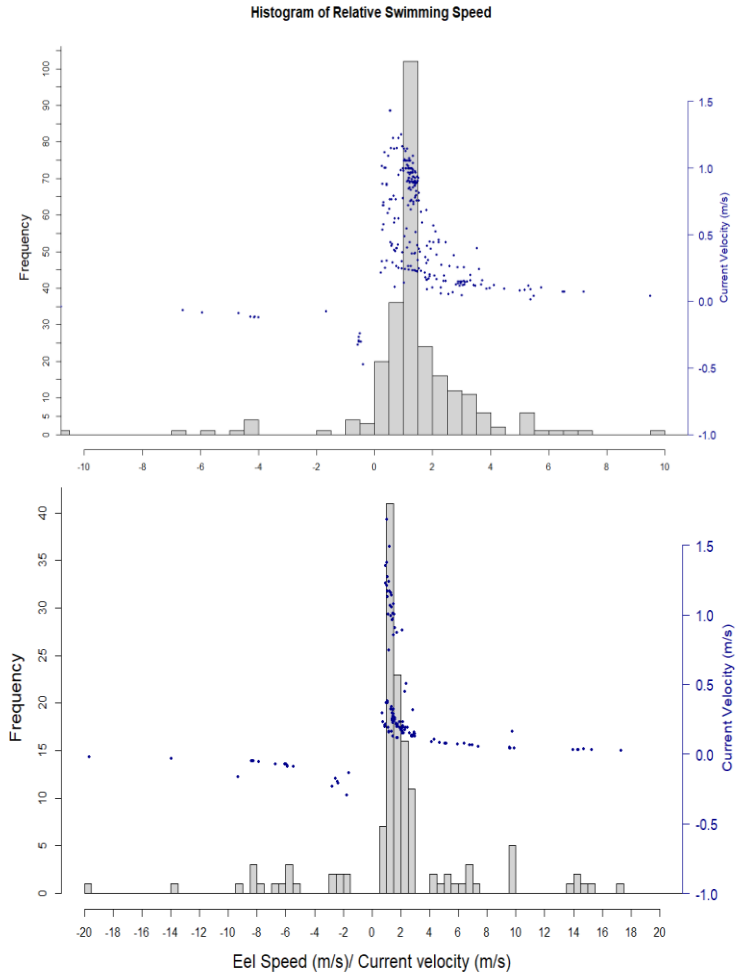

Abbildung 19: Verteilung der relativen Wandergeschwindigkeit markierter Aale (Geschwindigkeit im Wasser; Balken) und absolute Strömungsgeschwindigkeit (Punkte) in Dollart (links) und im Unterlauf (rechts). (Quelle: Merk et al. 2023).

Eine Übersicht über die Modellergebnisse mit sämtlichen Parametern, die einen Einfluss auf Wanderverhalten und -aktivität zeigen, ist in Tabelle 6 abgebildet (für alle getesteten Parameter siehe Anhang 2, Tab. A1). Neben den o.g. Parametern hat die Temperatur einen positiven Einfluss auf die Wandergeschwindigkeit im Dollart und die Trübung einen negativen Einfluss auf die Wanderaktivität im Unterlauf. Auffällig, wenngleich wenig überraschend, ist dazu der hochsignifikante Effekt des Zeitpunktes des Aussetzens (bzw. genauer der Zeit nach dem Aussetzen). Um einen Einfluss der Aussetzzeit auf die Analysen zu vermeiden, wurde dieser Effekt bei der Modellierung berücksichtigt.

Im Rahmen der Qualitätskontrolle (Überwachung der akustischen Empfangsreichweite) wurde darüber hinaus beobachtet, dass Parameter welche die Abwanderung von Aalen begünstigen die Detektionswahrscheinlichkeit reduzieren können (hier v.a. Strömung). Zwar ist dies für die vorliegende Studie, mit errechneten Detektionswahrscheinlichkeiten von deutlich über 95%, von nachrangiger Bedeutung, insgesamt jedoch von hohem wissenschaftlichen Interesse, um eventuelle Verzerrungen in Telemetriestudien zu vermeiden.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Modellergebnisse für Wanderaktivität und -geschwindigkeit im Dollart und dem Unterlauf der Ems. MST=Wandergeschwindigkeit Dollart, MSE=Wandergeschwindigkeit Unterlauf Ems, MPT=Wanderaktivität Dollart, MPE=Wanderaktivität Unterlauf (Quelle: Merk et al., 2023).

