

2807HS010

**QUANTIFIZIERUNG DER STERBLICHKEIT VON AALEN IN
DEUTSCHEN BINNENGEWÄSSERN**

01.09.2008-30.06.2012

Endbericht



PD Dr. Reinhold Hanel

Dr. Lasse Marohn

Enno Prigge

Inhalt

1. Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens	1
1.1 Planung und Ablauf des Vorhabens	1
1.1.1 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Raisdorf 2	2
1.1.2 Sterblichkeitsursachen	5
1.1.3 Erhebung der Besatzzahlen	5
1.1.4 Modellierung der Blankaalabwanderung.....	6
1.1.5 Wanderverhalten der abwandernden Aale	8
1.1.6 Ermittlung des Gesundheitszustandes abwandernder Aale und weitere Analysen	10
1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn	11
2. Material und Methoden	13
2.1 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Raisdorf 2.....	13
2.2 Sterblichkeitsursachen	16
2.2.1 Berufsfischerei.....	16
2.2.2 Angelfischerei.....	16
2.2.3 Kormoranfraß	17
2.3 Erhebung der Besatzzahlen	17
2.4 Modellierung der Blankaalabwanderung	17
2.5 Wanderverhalten der abwandernden Aale	23
2.5.1 T-Bar Anchor Tags	23
2.5.2 Data Storage Tags	24
2.5.3 Ermittlung des Individuellen Wanderverhaltens.....	25
2.6 Ermittlung des Gesundheitszustandes abwandernder Blankaale und weitere Analysen	28
2.6.1 Fettgehalt	28
2.6.2 Parasitenbefall.....	28
2.6.3 Viruserkrankungen.....	30
2.6.4 Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen.....	31
2.6.5 Alterslesung	32
2.6.6 Wachstum	32
3. Ergebnisse	36

3.1 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse.....	36
3.1.1 Auflistung der im Rahmen des Projektes entstandenen Veröffentlichungen, Posterpräsentationen und Vorträge.....	36
3.1.2 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Raisdorf 2.....	38
3.1.3 Sterblichkeitsursachen	46
3.1.4 Besatzzahlen.....	48
3.1.5 Modellierung der Blankaalabwanderung	49
3.1.6 Wanderverhalten	58
3.1.7 Gesundheitszustand abwandernder Aale und weitere Analysen	63
3.2. Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse.....	69
4. Zusammenfassung	70
5. Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen, ggf. mit Hinweisen auf weiterführende Fragestellungen	71
6. Literaturverzeichnis.....	73
7. Danksagung	77
8. Anhang.....	79
Endbericht Teilvorhaben - Nahrungsuntersuchungen beim Kormoran.....	81
Manuskript: A long way down – escapement success of silver eels from a German river system.....	157
Manuskript: Model Prediction versus Reality – Testing the predictions of a European eel (<i>Anguilla anguilla</i>) stock dynamics model against the in situ observation of silver eel escapement in compliance with the European Eel Regulation.....	183
Manuskript: Tracking the migratory success of stocked European eels (<i>Anguilla anguilla</i>) in the Baltic Sea.....	209
Poster: Model Prediction vs. Reality.....	231
Poster: Lost in Migration?.....	233
Informationsveranstaltung zum Projekt „Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen Binnengewässern“	235
Umfragebogen zur Erhebung der Aal-Sterblichkeit durch die Freizeitfischerei.....	239

1. Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens

Im Zuge der „Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals“ (VO (EG) 1100/2007) strebt die Europäische Union die Reduktion der anthropogen bedingten Sterblichkeit und die Erhöhung der Abwanderung von Blankaalen aus den Europäischen Binnengewässern an. Dadurch soll die Anzahl erfolgreich reproduzierender Aale substantiell erhöht werden. Das Projekt „Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen Binnengewässern“ hatte zum Ziel, über einen Zeitraum von drei Jahren die Sterblichkeit von Aalen in einem Modellgewässer zu quantifizieren und die unterschiedlichen Mortalitätsfaktoren zu benennen. Darüber hinaus sollte die lückenlose Erhebung der Blankaalabwanderung Aufschluss über den Beitrag eines repräsentativen Gewässersystems zur Produktion von reproduktionsfähigen Aalen liefern. Die Ergebnisse sollten zu einer Verbesserung der in Deutschland getroffenen Maßnahmen zum Schutz des Europäischen Aales beitragen und dazu dienen, den Nutzen bisheriger Anstrengungen zu evaluieren.

1.1 Planung und Ablauf des Vorhabens

	Projektjahr 1				Projektjahr 2				Projektjahr 3				Projektjahr 4		
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III
Blankaalmonitoring an der Reusenanlage															
Gelbaalmonitoring, E-Fischerei, Einzelfischmarkierung															
Besatz-Monitoring, Mass-Marking															
Erhebung der fischereilichen Sterblichkeit															
Gelbaal-, Blankaal-Untersuchungen: Altersbestimmung, Mageninhalte, Parasitologie, Otolithen-Mikrochemie															
Virologische Untersuchungen															
Untersuchungen zur Schadstoff-Belastung															
Kormoran-Monitoring und -Mageninhaltsanalysen															
Auswertung von Besatz- und Fangzahlen, Modellierung															
Markierung abwandernder Aale															
Datenvergleich im Rahmen der Kooperationsgemeinschaft															
Auswertung und Veröffentlichung der Ergebnisse															

1.1.1 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Raisdorf 2

Eine grundlegende Voraussetzung für ein Gelingen des Projektvorhabens war eine möglichst genaue quantitative Erfassung der Abwanderung von Blankaalen aus dem Schwentine-System. Die Schwentine wird 9 km vor der Mündung durch das Laufwasserkraftwerk WKW Raisdorf 2 zur Stromerzeugung genutzt. Seit 2005 ermöglicht ein sogenannter Helix-Fischturmpass als Umgehungsgerinne die Fischwanderung. Um ein lückenloses Monitoring zu gewährleisten, war eine Modifikation der Fangvorrichtungen in diesem Fischpass erforderlich. Mit den Umbauarbeiten wurde die Firma Peters Ökofisch GmbH & Co. KG aus Höxter beauftragt.

Es wurden zwei Reusenkörbe installiert, die eine differenzierte Kontrolle von ab- bzw. aufsteigenden Fischen ermöglichen (Abb. 1). Die Reusenkörbe können über eine Seilzugkonstruktion aus dem Schacht gehoben werden und ermöglichen so eine schonende Entnahme der gefangenen Fische.



Abbildung 1: Fangreusen in der Funktionskontrolle am WKW Raisdorf 2

Neben dem Helix-Fischturmpass verfügt das WKW Raisdorf 2 mit einem sogenannten Aalabstiegsrohr über eine weitere Umgehungsmöglichkeit des Turbinenschachtes für abwandernde Aale. Das Abstiegsrohr beginnt am Grund des Rosenfelder Sees seitlich des Turbinenkanal-Eingangs und führt über ein

zusätzliches Fangbecken mit integrierter Funktionskontrolle (Abb. 2) ins Unterwasser des Kraftwerkes.

Vor dem Turbinenschacht befindet sich ein vibrierender Fischabweiser (Gitterabstand 20 mm). Mittels eines automatischen Reinigungssystems wird der Abweiser regelmäßig von Treibgut befreit, das mittels eines Fließbandes in einen nebenstehenden Container transportiert wird. Durch die Kombination des Fischabweisers und der beiden Funktionskontrollen an Helix-Fischtreppe und Abstiegsrohr war beginnend mit Ende Oktober 2008 ein lückenloses Monitoring des Abstiegs weiblicher Blankaale gewährleistet. Alle gefangenen Aale wurden vermessen und gewogen und ihr Reifegrad bestimmt. Zur Untersuchung des Wanderverhaltens wurden abwandernde Blankaale mit Data Storage Tags bzw. T-Bar Anchor Tags markiert und stromabwärts der beiden Schwentine-Kraftwerke wieder freigelassen (siehe Abschnitt 1.1.5). Unterproben der Fänge an WKW Ralsdorf 2 wurden zur weiteren Untersuchung in Hinblick auf deren Laicherqualität entnommen (siehe Abschnitt 1.1.6).

Des Weiteren wurden die Abwanderungszahlen mit verschiedenen Umweltparametern (Jahreszeit, Wassertemperatur, Schüttung, Mondphase) verglichen, um potentielle Auslöser für eine gesteigerte Abwanderungsaktivität von Aalen zu identifizieren. Das Wissen um die Abhängigkeit der Blankaalwanderung von bestimmten Umweltfaktoren sollte dazu beitragen, Abwanderungsereignisse besser vorherzusagen und dadurch eine effektivere Reduktion der anthropogen bedingten Blankaalmortalität während der Abwanderung zu erreichen.

Der vor den Turbineneingängen angebrachte Fischabweiser soll verhindern, dass Fische in den Turbinenschacht gelangen und dort verletzt oder getötet werden. Allerdings konnte die Effektivität solcher Abweiser im Experiment für Aale mit einer Körperlänge von weniger als 70 cm nur bedingt bestätigt werden (Adam, 1998). Eine unbemerkte Passage kleiner Aale durch den Fischabweiser würde unweigerlich zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Abwanderungszahlen aus dem Schwentine-System führen.

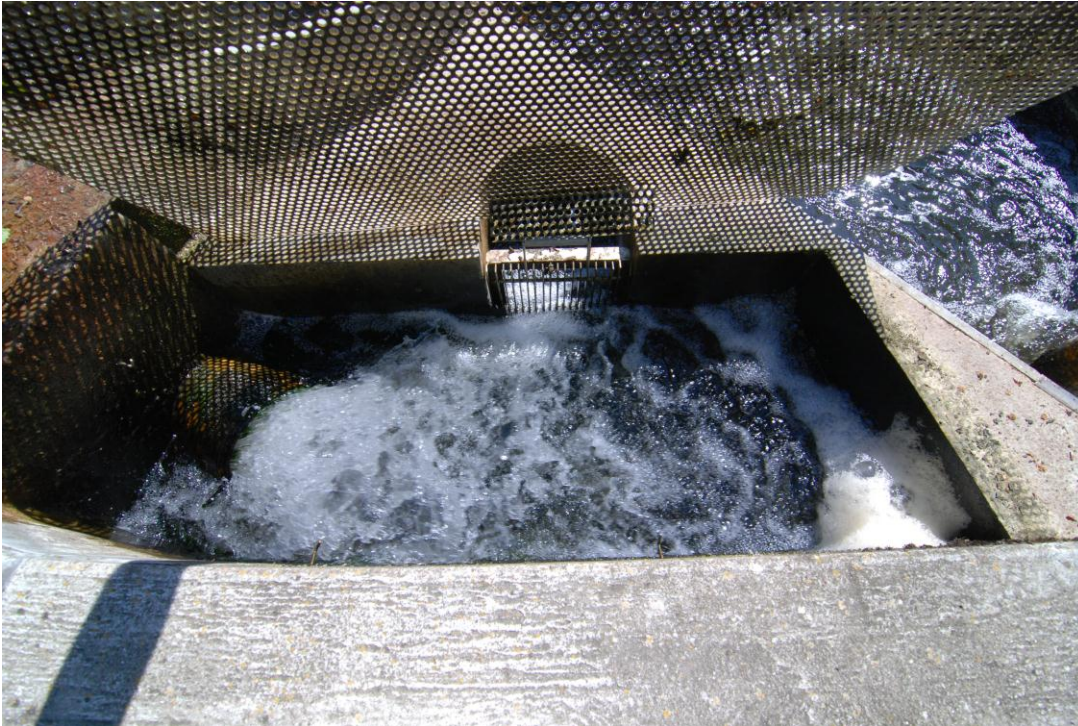


Abbildung 2: Funktionskontrolle des Aalabstiegrohrs am WKW Ralsdorf 2

Darüber hinaus ist am WKW Ralsdorf 2 ein Überlauf installiert, der genutzt wird, um den Wasserstand des aufgestauten Rosensees zu regulieren. In Zeiträumen, in denen der Überlauf aktiv war, konnte eine lückenlose Erfassung der Blankaalabwanderung nicht gewährleistet werden. Um das Ausmaß der unbemerkten Passage von Blankaalen durch den Fischabweiser und während des unkontrollierten Überlaufens abschätzen und die Abwanderungszahlen entsprechend korrigieren zu können, wurden im Herbst 2011 insgesamt 36 Blankaale mit sogenannten Acoustic Transmitter Tags der Firma VEMCO ausgestattet und oberhalb des WKW Ralsdorf 2 in die Schwentine gesetzt. Mit Hilfe von drei im System ausgebrachten Empfängerstationen (Abb. 3) war es möglich, zu ermitteln, ob die Aale das Wasserkraftwerk passierten oder nicht.

Da männliche Aale in der Regel nicht länger als 46 cm werden (Tesch, 1999), ist davon auszugehen, dass sie den Fischabweiser annähernd ungehindert passieren können. Eine quantitative Erfassung der Abwanderung männlicher Blankaale war daher nicht Teil dieser Untersuchung.



Abbildung 3: Positionen der drei Acoustic Receiver Stationen im Rosensee, am WKW Ralsdorf 2 und im Fließabschnitt unterhalb des WKW Ralsdorf 2; Kartengrundlage: Google Earth

1.1.2 Sterblichkeitsursachen

Die Kenntnis der Sterblichkeitsursachen von Aalen in deutschen Binnengewässern ist von grundlegender Bedeutung für ein erfolgreiches Bestandsmanagement. Die in dieser Studie erhobene anthropogene Sterblichkeit bezieht sich auf die fischereiliche Sterblichkeit durch Berufs- und Angelfischerei. Das Schwentine-System wird von fünf Berufsfischern bewirtschaftet. Darüber hinaus sind ca. 1500 Angler in etwa 14 Angelvereinen in diesem beliebten Naherholungsgebiet organisiert. Neben den Anglern der ansässigen Vereine nutzen auch Gast- bzw. Urlaubsangler das Schwentine-System als Angelrevier. Um die fischereiliche Mortalität in der Schwentine zu ermitteln, wurden daher Fangzahlen sowohl der Berufsfischerei als auch der Sportfischerei erhoben. Die ermittelten Zahlen reichen bis ins Jahr 1993 zurück und bilden die Grundlage für eine Modellierung der Blankaal-Abwanderung (siehe Abschnitt 1.1.4).

Basierend auf Mageninhalts- und Speiballanalysen sowie ausgiebigen Zählungen wurde außerdem die Aalsterblichkeit durch Kormorane im Schwentine-System erhoben (siehe gesonderter Bericht im Anhang).

1.1.3 Erhebung der Besatzzahlen

Da für eine Modellierung der Blankaal-Abwanderung auch Kenntnisse über die Rekrutierung unerlässlich sind, wurde im Laufe des Projektzeitraumes versucht, den

Besatz von Aalen ins Schwentine-System nachzuverfolgen. Aufgrund der starken Verbauung im Unterlauf der Schwentine ist davon auszugehen, dass ein natürlicher Aufstieg von Aalen bis in die obere Schwentine nicht möglich ist und die gesamte Rekrutierung von Besatzmaßnahmen abhängt. Der Wasserlauf in der unteren Schwentine ist seit Beginn des 20. Jahrhundert durch zwei Wasserkraftwerke blockiert, bei deren Errichtung weder Auf- noch Abstiegshilfen für Fische vorgesehen waren. Das gilt auch für die Mündung, die erst 2008 für aufsteigende Fische passierbar gemacht wurde. Zwar gibt es seit der Inbetriebnahme des Helix-Fischturmpasses im Jahr 2005 die Möglichkeit für Wanderfische, WKW Ralsdorf 2 zu umgehen, eine komplette Durchgängigkeit des Gewässers ist aber frühestens ab 2013 gewährleistet, wenn die Umgehung des weiter stromabwärts gelegenen WKW Ralsdorf 1 abgeschlossen sein wird.

Es muss also davon ausgegangen werden, dass Besatzmaßnahmen die aktuell einzige Form der Rekrutierung von Aalen im Schwentine-System darstellen. Die Ermittlung und Auswertung von Besatzzahlen der ansässigen Berufsfischer und Angelvereine ermöglichte es daher, die Aal-Rekrutierung für das Gewässersystem rückwirkend zu erheben. Die ermittelten Zahlen reichen von 1993 bis heute und dienen als Grundlage für die Modellierung der Blankaalabwanderung (siehe Abschnitt 1.1.4).

1.1.4 Modellierung der Blankaalabwanderung

Für die Modellierung der Biomasse der jährlich abwandernder Blankaale wurde das vom Institut für Ostseefischerei des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTi) in Rostock und dem Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow in Kooperation erstellte deutsche Aalbestandmodell (German Eel Model „GEM II“) (Oeberst & Fladung, 2012) verwendet. Eine frühere Version des GEM II wurde bereits bei der Erstellung von sieben der neun deutschen Aalbewirtschaftungspläne angewandt. Hauptunterschied zwischen dem GEM (Aalbewirtschaftungspläne) und dem hier genutzten GEM II ist eine detaillierte Integration der natürlichen Sterblichkeit. Wurde im GEM noch mit einer konstanten natürlichen Sterblichkeit über alle Altersklasse hinweg gerechnet, beinhaltet das GEM II die altersklassenabhängige natürliche Sterblichkeit nach Bevacqua et al. (2011). Lediglich für die Flußgebietseinheiten „Schlei/Trave“ (zu dem auch das Schwentine-System gehört) und „Eider“ wurde auf

den Einsatz des GEM verzichtet. Das hier verwendete GEM II ermöglicht es, die Gültigkeit der in diesem Projekt erfassten Parameter zu evaluieren. In enger Zusammenarbeit mit Herrn Dipl. Math. Rainer Oeberst vom Thünen-Institut für Ostseefischerei wurde das Modell leicht modifiziert und an die Charakteristika der Aalpopulation im Schwentine-System angepasst. Das regelmäßige Vorkommen älterer Blankaale (>20 Jahre) in der Schwentine machte es zum einen notwendig, die Altersstruktur des Modells um mehrere Altersklassen zu erweitern. Zum anderen erforderten die großen Altersunterschiede im Besatzmaterial (Glas-, Farm- und Satzaal) eine Erweiterung der Besatz-Altersklassen.

Ausgehend von Bestandseingangsgrößen schätzt das Modell unter Berücksichtigung verschiedener Mortalitätsfaktoren die Stückzahl abwandernder Blankaale. Hierfür werden verschiedene Eingangsdaten benötigt:

1. Rekrutierung

Aufgrund der nicht vorhandenen Durchgängigkeit der Schwentine wird der natürliche Aufstieg von Jungaalen ausgeschlossen und der Aalbesatz der Gesamtrekrutierung gleichgesetzt.

2. Natürliche Sterblichkeit

Die natürliche Sterblichkeit wird im GEM II nach Bevacqua et al. (2011) in Abhängigkeit von Dichte und Durchschnittstemperatur angenommen.

3. Fischereiliche Sterblichkeit (kommerzielle Fischerei)

Gesamtfang in kg pro Jahr.

4. Fischereiliche Sterblichkeit (Sportfischerei)

Gesamtfang in kg pro Jahr.

5. Sterblichkeit durch Kormorane

Gesamtfraß in kg pro Jahr sowie Längen-Häufigkeitsverteilung der gefressenen Aale

6. Gewässerspezifische biologische Parameter

Länge-Gewichts-Beziehung, Wachstumsfunktion, Anteil Blankaale pro Längenklasse

Zusätzlich zu diesen Eingangsparametern wurde auch die tatsächliche Anzahl an abwandernden Blankaalen erfasst (siehe Abschnitt 1.1.1). Der Vergleich der modellierten Abwanderung mit der tatsächlich erfassten Zahl abwandernder Aale ermöglicht die Abschätzung der Realitätsnähe des Modellergebnisses und somit

gleichzeitig eine Beurteilung der Datenqualität im Allgemeinen und der angenommenen natürlichen Sterblichkeit im Speziellen.

1.1.5 Wanderverhalten der abwandernden Aale

Es konnte bis heute nicht geklärt werden, welche Mechanismen Aalen zur Orientierung während ihrer Laichwanderung dienen und wie die Laichgebiete lokalisiert werden (Nishi et al., 2004, Westin, 1990). Es ist darüber hinaus nicht endgültig geklärt, ob Aale, die in Nebengewässer der Ostsee besetzt wurden, in der Lage sind, während der Laichwanderung den Weg aus der Ostsee finden. Zwar deuten verschiedene Studien darauf hin, dass besetzte Aale Schwierigkeiten haben könnten, den kürzesten Weg in den Atlantik zu finden (Westin, 1998; Westin, 2003). Solche Beobachtungen konnten aber von Westerberg et al. (2007) nicht bestätigt werden. Dort wurde keine Beeinträchtigung der Orientierung bei abwandernden Blankaalen in der Ostsee festgestellt.

Das Schwentine-System stellt ein ideales Untersuchungsgebiet für die Klärung dieser Fragestellung dar. Bedingt durch die mangelnde Durchgängigkeit des Systems fehlt dort die natürliche Rekrutierung von Aalen. In den letzten Jahren sind viele Fischer und Angelvereine in Deutschland dazu übergegangen, anstelle der immer teurer werdenden Glasaale zunehmend auch junge Gelbaale (sogenannte Satzaale) zu besetzen (ICES, 2010). Diese werden häufig in benachbarten Flusssystemen gefangen und haben demnach bei Besatz nur relativ kleinskalige Translokationen erfahren. Bei diesen Aalen ist es deshalb nicht auszuschließen, dass sie natürlich in ein Nachbarsystem eingewandert sind und somit in der Lage waren, als Jungtiere den Weg durch die Ostsee zu „speichern“. Für eine Untersuchung des Wanderverhaltens war es deshalb notwendig, den wiedergefangenen Aalen mit Hilfe mikrochemischer Otolithenanalysen eine eindeutige individuelle Besatzgeschichte zuzuweisen.

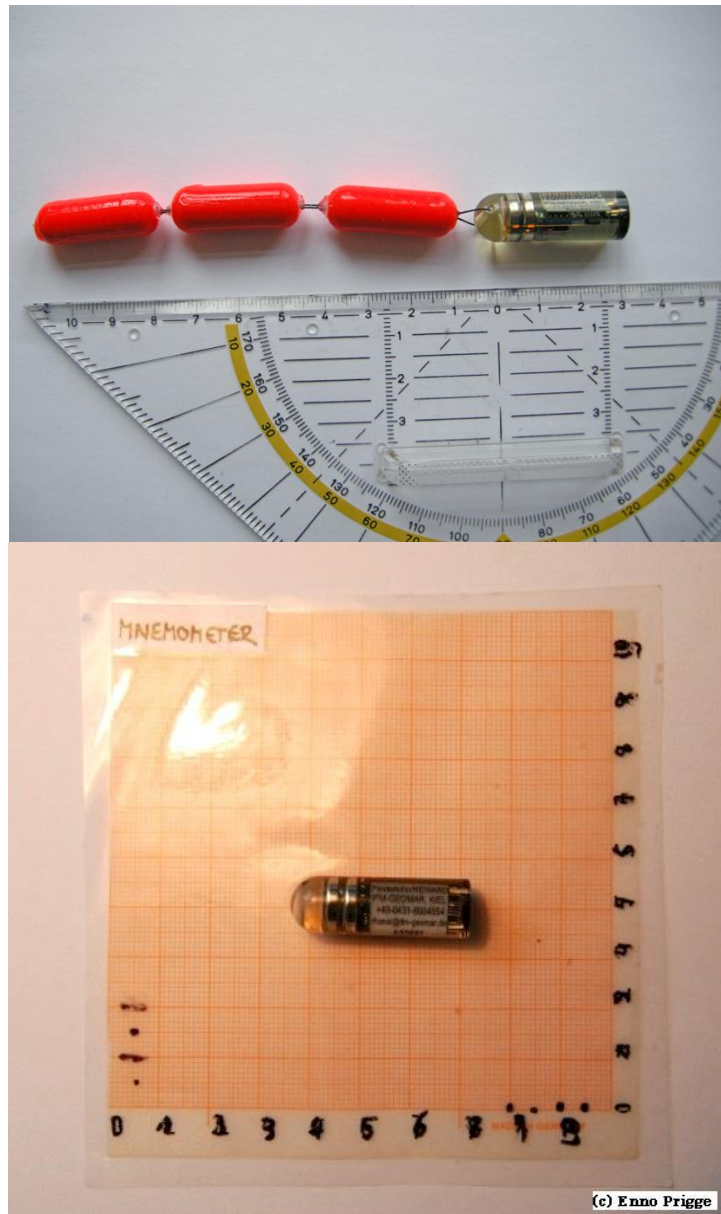


Abbildung 4: Data Storage Tag (mit und ohne Auftriebskörper)

Abwandernde Blankaale aus der Schwentine wurden mit Data Storage Tags (Abb. 4) und T-Bar Anchor Tags (Abb. 5) markiert und entweder in der unteren Schwentine oder in der Ostsee freigelassen. Sowohl im Falle der Data Storage Tags als auch der T-Bar Anchor Tags war dieses Vorhaben auf den Wiederfang und die Rückführung der Aale durch Dritte angewiesen. Die Ergebnisse sollten Erkenntnisse über die präferierte Wanderrouen und -tiefen liefern und das Wissen über das Wanderverhalten besetzter Aale in der Ostsee erweitern.



Abbildung 5: Gelbe T-Bar Tags in der dorsalen Muskulatur von Aalen (Foto: Jan Schröder)

1.1.6 Ermittlung des Gesundheitszustandes abwandernder Aale und weitere Analysen

Inwieweit ein Gewässer zur Produktion reproduktionsfähiger Aale beiträgt, lässt sich nicht alleine durch die Anzahl abwandernder Blankaale ermitteln. Die Anzeichen häufen sich, dass auch der Gesundheitszustand der Blankaale von Bedeutung für deren Laicherfolg ist (EELREP, 2005; ICES, 2011a). Die Laichwanderung des Europäischen Aals in die Sargassosee beträgt zwischen 5000 und 7000 km. Es wird davon ausgegangen, dass die Aale bei kontinuierlichem Schwimmen für diese Distanz bis zu 6 Monaten benötigen (Palstra & van den Thillart, 2010). Während der Laichwanderung stellen die Aale die Nahrungsaufnahme ein und der Verdauungstrakt bildet sich zurück (Tesch, 1999). Die benötigte Energie für den Stoffwechsel, die Schwimmaktivität und die Reifung der Gameten wird ausschließlich aus gespeicherten Energiereserven bezogen, die während der kontinentalen Lebensphase angelegt wurden und zum größten Teil aus Fett bestehen (Boëtius and Boëtius, 1985). Die bemerkenswerte Laichwanderung der Aale macht sie besonders anfällig für Einflüsse, die die Schwimmleistung bzw. die Energiespeicherung und –verwertung betreffen. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass mangelnde

Fettreserven, parasitäre Belastung mit dem Schwimmbblasennematoden *Anguillicoloides crassus*, Virusinfektionen und hohe Schadstoffbelastungen die Laichwanderung bzw. die Gonadenentwicklung stark beeinträchtigen können (Svedäng und Wickström, 1997; van Ginneken et al., 2005; Palstra et al., 2006, 2007; Geeraerts und Belpaire 2010). Um die Kondition der Blankaale aus dem Schwentine-System zu ermitteln und abschätzen zu können, ob die Tiere grundsätzlich in der Lage sind, erfolgreich an der Reproduktion teilzunehmen, wurden Unterproben der am WKW Ralsdorf 2 gefangenen Aale entnommen und umfassend untersucht. Folgende Parameter wurden erhoben:

- Fettgehalt (Abschnitt 2.6.1)
- Parasitenbefall (*Anguillicoloides crassus*, *Pseudodactylogyrus* sp.) (Abschnitt 2.6.2)
- Viruserkrankungen (*Herpesvirus anguilla* (HVA), Eel Virus European X (EVEX)) (Abschnitt 2.6.3)
- Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Abschnitt 2.6.4)

Darüber hinaus wurde das Alter der Aale mittels Otolithenlesung bestimmt (Abschnitt 2.6.5). Ihr individuelles Wachstum sollte mittels Fang-Wiederfang-Experimenten untersucht werden (Abschnitt 2.6.6). Mikrochemische Analysen der Otolithen lieferten Aufschluss über die individuelle Besatzgeschichte (Abschnitt 2.5.3).

Aufgrund eines vormals unkontrollierten globalen Handels mit Aalen für Aquakulturen und Besatzmaßnahmen wurde eine nicht unbeträchtliche Anzahl Amerikanischer Aale (*Anguilla rostrata*) nach Europa eingeführt (Frankowski et al., 2009). Um einen möglichen Einfluss von *A. rostrata* auf die hier vorliegenden Untersuchungsergebnisse abschätzen zu können, wurde an einer Unterprobe abwandernder Blankaale mittels genetischer Analysen eine Artbestimmung durchgeführt (Abschnitt 2.5.3).

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn

Die Bestände des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) gehen seit den 1960er Jahren drastisch zurück. Die Größe der Laicherbestandsbiomasse wird dabei noch auf 2% bis 12% der ursprünglichen Werte geschätzt (ICES 2002). Ähnliches gilt für das Aufkommen an Glasaalen. Die Glasaal-Rekrutierung in der Atlantik-Region beträgt nur noch 5% der Durchschnittswerte der Jahre 1960 bis 1979, im Bereich der

Nordsee liegen die Vergleichswerte bei unter 1%, ohne Anzeichen auf Erholung (ICES, 2011a). Die Europäische Kommission will dem dramatischen Rückgang des Aal-Bestandes mit einer Erhöhung der in die Sargassosee abwandernden Blankaale begegnen und verpflichtete die Mitgliedstaaten zur Erarbeitung von flussgebietsspezifischen Aalbewirtschaftungsplänen (Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates von 18. September 2007). Danach soll sichergestellt werden, dass zumindest 40% jener Menge an Aalen, die unter naturnahen, nicht anthropogen beeinflussten Bedingungen die Flussgebiete besiedeln würden, abwandern und damit zur Fortpflanzung beitragen können.

Als mögliche Gründe für die Bestandsabnahme des Europäischen Aals wurden neben starkem fischereilichem Druck und Schadstoffbelastung vor allem auch der zunehmende Habitatverlust durch wasserbauliche Maßnahmen sowie sogenannte Turbinenverluste an Flusskraftwerken genannt. Auch der zunehmende Fraßdruck durch fischfressende Vögel (vor allem Kormorane), Schwächung durch (eingeschleppte) Parasiten, Krankheitsbelastung durch Viren ebenso wie negative Auswirkungen einer Klimaveränderung werden als mögliche Ursachen diskutiert. Alle diese Faktoren können vor allem in Summe mittel- bis langfristig gravierenden Einfluss auf die Entwicklung der Aal-Bestände nehmen, wobei aufgrund der einzigartigen Reproduktionsbiologie des Aals als eine panmiktische Art sogar ein vollständiges Aussterben nicht ausgeschlossen werden kann.

Als Folge dieser Entwicklung gibt es innerhalb Europas Bestrebungen, Aalbesatzmaßnahmen nur noch in jenen Gewässern durchzuführen, die aufgrund ihrer Struktur und ökologischen Beschaffenheit gewährleisten, dass sich darin gesunde Laichfische entwickeln können. Die Qualität von Laichern wurde dazu in einem EU-Verbundprojekt (EELREP, 2005) anhand der Auswirkungen verschiedener Einflussgrößen wie Schadstoffen, Parasiten und Viren auf die Bewältigung der simulierten Schwimmstrecke zu den Laichgründen in der Sargassosee untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass etwa der Befall mit dem Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicoloides crassus* (Lefebvre et al., 2004; Palstra et al. 2007), aber auch virale Erkrankungen (EVEX, EVE, *Herpesvirus anguillae*) (Van Ginneken et al., 2005; EELREP 2005) ebenso wie Schadstoffbelastungen etwa mit Dioxin-ähnlichen Substanzen (PCBs) (EELREP 2005; Palstra et al., 2006) zu teils massiven Beeinträchtigungen der Schwimmleistung bzw. der Gonadenentwicklung führen und

damit die Laicherqualität massiv beeinträchtigen.

Detaillierte Informationen und Einschätzungen der tatsächlichen Beeinflussung der einzelnen Faktoren auf die Bestände des Europäischen Aals im Sinne einer von ihnen hervorgerufenen spezifischen Mortalität sind allerdings nach wie vor nicht verfügbar.

Sowohl die natürliche als auch die fischereiliche Mortalität gehen in alle wichtigen bestandskundlichen Modelle ein und werden sowohl für kurzfristige Vorhersagen über Bestands- und Ertragsentwicklungen als auch für Gleichgewichtsmodelle, also Langfristbetrachtungen benötigt. Die Bestimmung der Gesamtmortalität ist dabei verhältnismäßig unkompliziert, bietet jedoch keine sinnvolle Datengrundlage für Management-Entscheidungen. Die quantitative Aufteilung in fischereiliche, ggf. wasserkraftbedingte und natürliche Mortalität, letztere vor allem getrennt nach Einflussfaktoren, ist demgegenüber aufwändig und komplex. Die quantitative Erfassung sowohl der natürlichen als auch der fischereilichen Mortalität ist essentieller Bestandteile von Kohorten-basierten populationsdynamischen Modellen und somit wichtige Einflussgröße für das darauf basierende Fischerei-Management und damit auch den Erhalt der panmiktischen Population des Aals. Nur ein detailliertes Wissen über die Auswirkungen einzelner Einflussfaktoren erlaubt gezielte Management-Maßnahmen. Die im Rahmen der hier durchgeführten Modellstudie erzielten Ergebnisse bilden einen wichtigen Beitrag zur derzeit europaweit diskutierten Entwicklung einer Strategie zum Wiederaufbau bzw. der Rettung des Europäischen Aalbestandes.

2. Material und Methoden

2.1 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Raisdorf 2

Das Aalaufkommen an der Helix-Fischtreppe am WKW Raisdorf 2 wurde während des gesamten Projektzeitraumes erfasst. Je nach Bedarf wurden die Fangvorrichtungen und der Container für das am Fischabweiser anfallende Treibgut 2-5-mal pro Woche kontrolliert.

Um festzustellen, ob es sich bei den entnommenen Tieren um abwandernde Blankaale handelt, wurden die Reifegrade aller gefangenen Aale bestimmt. Dazu wurde die Methode von Durif et al. (2005) angewandt, die es ermöglicht, den

Reifegrad anhand morphometrischer Merkmale zu ermitteln, ohne die Tiere zu töten. Anhand von Körperlänge, Gewicht, Augendurchmesser und Brustflossenlänge wurden die Aale in 6 Reifegrade eingeteilt:

- Wachstumsphase: SI (undifferenziert), SFII (Weibchen)
- Präigrationsphase: SFIII (Weibchen)
- Migrationsphase: SFIV, SFV (Weibchen), SMII (Männchen).

Für Individuen, die vor der Vermessung eingefroren wurden, wurden Länge und Gewicht nach Wickström (1986) korrigiert, um die Reduktion beider Parameter durch das Einfrieren zu berücksichtigen.

Im Folgenden werden SFIV und SFV als Blankaale und SI, SFII und SFIII als Gelbaale bezeichnet. Die lediglich vereinzelt gefangenen Männchen werden stets gesondert erwähnt.



Abbildung 6: Aal gefangen im Aalabstiegsrohr des WKW Ralsdorf 2

Von den gefangenen Aalen wurden Unterproben für weitere Untersuchungen entnommen (siehe Abschnitt 2.6). Die restlichen Individuen wurden mit T-Bar Anchor Tags markiert und unterhalb der Wasserkraftwerke freigelassen, um ihr ungehindertes Abwandern zu ermöglichen (siehe Abschnitt 2.5).

Wie oben beschrieben, befindet sich vor den Turbinenschächten ein Rechen, der Laub, Treibgut und Fische daran hindern soll, in die Turbinen zu gelangen. Der

Rechen verfügt über ein selbstreinigendes System, das anfallendes Material automatisch in einen Container transportiert. Um sicherzustellen, dass auch die Aale gezählt werden, die von der Reinigungsanlage erfasst wurden, wurde der Container regelmäßig durchsucht. Eine lückenlose Kontrolle des Containerinhalts war ab November 2010 gewährleistet. Für den Zeitraum davor und während Perioden mit starkem Laubfall, kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Aale nicht gezählt wurden.