Parameter	χ2/F (Freiheitsgrade, Fisher scoring Index)	Effektrichtung	p-Wert	Korrelation mit (ρ)
MST				
Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	F(1,5) = 238.530	+	< 2e-16 ***	Pegelstand diff. (-0.93)
Trübung [NTU]	F(1,5) = 5.096	-	0.02398 *	
Niederschlag [mm]	F(1,5) = 1.993	+	0.15802	
MSE				
Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	F(1,5) = 238.530	+	< 2e-16 ***	Pegelstand diff. (-0.96)
Salinität [‰]	F(1,5) = 1.993	-	0.15802	El. Leitfähigkeit (0.87)
Wassertemperatur [°C]	F(1,5) = 5.096	+	0.02398 *	O_2-Konz. (-0.75)
MPT				
Akkumulierter Niederschlag [mm]	χ2(1,10) = 2.0738	+	0.149849	
Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	χ2(1,10) = 12.451	+	0.0004176 ***	Pegelstand diff. (-0.87)
Zeit nach Aussetzen [h]	χ2(1,10) = 26.159	-	3.144e-07 ***	
MPE				
Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	χ2(1,10) = 10.457	+	0.001222 **	Pegelstand diff. (-0.90)
Zeit nach Aussetzen [h]	χ2(1,10) = 25.423	-	4.605e-07 ***	

4 Veröffentlichungen

4.1 Publikationen

Wissenschaftliche Artikel

Höhne, L., Freese, M., Pohlmann, J. D., Diekmann, M., Fladung, E., Huisman, J. B., ... & Marohn, L. (2023). Overestimating management progress—modelled vs. monitored silver eel escapement in a North Sea draining river. ICES Journal of Marine Science, 80(7), 1936-1948.Höhne et al. Fewer eels „left“ than expected – does too optimistic modeling of local stock sizes hamper success of the recovery framework for European Eel? (*in prep*).

Höhne, L., Pohlmann, J. D., & Freese, M. (2023). Minimally Invasive Collection of Biometric Data Including Maturation Stage on European Eel Using Photography. Marine and Coastal Fisheries, 15(2), e10239.

Huisman, J. B., Höhne, L., Hanel, R., Kuipers, H., Schollema, P. P., & Nagelkerke, L. (2023). Factors influencing the downstream passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) through a tidal sluice. Journal of Fish Biology.

Merk, B., Höhne, L., Freese, M., Marohn, L., Hanel, R., & Pohlmann, J. D. (2023). To hear or not to hear: How Selective Tidal Stream Transport Interferes with the Detectability of Migrating Silver Eels in a Tidal River. bioRxiv, 2023-07.

Blum et al. Residents and Transients – Insights into the fish community of a Northern European tidal estuary over the course of one year (*in pep*).

Blum et al. First Record of the Western tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) within the Lower River Ems (*in prep*).

Abschlussarbeiten und studentische Forschungsarbeiten

Merk, B. (2022). Behaviour and Detectability of Downstream Migrating Silver Eels in The Ems River. University of Bremen. (Masterarbeit).

Blum, S. (2022). Species Composition and Seasonal Variability of Fish Diversity monitored in a Stow Net Fishery in the Tidal Region of the River Ems, Northern Germany. University of Bremen. (Bachelorarbeit).

Blum S. (2022). Gobies in the River Ems - Species Identification by Morphological Methods versus Genetic Barcoding. Project Report. Faculty of Biology and Chemistry, University of Bremen. (Forschungsarbeit).

Vorträge

Höhne, L. „Trust is good, control is better“ – Confronting model-based estimates of silver eel escapement with reality. European Inland Fisheries and Aquaculture Advisory Commission (EIFAAC) International Symposium. Killarney, Irland. Juni 2022.

Blum, S., Marohn, L., Freese, M., Pohlmann, J. D., Höhne, L., Wypler, U., Möckel, B., Hanel, R., Hagen, W. Fish Diversity in the Tidal Region of the River Ems. ICYMARE – International conference for young marine researchers. Bremerhaven. September 2022.