Am WKW Ralsdorf 2 ist darüber hinaus ein Kippmechanismus installiert, der bei Bedarf dazu genutzt wird, Wasser aus dem angestauten Rosenfelder See abzulassen. Während der Aktivierung dieses Überlaufs war eine vollständige Erfassung der abwandernden Aale nicht möglich. Diese Zeiträume wurden aufgezeichnet. Um die Abwanderungszahlen für etwaige nicht registrierte Wasserkraftwerkspassagen zu korrigieren, wurden Aale mit Acoustic Transmitter Tags und herkömmlichen, externen T-Bar Anchor Tags markiert. Die Acoustic Transmitter Tags (V9, VEMCO) wurden operativ in die Peritonealhöhle der Aale eingesetzt. Die Implantation erfolgte durch einen kleinen medioventral angebrachten Schnitt. Zuvor wurden die Aale auf sichtbare Schädigungen untersucht und dann mit Metomidate („Aquacalm™“, $\sim 4 \text{ mg l}^{-1}$) betäubt. Bei Aalen, die äußerliche Schädigungen bzw. ein auffälliges Verhaltensmuster aufwiesen, wurde von der Operation abgesehen. Die Aale wurden so ausgesucht, dass in keinem Fall die Größe des Acoustic Transmitter Tags 15% der Körperlänge des Aales überschritt. Nach der Implantation wurde die Wunde mit einem resorbierbaren Faden verschlossen. Zusätzlich zu der Implantation wurden die Aale mit einem individuellen „T-Bar Anchor Tag“ (einer externen, für Fische optimierten Kunststoffmarkierung) versehen. Die Aale wurden danach in einen Hälterungstank überführt, um eine Erholung von Behandlung und Betäubung sicherzustellen. Anschließend wurden sie oberhalb des WKW Ralsdorf 2 wieder in die Schwentine entlassen. Das Versuchsvorhaben wurde vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) begutachtet und genehmigt. Entsprechende Tierversuchsgenehmigungen wurden fristgerecht beantragt und erteilt. Alle markierten Aale wurden in unmittelbarer Nähe zur Empfangsstation am WKW Ralsdorf 2 ausgesetzt. Die zwei oberhalb angebrachten Receiver waren so angebracht, dass sie den Rosenfelder See auf einer Länge von etwa 500 m

abdeckten und es erlaubten, Aale zu identifizieren, die sich flussaufwärts vom WKW Raisdorf 2 entfernten. Unterhalb des WKW Raisdorf 2 ist die Schwentine nur etwa 40 m breit und wurde durch einen einzelnen Receiver akustisch vollkommen abgedeckt (Abb. 3).

2.2 Sterblichkeitsursachen

2.2.1 Berufsfischerei

Die Fangzahlen der Berufsfischerei im Schwentine-System wurden über den Zeitraum von 1993 bis 2010 erfasst. Sie beruhen auf anonymisierten Fangstatistiken, die vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) in Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt wurden. Datenlücken wurden mit dem mittleren Fang pro ha des entsprechenden Jahres aufgefüllt.

Darüber hinaus wurde die Längenhäufigkeitsverteilung der Aale in den Fängen bestimmt. Dazu wurden die Fänge zweier Fischereibetriebe an sechs Tagen direkt nach der Anlandung bearbeitet. Insgesamt wurden Länge und Gewicht von 248 Aalen bestimmt. Außerdem wurde bei einer Unterprobe von 27 Aalen der Entwicklungsstand nach Durif et al. (2005) ermittelt.

2.2.2 Angelfischerei

Aufgrund einer fehlenden zentralen Erfassung der Anglerfänge und nur sehr lückenhafter Angaben durch den Großteil der ansässigen Angelvereine wurde der Angler-Aalfang geschätzt. Als Grundlage dienten die Fangstatistiken zweier großer Angelvereine („ASV Preetz und Umgebung e.V.“ und „1. Kieler Anglerclub von 1907 am Schöhsee e.V.“). Anhand einer Analyse der Fangbücher beider Vereine konnte ein durchschnittlicher jährlicher Aalfang pro Angler für die Jahre 1993-2009 ermittelt werden. Aus Statistiken des Landessportfischereiverbandes Schleswig-Holstein standen uns die jährlich ausgegeben Angelkarten für denselben Zeitraum zur Verfügung. Durch die Kenntnis des durchschnittlichen jährlichen Aalfangs pro Angler und die Anzahl aktiver Angler konnte so die jährlich im gesamten Schwentine-System gefangene Aalmenge geschätzt werden. Für Jahre, in denen die Anzahl aktiver Angler nicht zur Verfügung stand, wurde der Mittelwert der umgebenen Jahre verwendet, um die Datenlücke aufzufüllen.

Um auch den Aalfang durch Gast- und Urlaubsangler im Schwentine-System zu erfassen, wurde nach Abstimmung mit dem Institut für Binnenfischerei Potsdam ein

Umfragebogen entwickelt und in Umlauf gebracht (siehe Anhang). Es wurden etwa 1000 Fragebögen an insgesamt 17 Gastkartenvergabestellen ausgegeben.

2.2.3 Kormoranfraß

Alle Informationen zur Aalsterblichkeit durch Kormorane sind in einem separaten Bericht im Anhang dieses Dokuments zusammengefasst.

2.3 Erhebung der Besatzzahlen

Die Aal-Besatzzahlen wurden für den Zeitraum 1993-2011 erhoben, wobei das Besatzmaterial nach Glasaal, Farmaal und Satzaal unterschieden wurde. Die Daten wurden vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) in Schleswig-Holstein und vom Landessportfischereiverband Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt. Ergänzt wurden die Zahlen durch direkte Angaben verschiedener Angelvereine.

2.4 Modellierung der Blankaalabwanderung

Bei dem deutschen Aalmodell (GEM II) handelt es sich um ein MS-EXCEL basiertes, modular strukturiertes Bestandsmodell, welches die Entwicklung des Aalbestandes in Anzahl pro Altersklasse und Jahr beschreibt (Oeberst & Fladung, 2012). Das GEM II ermöglicht die Abschätzung der Anzahl der abwandernden Blankaale aus einem System unter Berücksichtigung der einwandernden und besetzten Aale, der natürlichen Sterblichkeit, der fischereilichen Sterblichkeit durch kommerzielle Fischer und Angler, den Prädationsdruck durch Kormorane, sowie die Sterblichkeit bedingt u.a. durch Wasserkraftanlagen. Da die Qualität der Eingangsparameter oft stark variiert (sowohl zwischen den Parametern, als auch zwischen den Jahren), erlaubt das Modell die Berücksichtigung der jeweiligen Ungenauigkeit und ermöglicht es, deren Auswirkungen auf die Modellergebnisse abzuschätzen. Das Modell wurde ursprünglich für den Aalbestand in der Elbe entwickelt, wurde in den letzten Jahren jedoch bereits in verschiedensten Flusssystemen in ganz Europa angewandt. Bisher war es allerdings nicht möglich, die Genauigkeit der modellierten Abwanderungszahlen durch direkte Monitoring-Ergebnisse zu validieren.

Voraussetzung für die bestmögliche Modellierung der Bestandsentwicklung des Aals und der Anzahl der abwandernden Blankaale im jeweiligen Flusssystem sind grundlegende biologische Bestandscharakteristika wie Wachstum, Längen-Gewichts-

Relation, Längen-Alters-Relation, Anteil Blankaale pro Altersklasse und Alter bei Abwanderung. Diese biologischen Parameter schwanken beim Europäischen Aal zwischen verschiedenen Habitaten/Flusssystemen in Abhängigkeit von lokalen Begebenheiten (Jessop, 2010; Vøllestad, 1992). Aus diesem Grund war es notwendig, zunächst die im GEM II verwendeten Bestandscharakteristika systemspezifisch zu erfassen. Im Folgenden wird kurz beschrieben, auf welchen Berechnungsgrundlagen die Erhebung der biologischen Aalbestandscharakteristika beruht. Für eine detaillierte Beschreibung des GEM II wird auf die Originalpublikation verwiesen (Oeberst & Fladung, 2012).

Mit Hilfe der von Bertalanffy Wachstumsfunktion (VBGF) (1) wurde das systemspezifische Wachstum der Aale in der Schwentine bestimmt:

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

mit L_t = Länge zum Zeitpunkt t , L_∞ = asymptotischen Länge, K = Wachstumskoeffizient und t_0 der Zeitpunkt an dem die theoretische Länge = 0 beträgt (Abb. 7).

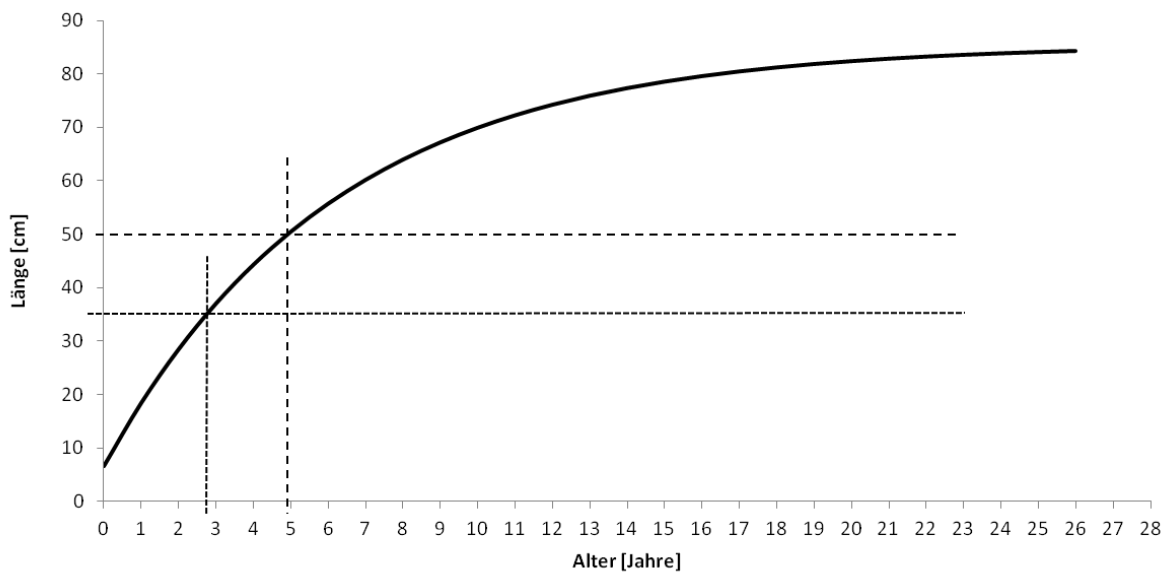


Abbildung 7: von Bertalanffy Wachstumskurve für Aale im Schwentine-System. Die kurz gestrichelte entspricht dem gesetzlichen Mindestmaß des Aals in Schleswig-Holstein, die lang gestrichelte Linie entspricht dem im Model verwendeten tatsächlichen Mindestmaß

Da es sich bei dem GEM II um ein auf Altersklassen beruhendes Modell handelt, war es nötig, die erhobenen Längenverteilungen in Altersklassen zu transformieren. Das Alter einer gegebenen Länge wurde dabei wie folgt berechnet:

$$a' = t_0 - LN\left(1 - \frac{L}{L_{\infty}}\right) / k \quad (2)$$

$$a = \text{gerundet } (a') \quad (3)$$

Das systemsspezifische mittlere Gewicht (W) einer Altersgruppe wurde dann mit Hilfe der erhobenen Längen-Gewichts-Relation $W = a \cdot L^b$ ($a = 0.0012$ und $b = 3.1106$) und unter Verwendung der Formeln (2) und (3) berechnet.

Des Weiteren war es notwendig, den systemsspezifischen Anteil der Blankaale pro Altersgruppe zu erfassen. Anders als bei vielen anderen Fischarten ist der Zeitpunkt der Geschlechtsreife (bzw. Abwanderung) beim Europäischen Aal weder alters- noch längenabhängig. Vielmehr scheint es, als wäre die Kondition (und hier insbesondere die vorhandenen Energiereserven) der einzelnen Tiere ausschlaggebend für den Startzeitpunkt der Abwanderung (Svedäng et al., 1996). Somit kann es auch innerhalb eines Systems zu einer großen Spannweite hinsichtlich des Alters bei Abwanderung kommen. Es ist daher notwendig, den Anteil an Blankaalen pro Altersklasse zu erfassen, zumal dieser mit Beginn der Abwanderung aus dem lokalen Bestand ausscheidet. Der Anteil an Blankaalen pro Längenklasse wurde durch das Erfassen der Häufigkeitsverteilung in der Schwentine bestimmt und mit Hilfe einer logistischen Funktion von 0 bis 1 beschrieben (Abb. 8).

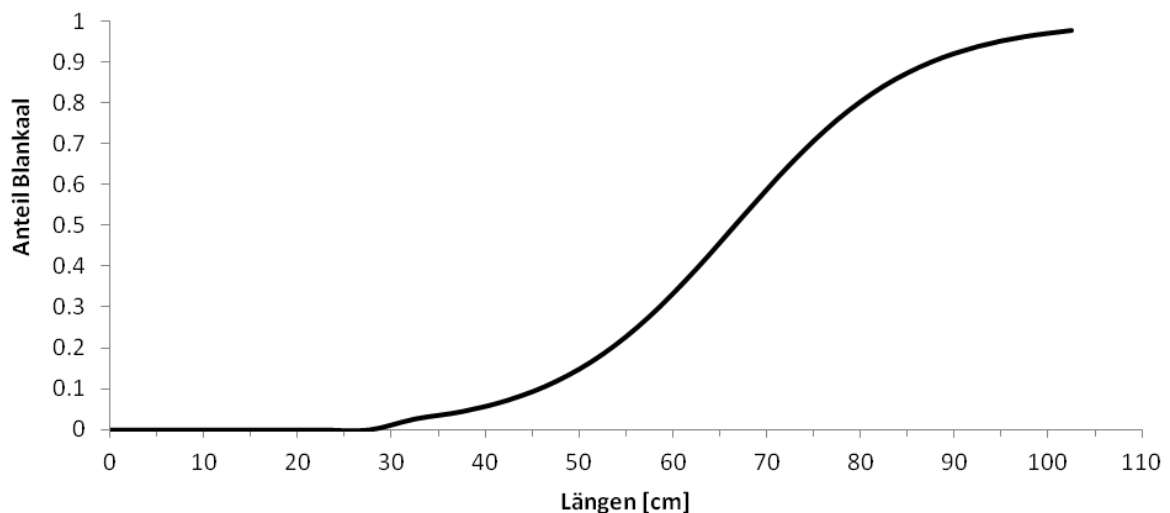


Abbildung 8: Anteil der Blankaale pro Länge dargestellt durch eine logistische Funktion von 0 bis 1.

Die natürliche Sterblichkeit von Aalen in Binnengewässern ist nach Bevacqua et al. (2011) abhängig vom Gewicht und Geschlecht der Aale, von der Dichte der

Aalpopulation und der Durchschnittstemperatur im System. Um die Abhängigkeit der natürlichen Sterblichkeit von der Dichte zu beschreiben, haben Bevacqua et al. (2011) drei Dichtekategorien eingeführt – Niedrig, Mittel und Hoch. Für das vorliegende System wurde zunächst von einer mittleren Dichte ausgegangen. Mit Hilfe der im System ausgebrachten Temperaturrekorder konnte die oberflächennahe Jahresdurchschnitts-temperatur des Schwentine-Systems für die Jahre 2009 und 2010 auf zwischen 10° und 11°C bestimmt werden. Weiterhin konnte auf bis 1991 zurückreichende Temperaturzeitreihen des LLUR zurückgegriffen werden. Durch die Vielzahl an verschiedenen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten bedeutet die Wiedergabe des Jahrestemperatur-verlaufs im gesamten Schwentine-System durch eine einzelne Durchschnittstemperatur einen deutlichen Datenqualitätsverlust. Trotzdem ist es für die natürliche Sterblichkeit bzw. das GEM II notwendig, den Temperaturverlauf entsprechend zusammenzufassen. Deshalb wurde aus vier Messstationen mit monatlichen Temperaturmessungen ein gemeinsamer Jahresdurchschnittswert ermittelt. Hierdurch konnte die natürliche Sterblichkeit auch an Schwankungen der Durchschnittstemperatur in der Schwentine angepasst werden.

Neben diesen gewässerspezifischen Eingangsparametern benötigt das GEM II eine geschätzte Startpopulation. Diese Startpopulation dient als Startpunkt der Modelberechnungen und gibt eine Altersverteilung zum Zeitpunkt t_a vor. Sie beruht auf dem Referenzzeitraum 2002-2004 und kann mit Hilfe eines Faktors (F_S) angepasst werden. F_S beeinflusst die Altersverteilung der Startpopulation und beschreibt somit die Dynamik des Aalbestandes vor dem ersten Modelljahr. F_S auf 1 zu setzen, kann so interpretiert werden, dass in den 10 bis 15 Jahren vor 1993 ein gleich hoher Besatz realisiert wurde wie im Referenzzeitraum. Um den zunächst hohen Einfluss auf die modellierte Aalpopulation zu verringern, war es notwendig, das Modell über einen möglichst langen Zeitraum laufen zu lassen. Idealerweise sollte der Modellzeitraum so gewählt werden, dass auch die jüngsten Altersklassen der Startpopulation vor Ablauf des Modellzeitraums abgewandert sind. Nur so kann der Einfluss der Startpopulation auf die letzten Modelljahre vernachlässigt werden. Im vorliegenden Fall wurde ein Modellzeitraum von 18 Jahren (1993 – 2010) gewählt. Im Schwentine-System wurden im Laufe dieses Projektes Aale mit einem Alter > 20 Jahren erfasst. Dabei handelt es sich aber lediglich um einzelne Ausreißer. Generell

kann der Einfluss der Startpopulation auf die Abwanderung nach 18 Modelljahren als gering eingeschätzt werden.

Obwohl das GEM II die Möglichkeit beinhaltet, die auf den Bestand wirkende Mortalität durch Wasserkraftanlagen zu berücksichtigen, wurde in dieser Studie darauf verzichtet. Die Blankaalabwanderung wurde am WKW Raisdorf 2 erfasst. Es gibt im Schwentine-System kein weiter flussaufwärts gelegenes Wasserkraftwerk. Deshalb wurde davon ausgegangen, dass bis zum Erreichen von WKW Raisdorf 2 keine Wasserkraftmortalität auf die abwandernden Aale wirkt.

Auch wenn ein Großteil der oben genannten biologischen Eingangsparameter direkt erfasst wurde, so gibt es doch einige Parameter, die auf Grundlage der Systemeigenschaften geschätzt werden müssen. Hierzu zählt zum einen die natürliche Sterblichkeit. Wie bereits erwähnt, hängt diese u. a. von der im Schwentine-System vorherrschenden jährlichen durchschnittlichen Wassertemperatur ab. Bereits kleine Änderungen der Durchschnittstemperatur von z. B. 11°C auf 12°C führen zu erheblichen Veränderungen in der natürlichen Sterblichkeit. Selbiges gilt für die angenommene Wachstumsfunktion der Aale. Die genutzte von Bertalanffy-Wachstumsfunktion (VBGF) basiert zwar größtenteils auf den erhobenen Alters-Längenbeziehungen, erfordert allerdings unter Umständen eine „künstliche“ Fixierung. Diese wird nötig, da die VBGF für semelpare Fischarten nur bedingt gültig ist (Froese & Pauly in press.). Es wird empfohlen die asymptotische Länge bei der Schätzung der VBGF-Eingangsparameter auf das 1,5-fache der durchschnittlichen Blankaallänge zu fixieren. Des Weiteren ist es sinnvoll, auch t_0 so zu fixieren, sodass die durchschnittliche Länge der Altersklasse 0 in etwa der tatsächlich zu erwartenden Länge entspricht. Laut Definition werden Glasaale, die die kontinentalen Gewässer erreichen und ihre Wachstumsphase beginnen, der Altersklasse 0 zugeordnet (ICES, 2010). Poole et al. (2004) konnten zeigen, dass Glasaale bei Eintritt in die kontinentalen Küstengewässer etwa 6 bis 7,5 cm lang sind.

Um die Eingangsparameter zu optimieren, wurden zunächst verschiedene Varianten gerechnet. Die optimale Modellvariante wurde durch Vergleich der modellierten relativen Altersverteilung der abwandernden Blankaale mit der tatsächlich im System vorhandenen relativen Altersverteilung identifiziert.

Darüber hinaus benötigt das GEM II als Eingangsparameter auch die verschiedenen Sterblichkeitsfaktoren für Aale. Die Entwicklung der einzelnen Altersklassen ist abhängig von natürlicher Rekrutierung (nicht vorhanden im Schwentine-System) und Besatz, sowie der systemspezifischen Wachstumsfunktion, der natürlichen Sterblichkeit, der fischereilichen Sterblichkeit (kommerzielle Fischerei und Angelfischerei), der Sterblichkeit durch Kormoran-Prädation, der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen (nicht vorhanden) und der Abwanderung von Blankaalen.

Das GEM II erlaubt es auch, die zukünftige Entwicklung des Aalbestandes in der Schwentine zu prognostizieren. Unter der angenommenen Kontinuität der biologischen Charakteristika kann durch Variation der Sterblichkeitsfaktoren der Einfluss und Erfolg einzelner Managementoptionen beurteilt werden. Die Qualität dieser modellierten Managementoptionen hängt dabei von der Realitätsnähe des Modells ab. Wie bereits beschrieben, wurde das GEM II bereits für die Erarbeitung von 7 der 9 deutschen Aal Management Pläne verwendet. Durch die besonderen Gegebenheiten in der Schwentine (Erfassung der kompletten Abwanderung am WKW Ralsdorf 2) war es im vorliegenden Fall erstmals möglich, die Exaktheit des GEM II im Feldversuch zu validieren. Hierfür wurde das Modell zunächst mit Hilfe der systemspezifischen Bestandscharakteristika an das Schwentine-System angepasst. Anschließend konnten die oben beschriebenen Sterblichkeitsfaktoren rückwirkend bis 1993 ins Modell eingefügt werden. Dadurch war es möglich, die Abwanderung der Blankaale (Anzahl, Gesamtgewicht und Altersverteilung) für die Jahre 2009 und 2010 abzuschätzen und mit der tatsächlich erfassten Abwanderung der beiden Jahre zu vergleichen. Dies ermöglichte im nächsten Schritt, die Realitätsnähe des GEM II zu beurteilen. Verschiedenste Managementoptionen konnten im Folgenden sowohl rückwirkend als auch als Prognose getestet werden.

Getestet wurden folgende Managementoptionen, wobei stets nur einer der Parameter des Ausgangsmodells verändert wurde:

Szenario I: Realistische Abschätzung der potentiellen Blankaalabwanderung

Szenario II: Reduzierte Sterblichkeit durch Berufsfischerei

Szenario III: Reduzierte Sterblichkeit durch Freizeitfischerei

Szenario IV: Erhöhte Sterblichkeit durch Berufsfischerei

Szenario V: Erhöhte Sterblichkeit durch Freizeitfischerei

Szenario VI: Reduzierter Besatz

Szenario VII: Erhöhter Besatz

Szenario VIII: Zukunftsprognose ohne Fischerei

Szenario IX: Zukunftsprognose ohne Fischerei und Erhöhung des Besatzes, sodass die 40% Mindestabwanderung im Jahr 2020 gewährleistet wird

2.5 Wanderverhalten der abwandernden Aale

2.5.1 T-Bar Anchor Tags

Von den 332 Aalen, die in der Studie zum Wanderverhalten ausgesetzt wurden, wurden 274 Individuen ausschließlich mit T-Bar Anchor Tags (Hallprint Pty Ltd., Australia; www.hallprint.com) markiert und in der Schwentine frei gelassen. Die Tiere wurden in der Fischtreppe am WKW Raisdorf 2 gefangen. Auch wenn die Fangeinrichtung durchgängig aktiv war, konzentrierte sich das Markieren vor allem auf zwei „Markierungsperioden“ im Frühjahr (März bis Juni) und Herbst (September bis November) (Abb. 9).

Nach dem Fang wurden die Aale vor Ort biometrisch bearbeitet (entsprechend des oben genannten Protokolls – siehe Abschnitt 2.1), markiert und (um die ungehinderte, selbständige Abwanderung der Aale aus der Schwentine zu ermöglichen) unterhalb von WKW Raisdorf 1 wieder in die Schwentine gesetzt. Die Aale (Gelb- und Blankaale) wurden mit Hilfe des mitgelieferten Applikationsgerätes (Hallprint Pty Ltd., Australien; www.hallprint.com) markiert. Hierbei wurden die T-Bar Anchor Tags in der dorsalen Muskulatur des letzten Körperdrittels verankert. Diese etwa 3 cm langen gelben Plastik-Markierungen sind mit einem individuellen Zahlencode versehen und tragen zudem Kontaktinformationen, um nach dem Wiederfang des Aales diesen eindeutig identifizieren zu können und dessen Rückführung zu ermöglichen. Um den möglichen Verlust einzelner Markierungen zu kompensieren, wurden alle Aale mit zwei Tags markiert. Um die Infektionsgefahr zu reduzieren, wurde der Applikator vor jedem Gebrauch desinfiziert (96% Ethanol). Das Durchschnittsgewicht aller mit T-Bar Anchor Tags im Laufe der Studie zum Wanderverhalten markierten Aale betrug $966,5 \pm 313$ g (185 bis 1975 g) und die durchschnittliche Länge $79,5 \pm 9,1$ cm (45,7 bis 104,7 cm). Das Versuchsvorhaben wurde vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) begutachtet und genehmigt. Entsprechende Tierversuchsgenehmigungen wurden fristgerecht beantragt und erteilt.

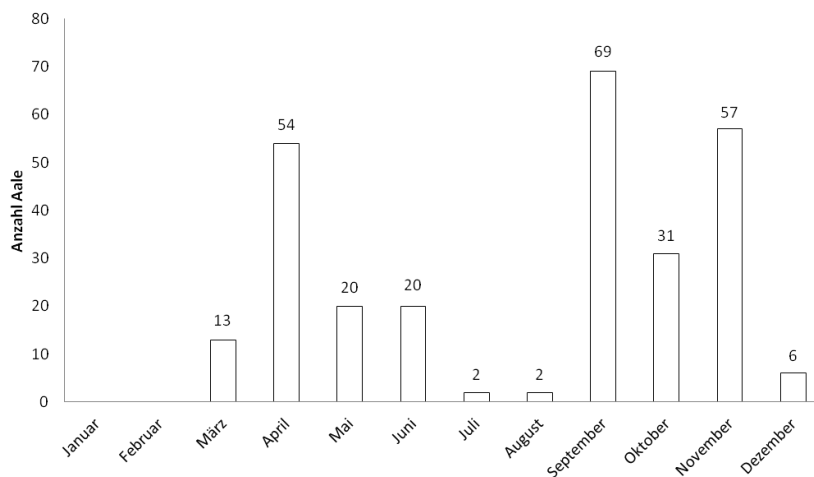


Abbildung 9: Anzahl der markierten Aale im dazugehörigen Monat (2009-2011)

Für die Meldung des Wiederfanges sowie die Rückführung der markierten Aale durch Berufsfischer und Angler wurde eine Belohnung ausbezahlt. Um die Chancen der Rückführung (bzw. Meldung) zu erhöhen, wurde die Studie über verschiedene Anglerforen, das LLUR, internationale Kollegen (u.a. in Dänemark und Schweden), die lokalen Angelvereine sowie den Landesportfischereiverband Schleswig-Holstein bekannt gemacht.

2.5.2 Data Storage Tags

Insgesamt wurden zwischen 2009 und 2011 44 Blankaale mit Data Storage Tags (DSTs) ausgestattet und unterhalb von WKW Raisdorf 1 in die Schwentine entlassen. Die Datenlogger zeichnen Temperatur (alle 300 Sekunden) und Wassertiefe (alle 60 Sekunden) auf und ermöglichen so nach Wiederfang die Rekonstruktion von Schwimmverhalten, Temperaturpräferenzen und ggf. auch Wanderwegen. Um körperliche Einschränkungen durch die implantierten DSTs zu vermeiden, konnten nur Blankaale mit einem Gewicht > 1500 g für die Markierung mit DSTs berücksichtigt werden. Bis auf 6 Aale (die von kommerziellen Fischern für diesen Zweck erworben wurden) stammen alle mit DSTs markierten Blankaale aus der Fangereinrichtung im WKW Raisdorf 2. Anders als beim Markierungsversuch mit den T-Bar Anchor Tags wurden in diesem Versuch nur Blankaale (SFIV und SFV) verwendet. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass es sich tatsächlich um abwandernde Aale handelt.

Die an der Fischtreppe gefangenen Aale wurden für den operativen Eingriff zunächst in eine Hälterung am Helmholtz-Institut für Meereswissenschaften transportiert. Um den Fang- und Transport-Stress für die Aale zu kompensieren, wurden sie über Nacht unter ständiger Belüftung in einem Becken gehältert. Am folgenden Tag wurde die Aale mit Aquacalm™ (Dosierung: ~4 mg l⁻¹; Western Chemical Inc., USA) betäubt und das DST unter sterilen Bedingungen durch einen etwa 2 cm langen medioventralen Schnitt in der Bauchwand in die Peritonealhöhle eingebracht. Danach wurde die Wunde mit einem resorbierbaren Faden verschlossen. Nachdem zur externen Identifikation der markierten Aale zusätzlich zwei T-Bar Anchor Tags in der dorsalen Muskulatur verankert wurden, wurden die Aale in ein Aufwachbecken überführt. Der gesamte Eingriff dauerte etwa 5 min pro Aal. Die Aale wurden am darauffolgenden Tag wieder in die Schwentine (unterhalb des WKW Raisdorf 1) gesetzt. Das Versuchsvorhaben wurde vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) begutachtet und genehmigt. Entsprechende Tierversuchsgenehmigungen wurden fristgerecht beantragt und erteilt.

Alle im Zuge der Studie zum Wanderverhalten genutzten DSTs waren mit zusätzlichen Auftriebskörpern ausgestattet. Hierdurch sollte beim etwaigen Tod des Aals sichergestellt werden, dass die DSTs auftreiben und letztlich an Land gespült werden. Die Einprägung der Institutsadresse, sowie die Auszahlung eines Finderlohns sollten sicherstellen, dass die Datenlogger nach dem Wiederfang zurückgeführt werden.

2.5.3 Ermittlung des Individuellen Wanderverhaltens

Nach dem Wiederfang markierter Aale wurde mit Hilfe mikrochemischer Otolithenanalysen das individuelle Wanderverhalten bestmöglich ausgewertet. Ziel war es, den Einfluss anthropogener Translokation auf das Wanderverhalten zu klären.

Die Einlagerung von Strontium in Otolithen ist direkt abhängig von der Strontiumkonzentration im umgebenden Wasser und ist daher gewöhnlich positiv mit dessen Salzgehalt korreliert (Campana, 1999). Dieser Zusammenhang erlaubt die Rekonstruktion des diadromen Wanderverhaltens von Fischen anhand der Analyse der Strontiumkonzentrationen entlang der Wachstumsachse des Otolithen und wurde auch

beim Europäischen Aal bereits erfolgreich angewandt (Daverat et al. 2006; Shiao et al. 2006).

Nach Entnahme wurden die Otolithen mit destilliertem Wasser gereinigt und mindestens 48 Stunden an der Luft getrocknet. Anschließend wurden sie mit Thermo-Epoxy (Buehler; Düsseldorf, Germany) auf Objektträgern befestigt und in der Sagittalebene unter Verwendung von 3, 12 und 30 MIC Schleifpapier (3 M; Neuss, Germany) solange geschliffen, bis das Primordium freigelegt war. Am Institut für Geowissenschaften der Universität Bremen wurde mittels Laser Ablation mit induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (LA-ICPMS) die Strontiumkonzentration entlang von Transketen vom Otolithen-Kern zum äußeren Rand gemessen. Verwendet wurde ein UP193 solid-state laser (New Wave Research; Fremont, USA), der an ein Finnigan Element2TM (Thermo; Waltham, USA) gekoppelt war.

Folgende Messparameter wurden verwendet:

- Laserdurchmesser 75 μm
- Scan Geschwindigkeit 3 $\mu\text{m s}^{-1}$
- Pulsrate 10 Hz
- Strahlungsintensität ca. 1 GW cm^{-2}

Vor jeder Messung wurde der Transekt präabladiert, um die Oberfläche zu reinigen und nach jeder zweiten Messung wurde ein Glas-Standard (NIST 612) gemessen und unter Verwendung der Konzentrationen von Pearce et al. (1997) als externer Standard verwendet.

Diese Methode wurde verwendet, um die „Besatzgeschichte“ von abwandernden Aalen aus der Schwentine zu rekonstruieren. Dazu wurde die Sr-Verteilung in den Otolithen von 171 Individuen gemessen, die am WKW Ralsdorf 2 entnommen wurden. Das Fehlen eines Brackwassersignals im Otolithen eines Aals aus einem Ostseezufluss deutet darauf hin, dass dieser bereits als Glasaal gefangen und in ein Süßwasser-Habitat besetzt wurde. Bei diesen Tieren kann eine natürliche Einwanderung durch die Ostsee ausgeschlossen werden. Es muss also davon ausgegangen werden, dass es ihnen nicht möglich war, eine mögliche Wanderroute durch die Ostsee zu speichern. Bei Individuen, die ein Brackwassersignal im Otolithen aufweisen, ist es demgegenüber möglich, dass sie auf natürlichem Weg durch die Ostsee in ein Süßwassersystem eingewandert sind und erst als ältere Gelbaale gefangen und in die Schwentine besetzt wurden. Da ein mögliches

imprinting bei diesen Aalen nicht ausgeschlossen werden kann, war es von besonderem Interesse die „Besatzgeschichte“ der wiedergefangenen Aale zu rekonstruieren.

Neben den Otolithenanalysen wurden verschiedene Wanderungsparameter berechnet:

1. Tage in Freiheit
 - Entspricht dem Zeitraums [Tage] zwischen Markierung und Wiederfang
2. Zurückgelegte Distanz
 - Entspricht der kürzesten Strecke [km] zwischen der Schwentine und dem Wiederfangort
3. Netto-Wanderungsgeschwindigkeit
 - Entspricht der zurückgelegten Distanz [km] pro Tag
4. Geschwindigkeit bei küstennaher Abwanderung
 - Entspricht der kürzesten, küstennah zurückgelegten Strecke zwischen Schwentine und Wiederfangort [km] pro Tag

Um in der Lage zu sein, den Ernährungszustand der wiedergefangenen Aale zu beurteilen, wurde (sofern möglich) deren Fettgehalt (siehe Abschnitt 2.6.1) und Fulton's Konditions-Faktor (K) bestimmt:

$$K = 100 * W/L^3$$

mit W = Körpergewicht in g und L = Länge in cm.

Im Fall der mit internen DSTs bestückten Aale konnte nach dem Wiederfang zusätzlich das individuelle Tauchprofil (Tiefen- und Temperaturpräferenzen) dargestellt werden. Hierfür wurde der gespeicherte Datensatz mit Hilfe der vom Hersteller mitgelieferten Software (G5 Host 5.6.0; Cefas Technology Limited) ausgewertet.

In der Vergangenheit wurden bereits des Öfteren das durch illegalen Besatz bedingte Vorkommen von Individuen des Amerikanischen Aals (*Anguilla rostrata*) in europäischen Gewässern festgestellt (Frankowski et al., 2009). Um auszuschließen, dass es sich bei den im Rahmen der Studie zum Wanderverhalten untersuchten Aale um Exemplare des Amerikanischen Aals handelt, wurde die Artzugehörigkeit aller Wiederfänge zusätzlich genetisch bestimmt.