Höhne, L. Blankaalabwanderung in der niedersächsischen Ems – Quantitative Aspekte und Wanderverhalten. Abschlussveranstaltung des Projektes "BALANCE". Dörpen. April 2023.

4.2 Öffentlichkeitsarbeit

04.09.2020 Versand eines Flyers mit Information zum Projekt an regionale Angel- und Fischerei-Verbände sowie Behörden

04.10.2021 Öffentliche Informationsveranstaltung zum laufenden Projekt (online)

24.04.2023 Öffentliche Abschlussveranstaltung zum Projektabschluss mit Ergebnispräsentation und Diskussion in Dörpen

5 Danksagung

Wir möchten Ulrike Wypler, Benedikt Merk, Silvia Blum, Jeroen Huisman, Joop van Eerbeek und Inge van der Knaap für ihre unschätzbare Hilfe bei der Feld- und Laborarbeit für dieses Projekt danken. Wir danken Martin Goldsweer für seine Zuverlässigkeit beim Betrieb des Fanggerätes über fast zwei Jahre hinweg und die viele Hilfe darüber hinaus, sowie die einsichtsreichen Gespräche. Wir sind Thomas Schlüsselburg (WSA Ems-Nordsee, Emden) und den Crews der Tonnenleger "Norden", "Friesland" und "Gustav Meyer" für die Unterstützung bei der Anbringung und Wartung der Empfänger im Tidebereich sehr dankbar. Rolf Lehmann, Daniela Nitsch und Hermann Jansen vom WSA Ems-Nordsee (Meppen) sei für die Genehmigung und Unterstützung gedankt, die das Installieren der Empfängernetzwerkes im Binnenbereich der Ems ermöglichten. Jens Mäueler und Josef Schwanken (NLWKN Meppen), Werner Kremer (Fischereiverein Lathen u. Umgebung e. V.), Heinz Kremer (Samtgemeinde Lathen) und Christoph Eden (Sportfischereiverein Aschendorf e. V.) sei ebenso für ihr Einverständnis und die Unterstützung bei der Einbringung von Telemetriegerät an verschiedenen Stellen der Binnenems herzlich gedankt. Jens Mäueler und Lars Hirsch (WSA Ems-Nordsee) stellten dankenswerterweise Umweltdaten der Ems zur Verfügung. Carsten Nolting (Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.) möchten wir für den Erfahrungsaustausch im Zusammenhang mit der Verwendung von akustischer Telemetrie in der Ems danken. Darüber hinaus bedanken wir uns herzlich bei Dr. Markus Diekmann (LAVES Niedersachsen) für den fachlichen Austausch im Vorfeld und während des Projektes, sowie das Bereitstellen der Eingangsdaten für die Bestandsmodellierung im Untersuchungsgebiet. Erik Fladung (Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam) lieferte wertvolle Hilfe bei der Anwendung des deutschen Aalmodells. Das Projekt wurde durch den Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) und das Bundesland Niedersachsen gefördert (EMFF-ID: NI-1-18-004). Einige der im Dollart-Ästuar installierten akustischen Empfänger waren Teil des Projekts "Ruim Baan voor Vissen" und wurden vom Waddenfonds finanziert (01755849 / WF-2019/200914).

6 Literaturverzeichnis

Acou, A., Laffaille, P., Legault, A., Feunteun, E. 2008. Migration pattern of silver eel (Anguilla anguilla, L.) in an obstructed river system. Ecology of Freshwater Fish, 17: 432–442.

Als, T. D., Hansen, M. M., Maes, G. E., Castonguay, M., Riemann, L., Aarestrup, K., Munk, P., *et al.* 2011. All roads lead to home: panmixia of European eel in the Sargasso Sea. Molecular Ecology, 20: 1333–1346.

Aprahamian, M. W., Evans, D. W., Briand, C., Walker, A. M., McElarney, Y., Allen, M. 2021. The changing times of Europe's largest remaining commercially harvested population of eel *ANGUILLA ANGUILLA* L. . Journal of Fish Biology, 99: 1201–1221.

Bettoli, P. W., Miranda, L. E. 2001. Cautionary Note about Estimating Mean Length at Age with Subsampled Data. North American Journal of Fisheries Management, 21: 425–428.

Bevacqua, D., De Leo, G. A., Gatto, M., Melià, P. 2009. Size selectivity of fyke nets for European eel Anguilla anguilla. Journal of Fish Biology, 74: 2178–2186.