Darüber hinaus wurde die Artzugehörigkeit von 142 Blankaalen, die am WKW Ralsdorf 2 gefangen wurden, bestimmt. Dazu wurde Muskelgewebe entnommen und bis zur Analyse bei -80°C in Ethanol (96%) gelagert. Die Methode basiert auf einer Restriktions-Fragment-Längen-Polymorphismus-Analyse (RFLP) von Cytochrom-b und 18S rDNA und folgte weitestgehend dem Protokoll von Frankowski und Bastrop (2010). Abweichend wurden lediglich die im Protokoll verwendeten Restriktionsenzyme durch BssS I and BssH II (New England Biolabs GmbH (NEB), Frankfurt/Main) ersetzt.

2.6 Ermittlung des Gesundheitszustandes abwandernder Blankaale und weitere Analysen

2.6.1 Fettgehalt

Der Gesamtfettgehalt von insgesamt 103 Aalen wurde leicht modifiziert nach Smedes (1999) am Max Rubner-Institut in Hamburg bestimmt. Dazu wurde nach dem Ausnehmen der Tiere direkt vor dem After Körpergewebe (ca. 50 g Muskelmasse inklusive Haut) in Form eines Gesamtkörper-Querschnitts entnommen. Das Muskelgewebe (inkl. Haut) wurde homogenisiert und anschließend wurde das Fett mittels einer Lösung von 2-Propanol und Cyclohexan extrahiert. Der Gesamtfettgehalt wird in Prozent Fett am Gesamtgewicht angegeben. Eine detaillierte Beschreibung der Methode bietet Karl et al. (2012).

2.6.2 Parasitenbefall

Der Befall mit dem Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicoloides crassus* wurde an 190 Aalen erhoben (Abb. 10). Dazu wurden die entnommenen Schwimmblasen geöffnet und in Kochsalzlösung makroskopisch nach *A. crassus*-Individuen durchsucht. Die gefundenen Parasiten wurden gezählt und vermessen.

Darüber hinaus wurden 216 Aale auf den Kiemenparasiten *Pseudodactylogyrus* sp. hin untersucht (Abb. 11, 12). Die kompletten Kiemen der Aale wurden mikroskopisch durchsucht und die individuelle *Pseudodactylogyrus*-Befallsintensität ermittelt.

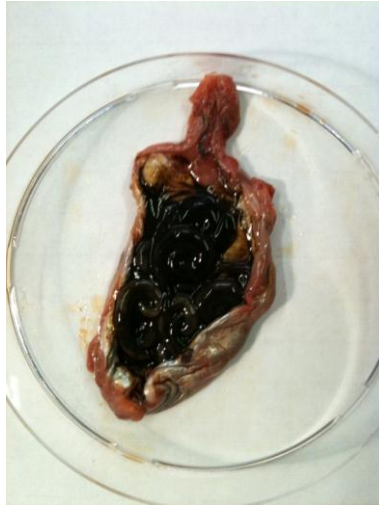


Abbildung 10: Mit *A. crassus* befallene Schwimmblase



Abbildung 11: Aus einer Kieme entnommener *Pseudodactylogyus* sp.

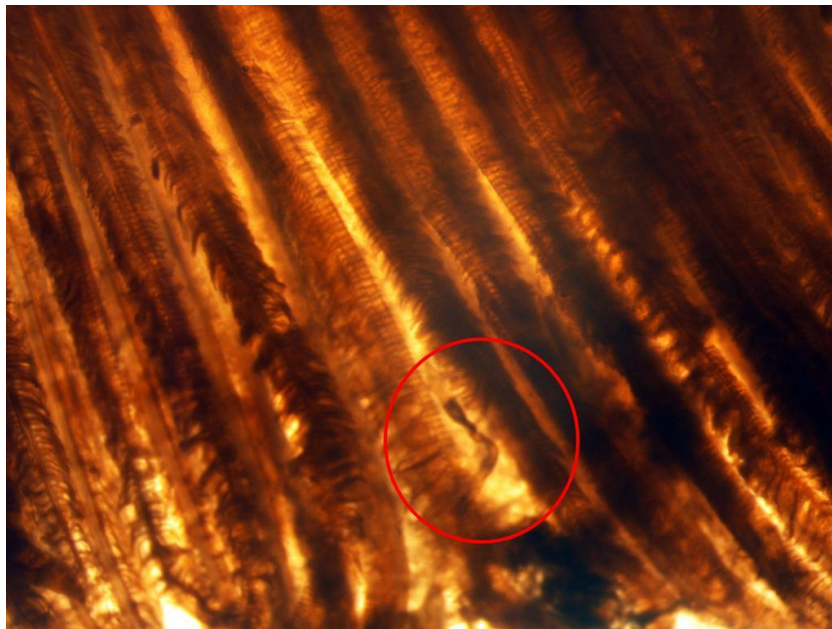


Abbildung 12: *Pseudodactylogyus* sp. zwischen den Kiemenfilamenten eines Aals

2.6.3 Viruserkrankungen

Von 120 Aalen wurden Organproben (Niere, Milz, Herz, Kiemen) entnommen, bei -80°C tiefgefroren und in der Abteilung Fischkrankheiten und Fischhaltung der Tierärztlichen Hochschule Hannover mittels Zellkultur und PCR auf Virusbefall untersucht. Dazu wurden von den Organpools zunächst Organverreibungen hergestellt, Zellkulturen aufgebracht und nach Auftreten eines zytopathischen Effekts zusätzlich zur Diagnose von HVA ein PCR-Nachweis durchgeführt. Als Zelllinie dienten EK-1 Zellen (Eel kidney cells), auf denen sich sowohl HVA als auch EVEX vermehren können. Jede Probe wurde dreimal in den Zellkulturen passagiert, um einen zytotoxischen Effekt der angeriebenen Organe auf die Zellen, der in den ersten Passagen häufig auftritt, auszuschließen.

Zellkulturen, auf denen viruspositive Proben aufgetragen werden, weisen nach einer Inkubationszeit von maximal sechs Tagen einen zytopathischen Effekt (CPE) auf. Hierbei auffällige Proben wurden erneut in EK-1 Zellkulturen vermehrt, und von Zellkulturmaterial wurde DNA und RNA isoliert. Zum Nachweis des HVA wurden die Zellkulturen erneut mittels PCR und nested PCR auf virale DNA untersucht. Zum Nachweis von EVEX wurde aus dem Zellkulturmaterial isolierte RNA mittels PCR auf virale RNA untersucht.

Des Weiteren wurden alle Proben molekularbiologisch mittels PCR und nested PCR bzw. real time PCR auf den Befall mit HVA bzw. EVEX untersucht. Dazu wurde von 25 mg des ursprünglichen Organpools DNA bzw. RNA mittels Standard-Methoden (DN easy, RN easy-Kits, Qiagen, Hilden, Germany) nach Anleitung des Herstellers isoliert und die erhaltene DNA bzw. RNA auf Menge und Reinheit photometrisch (NanoDrop, Fa PeqLab, Germany) geprüft. Die DNA/ RNA-Lösungen wurden bis zur Analyse bei -20°C eingefroren.

Die Untersuchung auf EVEX erfolgte nach dem von van Beurden et al. (2011) publizierten Verfahren. Die Untersuchung der Proben auf Infektion mit HVA erfolgte mit einer nested PCR, in denen in Tabelle 1 dargestellte Startsequenzen eingesetzt wurden.

Hierfür wurde zunächst in einem 30 µl umfassenden Reaktionsgemisch 1 µl Nucleotide (10 mM), je 1 µl beider Primer (10 µM) und 5 µl *template* DNA (~100 ng) zu 5 µl 10 x *Taq* Amplifikationspuffer, 1,5 µl Magnesium Chlorid (50 mM) und 0,5 µl Platinum *Taq* Polymerase (5 U/µl) pipettiert. In einem Eppendorf Mastercycler

wurden das Gemisch folgenden Temperaturregime unterzogen: Vordenaturierung 94°C 10 min, 30 Zyklen mit Denaturierung 94° C 30 sec, Annealing 55°C 45 sec, Elongation 72°C 1 min, Finale Elongation 72°C 5 min.

Nach der Amplifikation wurden 5 µl der erhaltenen Reaktionsproduktes zu einem Gemisch aus 1 µl Nucleotide (10 mM), je 1 µl beider nested Primer (10 µM) und 5 µl *template* DNA (~100 ng) zu 2,5 µl PCR- Enhancer, 5 µl 10 x *Taq* Amplifikationspuffer, 0,5 µl Magnesium Chlorid (50 mM) und 0,5 µl Platinum *PFX* Polymerase (5 U/µl) pipettiert und mit den gleichen Protokoll (30 Zyklen) vermehrt. Die Sequenz des Nested-Primerpaares ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 1: Primerpaar für den Nachweis des HVA-Genoms nach Rijsewijk et al. (2005)

Primer	Sequenz	T _m
HVAPOLVPSD (forward)	5'-GTGTCGGGCCTTTGTGGTGA-3'	57,9°C
HVAPOLOOSN (reverse)	5'-CATGCCGGGAGTCTTTTTGAT-3'	61,4°C

T_m: Schmelztemperatur

Tabelle 2: Primer für den Nachweis des HVA-Genoms in der *nested*-PCR

Primer	Sequenz	T _m
AHVn_FW1	5'-AGAATAGGGAGTACGGGGAGG-3'	61,8°C
AHVn_RV1	5'-ACATCTGACAGATCGGATCCG-3'	59,8°C

T_m: Schmelztemperatur

Die Reaktionsprodukte wurden in einem 1% Agarosegel größenfraktioniert. Nach der nested PCR wurden Reaktionsprodukte mit einer Größe von 200 bp erhalten, die eine für HVA spezifische Sequenz aufwiesen.

2.6.4 Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen

Für die Analyse der Metaboliten polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) wurde die Gallenflüssigkeit von 60 Aalen entnommen und bis zur weiteren Verarbeitung bei -80°C gelagert. Die Bestimmung der PAK-Metabolite (1-Hydroxypyren, 1-Hydroxyphenanthren und 3-Hydroxybenzo(a)pyren) wurde mittels Hochleistungsflüssigkeits-Chromatografie (HPLC) am Thünen Institut für Fischereiökologie in Hamburg durchgeführt. Detaillierte Angaben zu Chemikalien und Methodik finden sich in Nagel et al. (2012a). Um den Einfluss des individuellen Entwicklungsstadiums und Ernährungszustands zu minimieren, wurden die

ermittelten Werte normalisiert. Dazu wurde die Lichtabsorption der Gallenflüssigkeit bei 380 nm zu den PAK-Metaboliten ins Verhältnis gesetzt (Nagel et al. 2012b).

2.6.5 Alterslesung

Das Alter von 135 Aalen wurde mittels Otolithenlesung bestimmt. Die entnommenen Otolithen wurden mindestens 48 Stunden an der Luft getrocknet. Anschließend wurden sie mit durchsichtigem Klebeband auf Objektträger aufgebracht und mit Hilfe eines Skalpell transversal durch den Kern in zwei Hälften gespalten. Jede Hälfte wurde anschließend in der Flamme eines Bunsenbrenners so lange gebrannt, bis die Jahresringe gut zu erkennen waren (Abb. 13).

Die Altersbestimmung von Aalen gilt als besonders schwierig und war bereits Bestandteil internationaler Workshops („ICES Workshop on Age Reading of European and American Eel“ (WKAREA)), an denen beide an den Alterslesungen beteiligte Personen teilgenommen haben. Um die bestmögliche Datenqualität zu produzieren, wurden die beim WKAREA festgelegten Methoden und Standards eingehalten (ICES, 2011b). Es wurden ausschließlich Alterslesungen verwendet, bei denen beide Wissenschaftler zu einer Übereinstimmung gekommen waren.

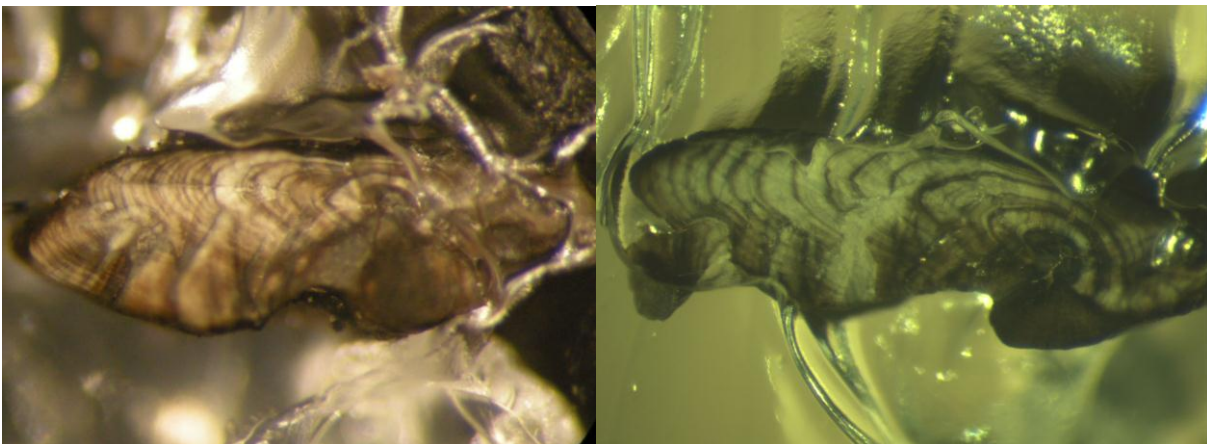


Abbildung 13: Präparierte Otolithen mit Jahresringen

2.6.6 Wachstum

Das Wachstum juveniler Tiere sollte mittels einer Alizarin-Markierung der Otolithen bestimmt werden (Abb. 14). Für die Alizarinfärbung wurde eine spezifisch für Aale in den Gewässersystemen Nord-Ostsee-Kanal und Elbe-Lübeck-Kanal entwickelte Methode verwendet (Neukamm, 2009), da dort ein sehr hoher Markierungserfolg (100%) bei äußerst geringer Sterblichkeit (<1%) erreicht werden konnte. In drei etwa

1 m³ fassenden Rundtanks wurden je ca. 50 kg Farmaale mit einem Durchschnittsgewicht von 23 g gehältert (Abb. 15). Das Wasser wurde aus Teich-, Quell- und demineralisiertem Wasser gemischt. Die Wasserwerte (stündliche Messungen) bewegten sich im folgenden Rahmen:

Temperatur (°C): 13,9 – 15,8

Leitfähigkeit: (µS/cm): 420 – 473

pH: 7,94 – 8,4

O₂ (mg/L) 8,7 – 11,2

Nach 12 Stunden wurde der Versuch beendet. Dazu wurde langsam Teichwasser zugeführt und die Tiere wurden nach weiteren 12 Stunden aus den Becken entnommen und in den Kleinen Plöner See und den Postsee besetzt. Der Vergleich mit einer Kontrollgruppe ergab, dass während des Experiments keine erhöhte Sterblichkeit auftrat. Da sich der Wiederfang der ausgesetzten Aale mittels Elektrofischerei als nicht praktikabel herausstellte, wurden im August 2011 vier Leinen mit jeweils 12 bzw. 13 beköderten Aalrohren (Gesamtzahl: 50 Stück) im Ufergebiet des Kleinen Plöner Sees ausgebracht und für 20 Tage dort belassen. Kontrollen der Reusen fanden wöchentlich statt.

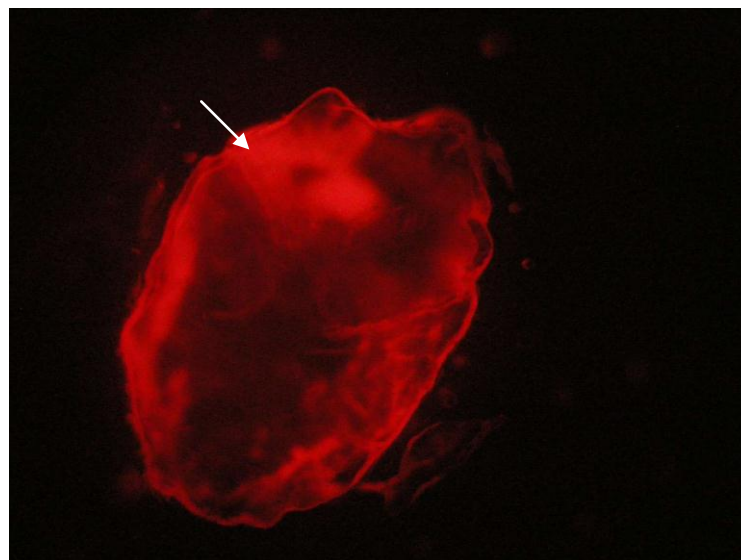


Abbildung 14: Fluoreszenzaufnahme eines präparierten Otolithen. Die Alizarinmarkierung ist deutlich zu erkennen (→)



Abbildung 15: Durchführung der Alizarin-Markierung. Im Hintergrund drei Becken mit Alizarinlösung, im Vordergrund das Kontrollbecken

Das Wachstum von Gelbaalen sollte mittels halbjährig stattfindender Elektrobefischungen in einem etwa 500 m langen Fließabschnitt flussabwärts von Preetz untersucht werden (Abb. 16). Dazu wurden jeweils im Frühjahr und im Herbst der Jahre 2009 bis 2011 Befischungen mit einem FEG 8000 (EFKO, Leutkirch) bei 10 A und 600 V durchgeführt. Die gefangenen Aale wurden mit Metomidate („Aquacalm™“, ~4 mg l⁻¹) betäubt. Anschließend wurden Länge, Gewicht, Brustflossenlänge und Augendurchmesser gemessen und die Tiere wurden durch Farbmarkierungen (Visible Implemented Elastomer Tags, Northwest Marine Technology; Shaw Island, USA) am Bauch und T-Bar Anchor Tags im Rücken individuell gekennzeichnet (Abb. 17, 18). Nach anschließender Erholung wurden die Aale wieder in den Fluss entlassen.



Abbildung 16: Elektro-Befischung der Schwentine flussabwärts von Preetz



Abbildung 17: Vermessung und Markierung der gefangenen Aale



Abbildung 18: Individueller Farb-code

3. Ergebnisse

3.1 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

3.1.1 Auflistung der im Rahmen des Projektes entstandenen Veröffentlichungen, Posterpräsentationen und Vorträge

Marohn, L., Prigge, E. and Hanel, R. (submitted). A long way down – escapement success of silver eels from a German river system

Prigge, E., Marohn, L., Oeberst, R. and Hanel, R. (submitted). Model Prediction versus Reality – An in situ evaluation of the German Eel Model (GEM II) designed to estimate silver eel (*Anguilla anguilla*) escapement in compliance with the European eel regulation

Prigge, E., Marohn, L. and Hanel, R. (submitted). Tracking the migration success of stocked European eels (*Anguilla anguilla*) in the Baltic Sea. Journal of Fish Biology

Marohn L, Jakob E and Hanel R (submitted) Implications of facultative catadromy in *Anguilla anguilla*. Does individual migratory behaviour influence eel spawner quality?

Nagel, F., Wagner, C., Hanel, R. and U. Kammann. 2012. The silvering process of European eel (*Anguilla anguilla*) influences PAH metabolite concentrations in bile fluid: Consequences for monitoring. Chemosphere 87 (1): 91-96.

Nagel, F., Kammann, U., Wagner, C. and R. Hanel. 2011. Metabolites of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Bile as Biomarkers of Pollution in European Eel (*Anguilla anguilla*) from German Rivers. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. doi: 10.1007/s00244-011-9693-8.

Prigge, E., Malzahn, A.M., Zumholz, K. and R. Hanel. 2011. Dietary effects on fatty acid composition in muscle tissue of juvenile European eel, *Anguilla anguilla* (L.). Helgoland Marine Research. doi: 10.1007/s10152-011-0246-3.

Als, T.D, Hansen, M.M., Maes, G.E., Castonguay, M., Riemann, L., Aarestrup, K., Munk, P., Sparholt, H., Hanel, R. and L. Bernatchez. 2011. All roads lead to home: Panmixia of European eel in the Sargasso Sea. Molecular Ecology 20 (7): 1333-1346.

Marohn, L., Hilge, V., Zumholz, K., Klügel, A., Anders, H. and R. Hanel. 2011. Temperature dependency of element incorporation into European eel (*Anguilla anguilla*) otoliths. Analytical and Bioanalytical Chemistry 399 (6): 2175-2184.

Inoue, J.G., Miya, M., Miller, M.J., Sado, T., Hanel, R., López, J.A., Hatooka, K., Aoyama, J., Minegishi, Y., Nishida, M. and K. Tsukamoto. 2010. Deep-ocean origin of the freshwater eels. Biology Letters 6(3): 363-366.

Vorträge zu Aal-Themen im Berichtszeitraum

09.05.2012 Marohn L. Posterpräsentation im Rahmen des 6th World Fisheries Congress in Edinburgh, Schottland

08.05.2012 Prigge E. Posterpräsentation im Rahmen des 6th World Fisheries Congress in Edinburgh, Schottland

26.04.2012 Marohn L. Vortrag im Rahmen der ICES/PICES Conference for Early Career Scientists. Calvia, Mallorca, Spanien

09.11.2011 Marohn, L. Vortrag im Rahmen der Biennial Conference of the Coastal and Estuarine Research Federation. Daytona Beach, USA

14.10.2011 Hanel, R. Die Bestandssituation des Europäischen Aals. Vorstandstreffen der Fischereischutzgenossenschaft Havel

12.10.2011 Hanel, R. Die vielen ungelösten Rätsel im Leben des Europäischen Aals. Natur zum Staunen, Vortragsreihe des NABU Ruhr, Essen

07.09.2011: Prigge, E. Vortrag im Rahmen des American Fisheries Society, 141st Annual Meeting in. Seattle USA

31.08.2011: Hanel, R. Untersuchungen zur Rekrutierung des Europäischen Aals in der zentralen Sargassosee. Deutscher Fischereitag, Dresden

08.06.2011: Prigge, E. Gefahren für den Aal - Sterblichkeitsfaktoren in Binnengewässern. Vortragsabend "Der Aal - Ein Meeresbürger stirbt aus" am Multimar Wattforum, Tönning

21.04.2011: Hanel, R. Rekrutierungsforschung am Europäischen Aal. Jahrestreffen ARGE Binnenfischereiforschung, Starnberg

14.04.2011: Hanel, R. Recruitment of *Anguillid* eels in the Sargasso Sea. EELIAD Annual Meeting, Biarritz, Frankreich

09.03.2011 Hanel, R. Vortrag im Rahmen einer Informationsveranstaltung zum Projektverlauf in Preetz

20.01.2011 Hanel, R. Vortrag zum Thema Aal am Hellenic Centre for Marine Research in Heraklion, Griechenland

04-06.10.2010 Prigge, E. Posterpräsentation im Rahmen der Integrated School for Ocean Sciences PhD-Student Conference in Hamburg

17.08.2010 Hanel, R. Vortrag im Rahmen des EELIAD-Projekttreffens

01.07.2010 Marohn, L. Vortrag im Rahmen des 10. European Workshop on Laser Ablation in Elemental and Isotopic Analysis in Kiel

21.05.2010 Hanel, R. Anfrage zur wissenschaftlichen Überprüfung von Presseaussendungen des WWF

23.04.2010 Hanel, R. Eröffnungsvortrag zum öffentlichen Fachgespräch „Den Europäischen Aal schützen! Aber wie?“ der Bundestagsfraktion von BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN im Deutschen Bundestag in Berlin

21.04.2010 Hanel, R. Positionsvortrag bei der Mitgliederversammlung der Initiative zur Förderung des Europäischen Aals e. V. in Hamburg

17.03.2010 Hanel, R. Positionsvortrag beim Runden Tisch zum Thema Aal auf Einladung von Herrn Dr. Kloos, Staatssekretär des BMELV, in Berlin

13.11.2009 Hanel, R. Einladung zum Fachvortrag bei der Österreichischen Fischereifachtagung in Mondsee, Österreich

3.1.2 Aalabstiegs-Monitoring an der Helix-Fischtreppe am Wasserkraftwerk Ralsdorf 2

Insgesamt wurden im Projektzeitraum zwischen November 2008 und Mai 2012 1.365 Aale unterschiedlicher Entwicklungsstadien am WKW Ralsdorf 2 gezählt. Alle weiteren hier aufgeführten Ergebnisse werden für die Jahre 2009 bis 2011 beschrieben, da hier Daten für die kompletten Jahresverläufe vorliegen. In diesem Zeitraum wurden insgesamt 1.285 Aale gefangen, von denen 935 (992 kg) als weibliche Blankaale identifiziert wurden (Entwicklungsstadien SFIV und SFV). Das entspricht einem Anteil von 72.8% weiblicher Blankaale am Gesamtfang. Dieser Anteil blieb über die Jahre konstant und schwankte lediglich zwischen 72.5% und 73.1%. Das jährliche Aalaufkommen an der Fischtreppe variierte hingegen stark. In 2009 wurden lediglich 97 Blankaale (105 kg) gefangen, während es in 2010 512 (530 kg) und in 2011 319 Individuen (358 kg) waren. Detaillierte Angaben zu Alter, Länge, Gewicht und Entwicklungsstadien der gefangenen Aale sind in Tabelle 3 und den Abbildungen 19, 20 und 21 aufgeführt.

Tabelle 3: Mittleres Alter, Länge und Gewicht der abwandernden Blankaale und die im Laufe des Projektes gemessenen Maximal- bzw. Minimalwerte.

	Mittelwert	Stabw	min	max	N
Alter (y)	15	± 4,4	5	28	89
Länge (cm)	81,5	± 11,0	44,6	112,4	632
Gewicht (g)	1094	± 439	140	3100	632

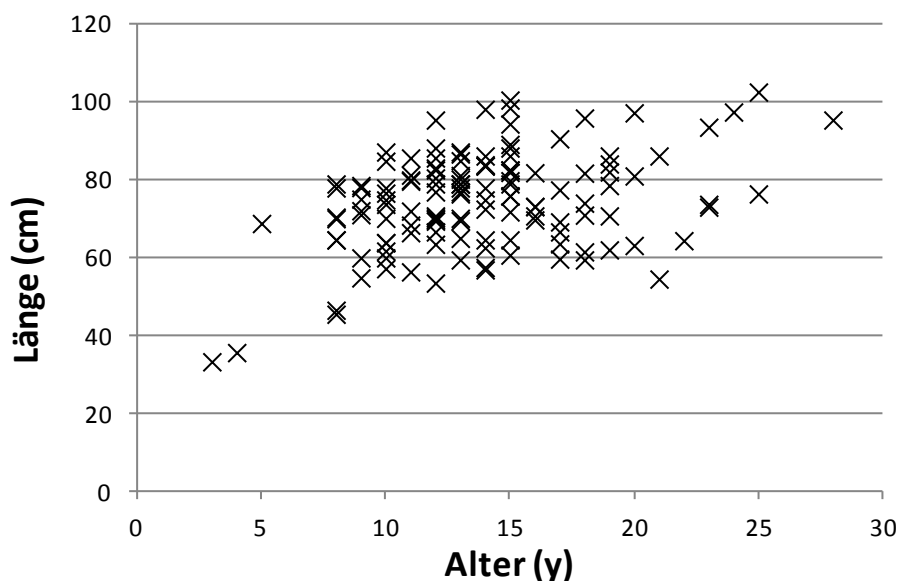


Abbildung 19: Alters-Länge-Beziehung der am WKW Raisdorf 2 gefangenen Aale (N= 131)

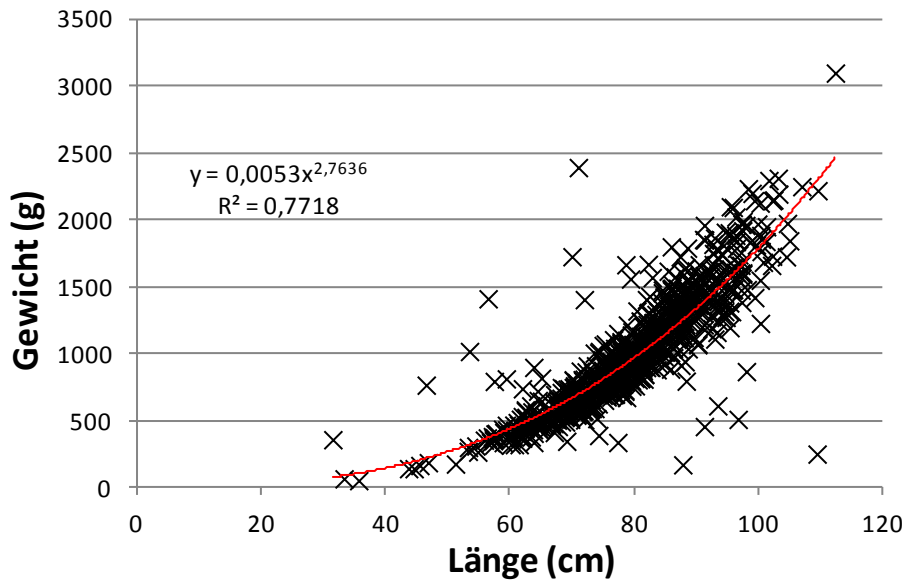


Abbildung 20: Längen-Gewichts-Beziehung der am WKW Raisdorf 2 gefangenen weiblichen Aale (N=840)

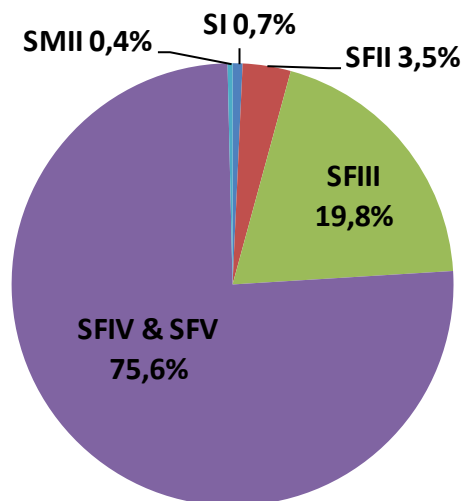


Abbildung 21: Entwicklungsstadien der am WKW Raisdorf 2 gefangenen Aale (N=824). Enthält nur Aale, die in der Fischtrappe gefangen wurden. Unter Einbeziehung der im Rechen verwendeten Aale reduziert sich der Anteil Blankaale auf 72,8%.

Der Kippmechanismus am Wasserkraftwerk war 2009 an etwa 50 Tagen aktiv, 2010 an etwa 61 Tagen und 2011 an etwa 27 Tagen. Um auch während dieser Phasen die Passage von Aalen möglichst komplett zu erfassen, wurden 36 Blankaale mit akustischen Transmittern versehen und oberhalb des WKW Raisdorf 2 in den Stausee entlassen. Während eines Zeitraumes von 26 Tagen im Januar 2012, in dem der Kippmechanismus durchgehend geöffnet war, konnten sieben markierte

Blankaale das Kraftwerk über den Überlauf verlassen, während ein markierter Aal in der Fangeinrichtung an WKW Ralsdorf 2 wiedergefangen wurde. Auf dieser Grundlage wurde die Anzahl abwandernder Blankaale während Phasen mit aktiviertem Kippmechanismus korrigiert (Faktor 7). Daraus resultieren folgende Zahlen für die jährliche Blankaalabwanderung:

2009: 133 Blankaale (144 kg; 0,02 kg ha⁻¹)

2010: 683 Blankaale (691 kg; 0,09 kg ha⁻¹)

2011: 544 Blankaale (577 kg; 0,08 kg ha⁻¹)

Der Umsetzungsbericht zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder (Fladung et al. 2012) schätzt die jährliche Blankaalabwanderung ohne anthropogene Einflüsse aus den Binnengewässern der in die Ostsee mündenden Flüsse auf 1,5-3,8 kg ha⁻¹. Die für die Schwentine erhobenen Zahlen entsprechen diesen Annahmen nicht. In keinem der untersuchten Jahre übersteigen die Abwanderungszahlen 6% der für pristine Bedingungen geschätzten Referenzwerte.

Eine zeitliche Eingrenzung und Vorhersage von Abwanderungsereignissen scheint nach den hier vorliegenden Ergebnissen möglich. Die Hauptabwanderung von Blankaalen fand zwischen August und Dezember statt (Abb. 22). Im ersten und zweiten Quartal wurden durchschnittlich 5,1% (SD ± 3,1) bzw. 15,8% (SD ± 14,6) aller jährlich abwandernden Blankaale erfasst. Im dritten und vierten Quartal waren es 31,4% (SD ± 31,6) bzw. 47,7% (SD ± 23,9). Die erhöhten Abwanderungszahlen im zweiten Halbjahr wurden nicht durch eine kontinuierlich erhöhte Abwanderung von Blankaalen erreicht, sondern sind das Ergebnis einzelner ausgeprägter Abwanderungsereignisse. 2009 wurden 39,8% aller abwandernden Blankaale innerhalb von zwei Wochen im späten November gefangen und in 2010 waren es sogar 50,6% innerhalb von nur einer Woche im November. In 2011 fand die Hauptabwanderung deutlich früher statt. Bereits im August und September wurden 56,8% der gesamten jährlichen Blankaalabwanderung innerhalb von 5 Wochen gezählt, während zwischen November und frühem Dezember lediglich 35,0% abwanderten. Die zeitliche Variabilität der Hauptabwanderungsereignisse von Blankaalen erschwert deren Vorhersagbarkeit und zeitliche Eingrenzung. Unter Einbeziehung verschiedener Umweltparameter wurde daher versucht, Umweltfaktoren zu definieren, die ursächlich für die unterschiedlichen

Abwanderungszeiträume zwischen den Jahren verantwortlich sind. Dabei konnte neben dem Jahresverlauf (Kalenderwoche) ($p = 0,010$) auch ein Einfluss der Schüttung ($p = 0,047$) festgestellt werden. Wassertemperatur und Mondphase hatten zwar keinen signifikanten Einfluss auf die Abwanderungsaktivität von Blankaalen ($p = 0,852$ bzw. $p = 0,913$). Die Wassertemperatur scheint aber trotzdem den Zeitpunkt der Hauptabwanderung zu beeinflussen. Aus Abbildung 22 ist ersichtlich, dass jedes Abwanderungsereignis im zweiten Halbjahr von einer Erhöhung der abfließenden Wassermenge begleitet wurde. Es ist aber auch deutlich, dass der Start der Abwanderung nicht von der Schüttung alleine bestimmt wird, da nicht jede Erhöhung der Abflussmenge auch eine Erhöhung der Aalabwanderung nach sich zieht. Es wurde bereits in anderen Studien gezeigt, dass die Abwanderung früher im Jahr stattfindet, wenn die Wassertemperaturen zwischen Juli und August niedrig sind und die Schüttung im Spätsommer zunimmt (Durif et al. 2008; Vøllestad et al. 1986). Diese Faktoren scheinen auch in der Schwentine eine Rolle zu spielen und erklären offenbar die frühe Blankaalabwanderung in 2011. Die mittleren Wassertemperaturen im August betragen von 2009 bis 2011 $20,8^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 1,0$), $19,8^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 1,3$) bzw. $19,2^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 1,3$). Für den Zeitraum von Juli bis August waren die Unterschiede zwischen den Jahren noch ausgeprägter. Die Temperaturen erreichten von 2009 bis 2011 im Mittel $21,2^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 1,2$), $21,8^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 2,6$) bzw. $19,3^{\circ}\text{C}$ ($\text{SD} \pm 1,4$). Auch die Schüttung von August bis Oktober unterschied sich zwischen den Jahren. Von 2009 bis 2011 wurden in diesem Zeitraum am Pegel in Preetz im Mittel $1,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $2,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bzw. $5,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ gemessen. Die Ergebnisse zeigen, dass im Falle niedriger Sommertemperaturen und erhöhter Schüttung im Spätsommer die Hauptabwanderung bereits im August und September stattfinden kann. Des Weiteren ist im November und Dezember (Kalenderwochen 45-51) bei zunehmender Schüttung grundsätzlich mit einer verstärkten Blankaalabwanderung zu rechnen. Eine kontinuierliche Überwachung dieser Umweltparameter könnte dazu beitragen, die Blankaalabwanderung im Schwentine-System vorherzusagen und dadurch die anthropogen bedingte Sterblichkeit weiter zu reduzieren.