Bevacqua, D., Melià, P., De Leo, G. A., Gatto, M. 2011. Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. Oecologia, 165: 333–339.

Bisgaard, J., Pedersen, M. I. 1991. Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (Anguilla anguilla (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. Dana, 9: 57–69.

Boulêtreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. Scientific Reports, 10: 1–9.

Brämick, U., Fladung, E. 2006. Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans aus die Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. VDSF-Schriftenreihe, 8: 85–92.

Brämick, U., Fladung, E., Simon, J. 2016. Stocking is essential to meet the silver eel escapement target in a river system with currently low natural recruitment. ICES Journal of Marine Science, 73: 91–100.

Brasseur, S., Carius, F., Diederichs, B., Galatius, A., Jeß, A., Körber, P., Meise, K., *et al.* 2021. EG-Marine Mammals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2020-2021. Technical report. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/Wadden%20Sea_Grey_Seal_Report_2021_0.pdf.

Campana, S. E. 1990. How Reliable are Growth Back-Calculations Based on Otoliths? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47: 2219–2227.

Correia, M. J., Costa, J. L., Antunes, C., De Leo, G., Domingos, I. 2018. The decline in recruitment of the European eel: new insights from a 40-year-long time-series in the Minho estuary (Portugal). ICES Journal of Marine Science, 75: 1975–1983.

Daverat, F., Beaulaton, L., Poole, R., Lambert, P., Wickström, H., Andersson, J., Aprahamian, M., *et al.* 2012. One century of eel growth: changes and implications. Ecology of Freshwater Fish, 21: 325–336.

Deelder, C. L. 1984. Synopsis of biological data on the eel Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis, 80. IJmuiden. https://www.fao.org/3/ap945e/ap945e.pdf.

Diekmann, M., Simon, J., and Salva, J. 2019. On the actual recruitment of European eel (Anguilla anguilla) in the River Ems, Germany. Fisheries Management and Ecology, 26: 20–30.

Durif, C., Dufour, S., Elie, P. 2005. The silvering process of Anguilla anguilla: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. Journal of Fish Biology, 66: 1025–1043.

Durif, C., Guibert, A., Elie, P. 2009. Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel. American Fisheries Society Symposium, 58: 103–111.

European Commission. 2007. Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Official Journal of the European Union, L 248: 17–23.

Fladung, E., Simon, J., Hannemann, N., Kolew, J. 2012. Untersuchung der Blankaalabwanderung in der niedersächsischen Mittelelbe bei Gorleben. Final report. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.

Fladung, E., Brämick, U. 2018. Umsetzungsbericht 2018 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam. https://www.portal-fischerei.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Bund/Aalbewirtschaftungsplaene/Umsetzungsbericht_dt._AMP_2018.pdf.

Fladung, E., Brämick, U. 2021. Umsetzungsbericht 2021 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam. https://portal-fischerei.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Bund/Umsetzungsbericht_dt._AMP_2021.pdf.

Flávio, H., Baktoft, H. 2021. actel: Standardised analysis of acoustic telemetry data from animals moving through receiver arrays. Methods in Ecology and Evolution, 12: 196–203.

Frankowski, J., Dorow, M., Juenger, J., Reckordt, M., Schulz, S., Ubl, C., Winkler, H. 2019. Behaviour, escapement and mortality of female European silver eels within a regulated lowland river draining into the Baltic Sea. Fisheries Management and Ecology, 26: 86–96.

Galatius, A., Brasseur, S., Carius, F., Jeß, A., Meise, K., Meyer, J., Schop, J., *et al.* 2022. Survey Results of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2022. Technical report. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/Harbour_Seal_Report_Digital_02new.pdf.

Goodyear, C. P. 1995. Mean Size at Age: An Evaluation of Sampling Strategies with Simulated Red Grouper Data. Transactions of the American Fisheries Society, 124: 746–755.

Höhne, L., Freese, M., Pohlmann, J. D., Diekmann, M., Fladung, E., Huisman, J. B., ... & Marohn, L. 2023a. Overestimating management progress—modelled vs. monitored silver eel escapement in a North Sea draining river. ICES Journal of Marine Science, 80(7): 1936-1948.