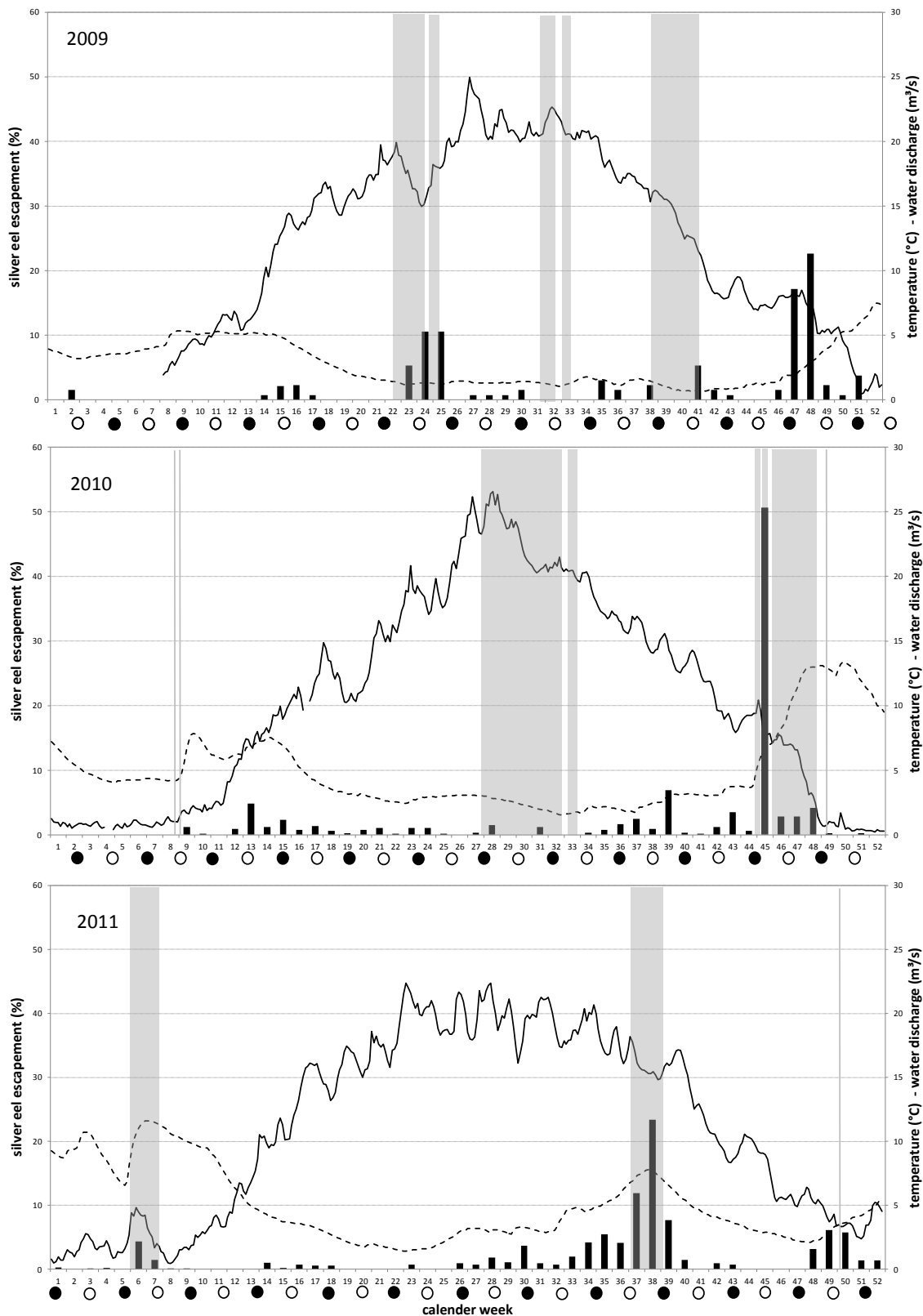


Abbildung 22: Anzahl abwandernder Blankaale am WKW Raisdorf 2 zwischen 2009 und 2011. Die schwarzen Säulen repräsentieren den prozentualen Anteil einer Kalenderwoche an der Gesamtabwanderung des entsprechenden Jahres. Die durchgezogene Linie stellt den Temperaturverlauf dar und die gestrichelte Linie die Schüttung. Mondphasen sind mit Symbolen gekennzeichnet (● = Neumond und ○ = Vollmond). In den grau unterlegten Zeiträumen war die Kippvorrichtung am WKW Raisdorf 2 aktiv.

Darüber hinaus wäre eine Modifikation der Fischtreppe am WKW Ralsdorf 2 sinnvoll, um den Abwanderungserfolg weiblicher Blankaale aus dem Schwentine-System zu erhöhen. Das Aalabstiegsrohr wurde von 67.1% der im Untersuchungszeitraum abgewanderten Blankaale genutzt und bietet damit eine geeignete Umgehung des Kraftwerks. Allerdings scheint die Installation von oberflächennahen Helix-Fischpässen für die Blankaalabwanderung keinen positiven Effekt zu haben. Der Eingang wurde lediglich von 0,7% der absteigenden Blankaale genutzt. Problematisch ist die hohe Blankaalmortalität am Fischabweiser. Die verbleibenden 32.2% der abwandernden Aale sind am Fischabweiser vor dem Turbinenschacht verendet oder wurden von dem automatischen Reinigungssystem erfasst und in den angrenzenden Laubcontainer transportiert (Abb. 23, 24). Der Großteil der Aalsterblichkeit am Fischabweiser fand innerhalb kurzer Zeiträume statt. Während zweier Abwanderungsereignisse im Spätherbst der Jahre 2010 und 2011 wurden größere Anteile der abwandernden Blankaale am Abweiser getötet. Im November 2010 wurden 77% und im Dezember 2011 70% der abwandernden Aale vom Rechen erfasst und in den Container transportiert. Dagegen hatte ein stark ausgeprägtes Abwanderungsereignis im September 2011 annähernd keine Rechensterblichkeit zur Folge. Wie auch bei den meisten weiteren Abwanderungsereignissen betrug die Rechensterblichkeit hier weniger als 0,2%. Es ist davon auszugehen, dass hohe Sterblichkeiten am Fischabweiser durch eine Kombination von geringen Wassertemperaturen, hoher Schüttung und erhöhtem Laubanfall verursacht werden. In vorhergegangenen Studien wurde gezeigt, dass Aale bei niedrigen Wassertemperaturen und hohen Strömungsgeschwindigkeiten nicht in der Lage sind, sich vom Rechen zu entfernen (Gosset et al., 2005). Die großflächige Abdeckung des Rechens mit Laub kann des Weiteren dazu geführt haben, dass der Anpressdruck an den laubfreien Bereichen weiter erhöht wurde. Diese Ergebnisse legen nahe, dass sich der bei weitem größte Teil der Rechensterblichkeit durch eine Stilllegung des Wasserkraftwerkes während der verhältnismäßig kurzen Hauptabwanderungszeiten im Spätherbst vermeiden ließe.



Abbildung 23: Tote Aale im Container der automatischen Reinigungsanlage des Fischabweisers am Wasserkraftwerk Raisdorf 2.



Abbildung 24: Am Fischabweiser verwendeter Aal.

Es muss davon ausgegangen werden, dass am Rechen des stromabwärtsgelegenen WKW Raisdorf 1 ähnlich hohe Sterblichkeiten auftreten, was die Anzahl erfolgreich aus dem Schwentine-System abwandernder Aale weiter reduziert. Ohne weiterführende Maßnahmen wird die Blankaalabwanderung aus der Schwentine trotz

der Konstruktion von Umgehungsmöglichkeiten an den beiden Wasserkraftwerken weit hinter den erwarteten Werten zurückbleiben.

Von den 36 Aalen, die mit akustischen Transmittern ausgestattet wurden, wurden acht am WKW Ralsdorf 2 wiedergefangen (Tabelle 4). Weitere vier haben das WKW Ralsdorf 2 passiert, während die Kippvorrichtung aktiviert war und wurden von der flussabwärts gelegenen Receiver-Station detektiert. Zeitgleich wurde der Kontakt zu drei weiteren Individuen verloren. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese drei Aale ebenfalls das WKW Ralsdorf 2 über die aktivierte Kippvorrichtung verlassen haben. Der Großteil aller markierten Aale hat seine Wanderung nach dem operativen Eingriff unterbrochen und ist entweder wieder stromaufwärts gewandert (N = 12) oder ist bis zum Ende der Batterielaufzeit innerhalb der ersten 500 m oberhalb des WKW Ralsdorf 2 geblieben (N = 7). Das Schicksal von zwei Individuen ist ungewiss. Dieses Ergebnis legt nahe, dass es Aalen >70 cm nicht möglich ist, die Gitterstäbe des Fischabweisers zu passieren. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass Aale unterhalb dieser Länge in dieser Studie nicht quantitativ erfasst wurden. Doch auch eine lückenhafte Erhebung der abwandernden Blankaale <70 cm hätte nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die hier erhobenen Abwanderungszahlen. Fangdaten aus dem Deutschen Aal-Datensammelprogramm zeigen, dass der Anteil weiblicher Blankaale mit einer Länge von unter 70 cm deutschlandweit lediglich 23,4% beträgt (Thünen-Institut für Fischereiökologie, unpublished data). Darüber hinaus hat die repräsentative Beprobung der Aalfänge von Fischern im Schwentine-System ergeben, dass nur 13,3% aller untersuchten Blankaale kleiner als 70 cm sind. Daher kann davon ausgegangen werden, dass eine nur lückenhafte Erfassung von weiblichen Blankaalen <70 cm Körperlänge zwar zu einer moderaten Unterschätzung der Blankaalabwanderung führt, eine Neubewertung der Ergebnisse dadurch aber nicht notwendig wird.

Die in diesem Abschnitt zusammengefassten Ergebnisse sind auch Teil des Manuskriptes „A long way down – escapement success of silver eels from a German river system“ (siehe Anhang).

Tabelle 4: Detaillierte Angaben zu den markierten Aalen und deren Schicksal

Aal #	Länge (cm)	Gewicht (g)	frei gelassen Datum	Letzte Detektion	Schicksal
1	79.8	1070.0	23.09.2011	27.09.2011	am WKW II wiedergefangen
2	82.4	940.5	01.12.2011	07.12.2011	am WKW II wiedergefangen
3	77.5	884.0	01.12.2011	05.12.2012	am WKW II wiedergefangen
4	85.9	1096.0	07.12.2011	10.12.2011	am WKW II wiedergefangen
5	79.5	1025.2	08.12.2011	02.01.2012	am WKW II wiedergefangen
6	72.9	716.2	08.12.2011	12.12.2011	am WKW II wiedergefangen
7	96.0	1686.7	06.01.2012	10.02.2012	am WKW II wiedergefangen
8	87.6	1232.9	06.01.2012	24.01.2012	am WKW II wiedergefangen
9	82.7	967.7	09.09.2011	04.01.2012	abgewandert
10	78.8	672.6	07.12.2011	06.01.2012	abgewandert
11	91.3	1368.0	06.01.2012	20.01.2012	abgewandert
12	80.0	810.5	06.01.2012	07.01.2012	abgewandert
13	72.4	713.7	01.12.2011	13.01.2012	wahrscheinlich abgewandert
14	85.2	1301.7	01.12.2011	04.01.2012	wahrscheinlich abgewandert
15	79.8	955.4	08.12.2011	05.01.2012	wahrscheinlich abgewandert
16	73.5	726.7	30.09.2011	07.03.2012	flussaufwärts geblieben
17	97.5	1595.0	07.10.2011	27.03.2012	flussaufwärts geblieben
18	79.6	965.5	21.10.2011	27.03.2012	flussaufwärts geblieben
19	70.6	585.9	26.10.2011	01.04.2012	flussaufwärts geblieben
20	77.2	921.7	02.11.2011	09.04.2012	flussaufwärts geblieben
21	77.9	1015.6	01.12.2011	01.05.2012	flussaufwärts geblieben
22	78.0	1011.9	07.12.2011	14.05.2012	flussaufwärts geblieben
23	76.2	776.2	07.09.2011	01.10.2011	flussaufwärts gewandert
24	74.3	835.0	23.09.2011	03.01.2012	flussaufwärts gewandert
25	91.5	1455.0	23.09.2011	23.09.2011	flussaufwärts gewandert
26	79.4	945.0	23.09.2011	23.09.2011	flussaufwärts gewandert
27	86.8	1253.3	30.09.2011	01.10.2011	flussaufwärts gewandert
28	81.4	1091.2	07.10.2011	11.10.2011	flussaufwärts gewandert
29	83.6	978.4	21.10.2011	25.03.2012	flussaufwärts gewandert
30	76.5	729.6	26.10.2011	26.10.2011	flussaufwärts gewandert
31	77.4	726.0	04.12.2011	28.12.2011	flussaufwärts gewandert
32	80.0	918.8	08.12.2011	22.04.2012	flussaufwärts gewandert
33	76.0	854.0	04.01.2012	02.05.2012	flussaufwärts gewandert
34	87.7	1138.6	06.01.2012	18.05.2012	flussaufwärts gewandert
35	72.0	1405.0	30.09.2011	04.10.2011	unbekannt
36	70.6	714.1	08.12.2011	05.03.2012	unbekannt

3.1.3 Sterblichkeitsursachen

3.1.3.1 Fischereiliche Sterblichkeit

Die Auswertung der Fangstatistiken der Berufsfischerei zeigt, dass die Aal-Anlandungen im Schwentine-System stark rückläufig sind (Abb. 25, Tabelle 5). Aktuelle Fangzahlen erreichen demnach weniger als ¼ der Menge, die noch Anfang der 1990er Jahre gefangen wurde. Dieser Trend ist in etwas abgeschwächter Form auch in den korrigierten Fangzahlen zu erkennen. Im Mittel wurden seit 1993 etwa 1,4 kg pro ha Gewässerfläche gefangen. Bezogen auf die befischte Fläche liegt dieser Wert bei 1,8 kg/ha.

Die Fänge der Sportfischerei konnten für den Zeitraum 1993-2009 erfasst werden und sind in Abbildung 26 und in Tabelle 5 aufgeführt. Auch hier ist ein deutlicher Rückgang der jährlichen Fangmengen zu erkennen. Der mittlere jährliche Fang pro Angler im gesamten Untersuchungszeitraum erreicht 1,2 kg. Die aktuelle fischereiliche Sterblichkeit im Schwentine-System (Berufs- und Sportfischerei) beträgt 0,24 (2009) bzw. 0,35 (2010; unter der Annahme unveränderter Fänge der Sportfischerei in 2010

gegenüber 2009). Die Angelfischerei hat einen mittleren Anteil von 14,6% (SD ± 5,3) an der jährlichen fischereilichen Aalsterblichkeit. Allerdings ist davon auszugehen, dass die hier erhobene Aalsterblichkeit durch Angler unterschätzt wird, da Angaben zu Sportfischern, die nicht in Verbänden organisiert sind, nicht erfolgreich erhoben werden konnten. Der Rücklauf von Antworten in einer durchgeführten Befragung war zu gering, um aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen.

Tabelle 5: Fänge der Berufs- und Sportfischerei und Besatzaktivitäten im Schwentine-System während der Jahre 1993-2010

	Berufsfischerei (kg)		Sportfischerei (kg)	Besatz (kg)
	Rohdaten	korrigiert		
1993	17206	19871	3272	3468
1994	16161	18497	4497	3468
1995	14789	18127	3861	3468
1996	11116	12908	1699	3468
1997	9998	11616	2299	3618
1998	11559	13263	2389	3654
1999	10727	12604	1890	3681
2000	8033	9457	1794	3108
2001	6051	8306	2475	2544
2002	5166	7363	2261	3746
2003	5499	8148	1183	3446
2004	4809	8009	2137	2944
2005	6073	8683	763	2150
2006	5427	7745	489	1648
2007	7022	9208	624	1192
2008	4997	7131	836	1131
2009	3667	5233	831	1277
2010	3756	6610	k.A.	2306

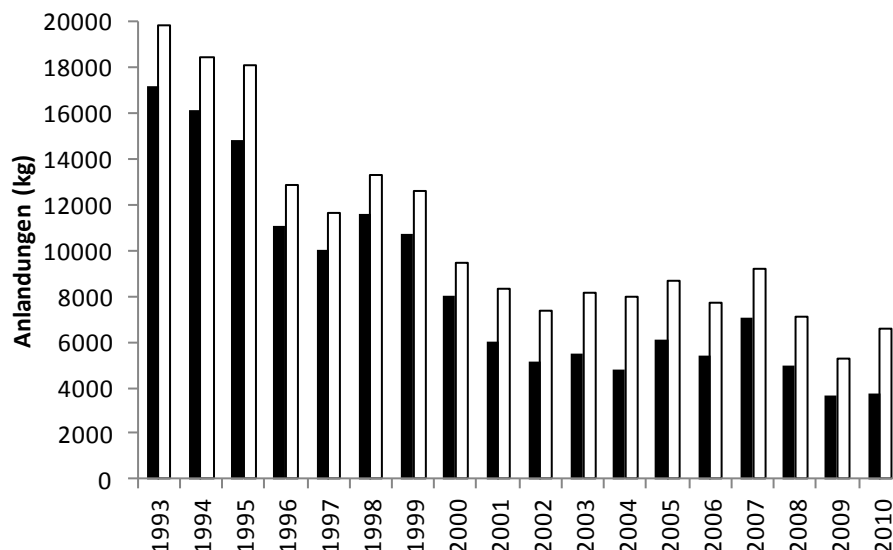


Abbildung 25: Jährliche Anlandungen (kg) der Berufsfischerei im Schwentine-System. Schwarze Säulen: erhobene Zahlen; weiße Säulen: korrigierte Zahlen

Die hier aufgeführten jährlichen Fangzahlen der Berufs- und Sportfischerei gingen als Eingangsparameter in die Modellierung des Aalbestandes mit ein (siehe Abschnitt 3.1.5).