Höhne, L., Pohlmann, J.-D., Freese, M. 2023b. Minimally Invasive Collection of Biometric Data Including Maturation Stage on European Eel Using Photography. Marine and Coastal Fisheries, 15: e10239.

ICES. 2009. Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA). ICES CM 2009\ACOM, 48. Bordeaux, France.

ICES. 2022. Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports, 4:62. ICES, Copenhagen. https://ices-library.figshare.com/articles/report/Joint_EIFAAC_ICES_GFCM_Working_Group_on_Eels_WGEEL_/20418840.

Jones, C. M. 2000. Fitting growth curves to retrospective size-at-age data. Fisheries Research, 46: 123–129.

Josset, Q., Trancart, T., Mazel, V., Charrier, F., Frotté, L., Acou, A., Feunteun, E. 2016. Pre-release processes influencing short-term mortality of glass eels in the French eel (Anguilla anguilla, Linnaeus 1758) stocking programme. ICES Journal of Marine Science, 73: 150–157.

Kimura, D. K. 1977. Statistical Assessment of the Age–Length Key. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34: 317–324.

Klein Breteler, J., Vriese, T., Borcherding, J., Breukelaar, A., Jörgensen, L., Staas, S., de Laak, G., *et al.* 2007. Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. ICES Journal of Marine Science, 64: 1450–1456.

Knösche, R. 2003. The impact of cormorants on the eel fishery in the River Havel catchment area, Germany. *In* Interactions between fish and birds: implications for management, pp. 65–71. Blackwell Science, Oxford.

Krebs, C. J. 1999. Ecological Methodology. Benjamin/Cummings. 640 pp.

Kuroki, M., Marohn, L., Wysujack, K., Miller, M. J., Tsukamoto, K., Hanel, R. 2017. Hatching time and larval growth of Atlantic eels in the Sargasso Sea. Marine Biology, 164: 118.

LAVES, and Bezirksregierung Arnsberg. 2008. Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Ems. Hannover. https://portal-fischerei.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Bund/Aalbewirtschaftungsplaene/FlusseinzugsgebietEms.pdf.

LAVES, Der Senator für Wirtschaft und Häfen, Regierungspräsidium Kassel, Bezirkregierung Detmold, Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, and Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt. 2008. Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser. Hannover. https://www.portal-fischerei.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Bund/Aalbewirtschaftungsplaene/FlusseinzugsgebietWeser.pdf

Lennox, R. J., Økland, F., Mitamura, H., Cooke, S. J., Thorstad, E. B. 2018. European eel *Anguilla anguilla* compromise speed for safety in the early marine spawning migration. ICES Journal of Marine Science, 75: 1984–1991.

Lüdecke, D. 2018. ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. Journal of Open Source Software, 3: 772.

MacNamara, R., McCarthy, T. K. 2014. Silver eel (Anguilla anguilla) population dynamics and production in the River Shannon, Ireland. Ecology of Freshwater Fish, 23: 181–192.

Marohn, L., Prigge, E., Hanel, R. 2014. Escapement success of silver eels from a German river system is low compared to management-based estimates. Freshwater Biology, 59: 64–72.

Merk, B. 2022. Behaviour and Detectability of Downstream Migrating Silver Eels in The Ems River. University of Bremen, Bremen. 78 pp. https://www.researchgate.net/publication/368492870_Behaviour_and_Detectability_of_Downstream_Migrating_Silver_Eels_in_the_Ems_River.

Merk, B., Höhne, L., Freese, M., Marohn, L., Hanel, R., & Pohlmann, J. D. (2023). To hear or not to hear: How Selective Tidal Stream Transport Interferes with the Detectability of Migrating Silver Eels in a Tidal River. bioRxiv, 2023-07.

Moriarty, C., Dekker, W. 1997. Management of the European Eel. Fisheries Bulletin, 15: 1–110.

Nolting, C. 2016. Untersuchung zum Wanderverhalten und Abwanderungspotenzial des Aals im Verbund des Westdeutschen Kanalsystems und der Ems. Final report, Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., 9. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Münster. https://www.lfv-westfalen.de/images/schriftenreihe/Aal_2016.pdf?m=1615986527&.

Nzau Matondo, B., Delrez, N., Bardonnet, A., Vanderplasschen, A., Joaquim-Justo, C., Rives, J., Benitez, J.-P., *et al.* 2021. A complete check-up of European eel after eight years of restocking in an upland river: Trends in growth, lipid content, sex ratio and health status. Science of The Total Environment: 151020.

Oeberst, R., Fladung, E. 2012. German Eel Model (GEM II) for describing eel, Anguilla anguilla (L.), stock dynamics in the river Elbe system. Informationen aus der Fischereiforschung - Information on Fishery Research, 59: 9–17.

Ogle, D., Brenden, T. O., McCormick, J. L. 2017. Growth Estimation: Growth Models and Statistical Inference. *In* Age and Growth of Fishes: Principles and Techniques, pp. 265–359. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Ogle, D. 2022. RFishBC: Back-Calculation of Fish Length. https://CRAN.R-project.org/package=RFishBC.

Panfili, J., Boulenger, C., Musseau, C., Crivelli, A. J. 2022. Extreme variability in European eel growth revealed by an extended mark and recapture experiment in southern France and implications for management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 79: 631–641.

Pedersen, M. I. 2000. Long-term survival and growth of stocked eel, *Anguilla anguilla* (L.), in a small eutrophic lake. Dana, 12: 71–76.

Pedersen, M. I., Jepsen, N., Rasmussen, G. 2017. Survival and growth compared between wild and farmed eel stocked in freshwater ponds. Fisheries Research, 194: 112–116.

Perry, R. W., Castro-Santos, T., Holbrook, M., Sandford, B. P. 2012. Using Mark-Recapture Models to Estimate Survival from Telemetry Data. *In* Telemetry techniques: a user guide for fisheries research, pp. 453–475. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Pewsey, A., Neuhäuser, M., Ruxton, G. D. 2013. Circular Statistics in R. OUP Oxford. 198 pp.

Pike, C., Crook, V., Gollock, M. 2020. Anguilla anguilla. International Union for Conservation of Nature. https://www.iucnredlist.org/species/60344/152845178.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Deepayan, D. S., Heisterkamp, S., Van Willigen, B., Ranke, J. 2022. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. https://CRAN.R-project.org/package=nlme.

Pohlmann, J.-D., Freese, M., Hanel, R. 2016. Minimum landing size in European eel fisheries management: limitations of simplistic management approaches in a semelparous species. ICES Journal of Marine Science, 73: 2509–2517.

Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C., Hines, J. E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife monographs, 107: 3–97.

Poole, W. R., Reynolds, J. D. 1998. Variability in Growth Rate in European Eel Anguilla anguilla (L.) in a Western Irish Catchment. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, 98B: 141–145.

Prigge, E., Marohn, L., Oeberst, R., Hanel, R. 2013. Model prediction vs. reality—testing the predictions of a European eel (Anguilla anguilla) stock dynamics model against the in situ observation of silver eel escapement in compliance with the European eel regulation. ICES Journal of Marine Science, 70: 309–318.

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Reckordt, M., Ubl, C., Wagner, C., Frankowski, J., Dorow, M. 2014. Downstream migration dynamics of female and male silver eels (Anguilla anguilla L.) in the regulated German lowland Warnow River. Ecology of Freshwater Fish, 23: 7–20.

Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 191: 1–382.

Simon, J., Dörner, H. 2014. Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking. Ecology of Freshwater Fish, 23: 40–48.

Simon, J. 2015. Age and growth of European eels (Anguilla anguilla) in the Elbe River system in Germany. Fisheries Research, 164: 278–285.

Simon, J., Zaudtke, B., Deuling, H., Poll, K.-H., Wilkens, H.-J. 2016. Quantifizierung des Glas- und Steigaalaufkommens an der Ems im Jahr 2016. Project report. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potdam. https://www.laves.niedersachsen.de/download/139013/Untersuchung_2016.pdf.

Simon, J., Arlt, E., Poll, K.-H.,Wilkens, H.-J. 2017. Untersuchung von Steigaalen an der Ems (Stauwehr Bollingerfähr) auf Farbmarkierung der Otolithen. Project report. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam. https://www.laves.niedersachsen.de/download/139014/Untersuchung_2017.pdf.

Stein, F., Doering-Arjes, P., Fladung, E., Brämick, U., Bendall, B., Schröder, B. 2016. Downstream Migration of the European Eel (Anguilla Anguilla) in the Elbe River, Germany: Movement Patterns and the Potential Impact of Environmental Factors. River Research and Applications, 32: 666–676.

Stevens, J. P. 2013. Intermediate Statistics: A Modern Approach, Third Edition. Routledge. 473 pp.

Tesch, F. -W. 2003. Der Aal. Blackwell Science, Oxford.

Thorstad, E. B., Økland, F., Westerberg, H., Aarestrup, K., Metcalfe, J. D. 2013. Evaluation of surgical implantation of electronic tags in European eel and effects of different suture materials. Marine and Freshwater Research, 64: 324–331.

Vigliola, L., Meekan, M. G. 2009. The Back-Calculation of Fish Growth From Otoliths. *In* Tropical Fish Otoliths: Information for Assessment, Management and Ecology, pp. 174–211. Ed. by B. S. Green, B. D. Mapstone, G. Carlos, and G. A. Begg. Springer Netherlands, Dordrecht.

Walsh, C. T., Pease, B. C. 2002. The use of clove oil as an anaesthetic for the longfinned eel, Anguilla reinhardtii (Steindachner). Aquaculture Research, 33: 627–635.

Winter, H. V., Jansen, H. M., Adam, B., Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel, Anguilla anguilla. *In* Aquatic telemetry: advances and applications, pp. 287–295. Ustica, Italy.

Winter, H. V., Jansen, H. M., Breukelaar, A. W. 2007. Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. ICES Journal of Marine Science, 64: 1444–1449.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M. 2009. Dealing with Heterogeneity. *In* Mixed effects models and extensions in ecology with R, pp. 71–100. Ed. by A. F. Zuur, E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_4.

7 Anhang

7.1 Anhang 1: Wachstumsanalyse

Das Wachstum von 83 weiblichen Blankaalen (Stadien SI-III, SI-IV und SI-V) und 32 männlichen Blankaalen aus dem Hamenfang wurde untersucht. Eine Unterprobe mit einer festen Anzahl von Individuen für jede Längenklasse zu nehmen, kann zu verzerrten Schätzungen des durchschnittlichen Wachstums der Population führen (Goodyear, 1995; Bettoli und Miranda, 2001). Daher wurde das Wachstum einer variablen Anzahl von Blankaalen pro Längenklasse analysiert, so dass die Anzahl der Proben pro Längenklasse proportional zum Anteil dieser Längenklasse am Gesamtfang war ("random-age sampling"; Kimura, 1977). Es wurden 10-cm-Längenklassen für Weibchen und 5-cm-Längenklassen für Männchen verwendet, da das Größenspektrum der männlichen Blankaale enger ist. Die Verteilung der Längenklassen im Fang und den Unterproben ist in Abbildung 4 dargestellt.

Sagittale Otolithen wurden durch das Schneiden eines Querschnitts präpariert (ICES, 2009). Zur besseren Sichtbarmachung der Jahresringe wurden die Schnitte eingefärbt. Je ein Otolith pro Individuum wurde von zwei erfahrenen Alterslesern ausgewertet, wie vom ICES (2009) empfohlen. Beide Leser analysierten die Otolithenfotos unabhängig voneinander und maßen die Abstände vom Otolithenkern zu jedem Jahresring. Wenn die beiden unabhängigen Alterslesungen voneinander abwichen, wurde der Otolith erneut von beiden Lesern gemeinsam betrachtet. Konnte keine Einigung über ein Wachstumsmuster erzielt werden, wurde der Otolith von weiteren Analysen ausgeschlossen. Da die Herbstabwanderung der Blankaale in der Ems typischerweise von September bis Januar dauert (Abb. 5), wurde der äußerste Wachstumsschritt bei Aalen, die zwischen Februar und August gefangen wurden, nicht in die Analyse einbezogen, da das letzte Wachstumsjahr dieser Individuen nach ICES (2009) als nicht vollständig abgeschlossen gilt.

Die Wachstumsraten von Aalen sind je nach Lebensraum sehr unterschiedlich, was zu starken Wachstumsunterschieden zwischen Individuen aus demselben Flusseinzugsgebiet führen kann (Poole und Reynolds, 1998; Daverat et al., 2012; Panfili et al., 2022). Die Beprobung von Blankaalen aus dem flussabwärts gelegenen Ende des Untersuchungsgebiets, also der Monitoringstation, stellt somit eine maximal repräsentative Unterprobe der Aale aus allen Lebensräumen im Einzugsgebiet dar (Simon, 2015). Dieser Ansatz erfordert jedoch eine Längenrückberechnung der Alters-Längen-Daten, da sonst ob der reinen Beprobung von Blankaalen Informationen über das Wachstum in jungen Jahren fehlen würden. Retrospektive Otolithenradius-Alters-Messungen wurden mittels der “biological intercept”-Methode in Längen-Alters-Daten umgerechnet (Campana, 1990; Vigliola und Meekan, 2009). Das “biologische Intercept” stellt den Otolithenradius bei Schlupf dar und wurde von Otolithenmessungen an Weidenblattlarven in der Sargassosee abgeleitet (Kuroki et al., 2017).

Die Länge im Alter t von Aalen wird durch eine von Bertalanffy-Wachstumsfunktion (VBGF) im GEM beschrieben (Oeberst und Fladung, 2012):

$$L_t = L_\infty[1 - e^{-k\,(t-t_0)}]$$

wobei L_∞ die theoretische Maximallänge ist, k der Wachstumskoeffizient (d. h. die Rate, mit der sich L_∞ als 1/Jahr annähert), und t_0 das theoretische Alter bei Länge Null ist. Um die hierarchische Datenstruktur statistisch zu berücksichtigen, wurden Wachstumsfunktionen für Männchen und Weibchen mit nicht-linearen *mixed-effects Modellen* gerechnet (Jones, 2000; Ogle et al., 2017). Die resultierenden Modelle für beide Geschlechter verwendeten partielles Pooling von L_∞ und k, komplettes Pooling von t_0 und berücksichtigten Autokorrelation. Im männlichen Wachstumsmodell wurden aufgrund von Heteroskedastizität zusätzlich Varianzgewichte verwendet, so dass die Varianz des Zufallsfehlers innerhalb der Population einer Potenzfunktion folgte (Zuur et al., 2009).

7.2 Anhang 2: Modellierung der Abwanderung in Anhängigkeit von Umweltbedingungen

Tabelle A1: Aufstellung der verwendeten Modelle mit sämtlichen getesteten Umweltparametern. (Quelle: Merk et al., 2023).

Abkürzung	Modellfamilie	Maximalmodell	Ausgeschlossene Parameter (wg. Korrelation)
MSE (Dollart, Wandergeschwindigkeit)	GLM (Gamma, log-link)	Wandergeschwindigkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit + Salinität + Mondphase + Pegelstand diff.	O_2-Konz. El. Leitfähigkeit Pegelstand diff.
MST (Unterlauf, Wandergeschwindigkeit)	GLM (Gamma, log-link)	Wandergeschwindigkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit + Salinität + Mondphase + Pegelstand diff.	O_2-Konz. Pegelstand diff.
MPE (Dollart, Wanderaktivität)	GLM (binomial)	Migration probability ~ Wandergeschwindigkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit + Salinität + Mondphase + letzter Aussetzzeitpunkt	O_2-Konz. El. Leitfähigkeit Pegelstand diff
MPT (Unterlauf, Wanderaktivität)	GLM (binomial)	Wandergeschwindigkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit +	O_2-Konz. Pegelstand diff.

		Salinität + Mondphase + letzter Aussetzzeitpunkt	
DPE (Dollart, Detektionswahrscheinlichkeit)	GLM (binomial)	Detektionswahrscheinlichkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit + Salinität + Pegelstand diff. + letzter Aussetzzeitpunkt + Pegelstand + Azimuth*Krängung + Distanz*Lärmpegel	O_2-Konz. El. Leitfähigkeit
DPT (Unterlauf Ems, Detektionswahrscheinlichkeit)	GLM (binomial)	Detektionswahrscheinlichkeit ~ Windgeschwindigkeit + Niederschlag + akkumulierter Niederschlag + Wassertemperatur + Strömungsgeschwindigkeit + Salinität + Pegelstand diff. + letzter Aussetzzeitpunkt + Pegelstand + Azimuth*Krängung + Distanz*Lärmpegel	O_2-Konz. El. Leitfähigkeit

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

THÜNEN

Herausgeber/Redaktionsanschrift
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig

www.thuenen.de