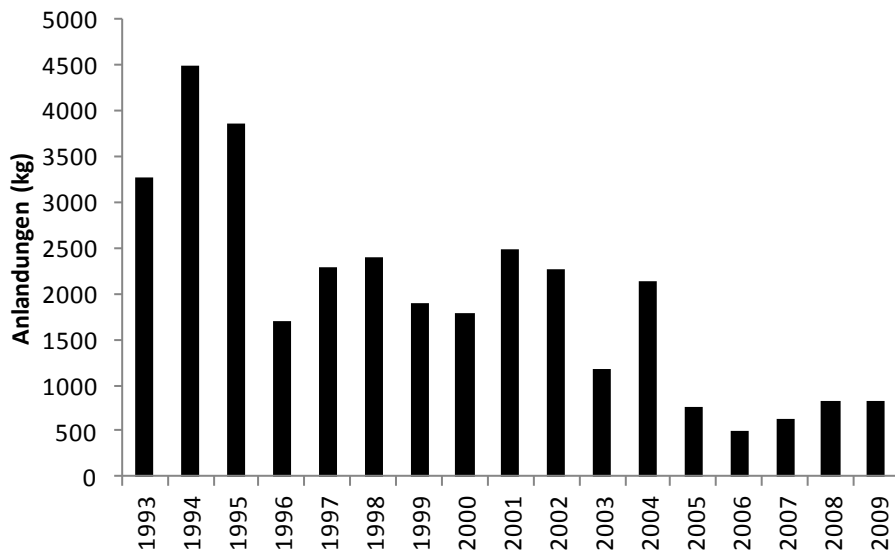


Abbildung 26: Jährliche Anlandungen (kg) der Sportfischerei im Schwentine-System

3.1.3.2 Kormoran-Prädation

Alle Ergebnisse zur Kormoran-Prädation sind in einem gesonderten Bericht im Anhang aufgeführt.

3.1.4 Besatzzahlen

Die Besatzzahlen wurden für die Jahre 1993 bis 2010 erhoben (Abb. 27 und Tabelle 5). Nach verringerten Besatzaktivitäten in den Jahren 2007 bis 2009 wurde in 2010 wieder vermehrt Farmaal in das Schwentine-System besetzt. Die hier aufgeführten Besatzzahlen fanden Eingang in die Modellierung des Aalbestandes (siehe Abschnitt 3.1.5).

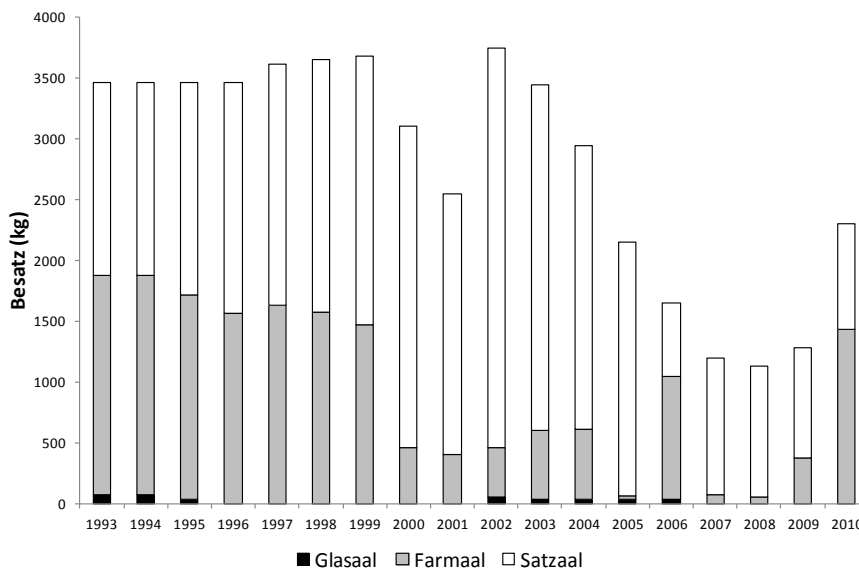


Abb. 27: Jährliche Besatz (kg) von Aalen ins Schwentine-System. Die Angaben sind unterschieden in Glas-, Farm- und Satzaal

3.1.5 Modellierung der Blankaalabwanderung

Die mit Hilfe des GEM II modellierte Blankaalbiomasse der Schwentine zeigte sich als sowohl von der Altersstruktur der Startpopulation (und damit vom Faktor F_S) als auch von dem im Model verwendeten „maximalen Anteil an Blankaalen pro Längenkategorie“ (F_B) stark beeinflusst. Deshalb war es nötig, verschiedene Modellvarianten (mit variierenden F_S und F_B) zu rechnen und die verschiedenen Ergebnisse mit den realen Abwanderungszahlen zu vergleichen. Nur so konnte letztlich die Modellvariante mit der höchsten Realitätsnähe identifiziert werden. Um zu verhindern, dass bei der Einstellung dieser nicht direkt zu erfassenden Parameter eine ungewollte Anpassung der modellierten Abwanderung an die tatsächlich dokumentierte Blankaalabwanderung stattfand, wurde darauf verzichtet, die absoluten Anzahlen an Blankaalen (Modell versus Blankaalmonitoring) miteinander zu vergleichen. Stattdessen, wurde die relative Altersverteilung der modellierten Blankaalabwanderung mit der tatsächlich dokumentierten verglichen und durch Variation in den oben genannten Eingangsparametern versucht, die Abweichung zu minimieren. Die Altersstrukturen wurden dabei mittels chi-Quadrat Test verglichen (Abb. 28). Letztlich wurde die Modellvariante angewandt, bei der der chi-Quadrat Test den geringsten Testwert zwischen der modellierten und der tatsächlich Altersstruktur ergab ($F_B = 0,3$ und $F_S = 0.4$). Tabelle 6 und Abbildung 28 führen die verschiedenen Parametervarianten und die zugehörigen resultierenden Altersverteilungen der potentiell abwandernden Blankaale auf.

Tabelle 6: Ergebnisse des statistischen Vergleichs der Modelvarianten

	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 5	Variante 6
Faktor für die Dummypopulation	1	0.5	0.4	0.4	0.4	2
F_B	1	0.5	0.3	0.2	0.1	1
df	3	3	3	3	3	3
χ^2 test (Jahr 2009)	20.40	23.54	14.06	12.54	17.41	109.90
χ^2 test (Jahr 2010)	60.89	38.13	32.26	54.26	96.53	155.64
kritischer Wert χ^2 Verteilung ($df=3, p=0.05$)	7.81	7.81	7.81	7.81	7.81	7.81

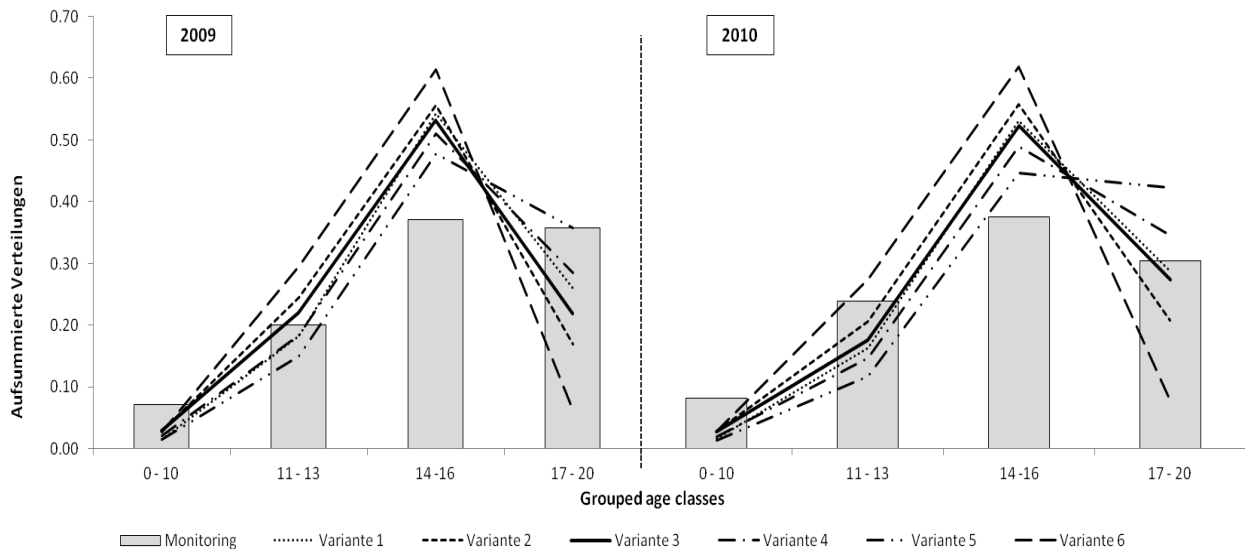


Abbildung 28: Vergleich der relativen Altersverteilung verschiedener Modelvarianten und der relativen Altersverteilung aus dem Monitoring

Wird F_B auf 0,3 gesetzt, bedeutet dies, dass nur ein verhältnismäßig kleiner Teil der jeweiligen Längenkategorie tatsächlich zum Blankaal wird. Dies wiederum hat zur Folge, dass im System verhältnismäßig häufig große Gelbaale zu beobachten sind. Die Ergebnisse des Monitorings ebenso wie die Fänge der Berufsfischer konnten dies bestätigen. Wird F_S auf 0,4 festgelegt, entspricht dies einem etwa halb so starken Besatz im Vergleich zum Referenzzeitraum. Es muss an dieser Stelle erneut darauf hingewiesen werden, dass dieser Faktor ausschließlich auf Basis der für 2009 und 2010 entstandenen relativen Altersstruktur gewählt wurde. Tabelle 6 zeigt deutlich, dass Varianten mit deutlich höherem Faktor für die Startpopulation zu extremen Abweichungen zwischen der modellierten und der tatsächlich erfassten Altersstruktur führten. Leider war es nicht möglich, verlässliche Besatzzahlen für die 1980er Jahre zu bekommen und Aussagen über die Besatzaktivitäten vor 1993 bleiben spekulativ.

Auch wenn sich die vorliegende Studie auf ein relativ kleines Flusssystem beschränkt und trotz der umfangreichen Hilfe aller Beteiligten, war es schwierig, die Besatz- und Fangzahlen der letzten 18 Jahre zusammenzustellen. Oft war es nur möglich, die Gesamtmenge des Besatzes zu erhalten. In diesen Fällen fehlten zusätzliche Informationen über die Alterszusammensetzung des Besatzmaterials. Dies führte auch im vorliegenden Fall dazu, dass bestehende Lücken in der Datensammlung durch Annahmen gefüllt werden mussten. Während die Datenqualität der ersten Modelljahre lediglich als „genügend“ eingeschätzt werden muss, so war es möglich, für die letzten Modelljahre auf eine „gute“ Datengrundlage zurückzugreifen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass, auch wenn die Ergebnisse des GEM II (Szenario I) leicht über der an der Schwentine dokumentierten Abwanderung liegen, das GEM II durchaus in der Lage ist, die Größenordnung der potentiellen Blankaalbiomasse abzuschätzen. Voraussetzung ist allerdings, dass systemspezifische Charakteristika des lokalen Aalbestandes detailliert erfasst werden. Nur so kann die Verallgemeinerung von wichtigen Modellparametern und damit das deutliche Über- bzw. Unterschätzen der tatsächlichen Abwanderung vermieden werden.

Im Folgenden werden kurz auf die Ergebnisse der verschiedenen Modellszenarien zusammengefasst.

Szenario I: Realistische Abschätzung der potentiellen Blankaalabwanderung

Um zunächst zu dokumentieren, inwiefern das GEM II in der Lage ist, die tatsächlich stattfindende Abwanderung von Blankaalen in einem Flusssystem abzuschätzen, wurden in Szenario I die zusammengestellten Eingangsparameter unverändert in das Model eingefügt.

Die Größe der Aalpopulation der Schwentine wurde mittels GEM II auf 85.695 Aale (alle Längen- bzw. Altersklassen) für das Jahr 2009 und 119.633 Aale für 2010 geschätzt. Laut Model entsprach dies einer Gesamtbiomasse von 24.981 kg in 2009 und 21.123 kg in 2010. Die Menge der potentiell abwandernden Blankaale wurde vom GEM II auf 728 Blankaale (748 kg) für 2009 und 363 Blankaale (385 kg) für 2010 geschätzt. Dies entspricht einer potentiellen Abwanderung aus der Schwentine von $0,13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Szenario II: Rückwirkend reduzierte Sterblichkeit durch kommerzielle Fischer

Um die Auswirkungen der Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit auf die Menge der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario II die zusammengestellten Fangzahlen der Berufsfischer für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% reduziert. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Die verringerte fischereiliche Sterblichkeit führte zu einem deutlichen Anstieg der potentiellen Abwanderung von Blankaalen. Nach GEM II erhöhte sich nach diesem Szenario die Zahl an abwandernden Blankaalen in 2009 auf 1.948 (2.044 kg) und damit, im Vergleich zu Szenario I, um etwa 168%. Noch deutlicher scheinen die Auswirkungen der verringerten Fangzahlen auf das Jahr 2010. Szenario II ergab 1.579 (1.709 kg) abwandernde Blankaale für 2010 und somit einen Anstieg im Vergleich mit Szenario I von etwa 335%. Die resultierende potentielle Abwanderung entspricht somit $0,34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Szenario III: Rückwirkend reduzierte Sterblichkeit durch Freizeifischer

Um die Auswirkungen der Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit durch Angler auf die Menge der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario III die zusammengestellten Fangzahlen der Freizeifischer für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% reduziert. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Die verringerte anglerbedingte Sterblichkeit führte ebenfalls zu einem Anstieg der Abwanderung von Blankaalen. Laut GEM II erhöhte sich in diesem Szenario die Zahl an potentiell abwandernden Blankaalen in 2009 auf 940 (970 kg) und damit, im Vergleich zu Szenario I, um etwa 29%. Erneut fallen die Auswirkungen der verringerten Fangzahlen für das Jahr 2010 höher aus. Szenario III ergab 562 (599 kg) abwandernde Blankaale für 2010 und somit einen Anstieg im Vergleich mit Szenario I von etwa 45%. Die resultierende potentielle Abwanderung entspricht somit $0,16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Szenario IV: Rückwirkende Erhöhung der Sterblichkeit durch Berufsfischer

Um die Auswirkungen der Erhöhung der fischereilichen Sterblichkeit auf die Anzahl der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario IV die zusammengestellten Fangzahlen der Berufsfischer für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% erhöht. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Die erhöhte fischereiliche Sterblichkeit führte zu einer deutlichen Verringerung der Abwanderung von Blankaalen. Nach GEM II verringerte sich in diesem Szenario die Zahl an potentiell abwandernden Blankaalen in 2009 auf lediglich 72 (63 kg) und damit, im Vergleich zu Szenario I, um etwa 90%. Deutlich geringer war der Einfluss der erhöhten Fangzahlen auf die potentielle Abwanderung in 2010. Entsprechend Szenario IV schätzte das GEM II 273 (259 kg) abwandernde Blankaale für 2010. Dies entspricht einer Abnahme gegenüber Szenario I von etwa 25%. Die resultierende potentielle Abwanderung entspricht somit $0,01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,04 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Szenario V: Rückwirkende Erhöhung der Sterblichkeit durch Freizeitfischer

Um die Auswirkungen der Erhöhung der fischereilichen Sterblichkeit durch Angler auf die Menge der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario V die zusammengestellten Fangzahlen der Freizeitfischer für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% erhöht. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Die erhöhte fischereiliche Sterblichkeit durch Angler führte zu einer Verringerung der Abwanderung von Blankaalen. Nach GEM II verringerte sich in diesem Szenario die Zahl der potentiell abwandernden Blankaalen in 2009 auf 521 (533 kg) und damit, im Vergleich zu Szenario I, um etwa 28%. Etwas stärker war der Einfluss der erhöhten Fangzahlen auf die potentielle Abwanderung in 2010. Entsprechend Szenario V schätzte das GEM II 177 (188 kg) abwandernde Blankaale für 2010. Dies entspricht einer Abnahme gegenüber Szenario I von etwa 51%. Die resultierende potentielle Abwanderung entspricht somit $0,09 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,03 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Szenario VI: Rückwirkend reduzierter Besatz

Um die Auswirkungen der Reduzierung des Besatzes auf die Menge der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario VI die zusammengestellten Besatzzahlen für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% reduziert. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Das ursprüngliche Szenario (Szenario I) zur Abschätzung der Blankaalbiomasse sowie die tatsächliche Dokumentation der Abwanderung zeigen, dass die Anzahl abwandernder Blankaale aus dem Schwentine-System bereits gering ist. Die modellierte Reduktion des Besatzes um 10% resultierte in negativen

Abwanderungszahlen für die Jahre 2007 bis 2010. Dies bedeutet nicht unbedingt, dass keine Blankaale mehr vorhanden wären, sondern vielmehr, dass das Modell nicht in der Lage ist, die geringe Blankaalbiomasse zu schätzen.

Szenario VII: Rückwirkend erhöhter Besatz

Um die Auswirkungen der Erhöhung des Besatzes auf die Menge der potentiell abwandernden Blankaale zu dokumentieren, wurden für Szenario VII die zusammengestellten Besatzzahlen für die Jahre 1993 bis 2010 um 10% erhöht. Die restlichen Eingangsparameter blieben unverändert.

Der erhöhte Besatz führte zu einem deutlichen Anstieg der potentiellen Abwanderungsmengen an Blankaalen. Nach GEM II erhöhte sich in diesem Szenario die Zahl der abwandernden Blankaale in 2009 auf 2.725 (2.866 kg) und damit, im Vergleich zu Szenario I, um etwa 274%. Etwas stärker war der Einfluss des erhöhten Besatzes auf die Abwanderung in 2010. Entsprechend Szenario VII, schätzte das GEM II 2.351 (2.549 kg) abwandernde Blankaale für 2010. Dies entspricht einer Zunahme gegenüber Szenario I von etwa 548%. Die resultierende potentielle Abwanderung entspricht somit $0,48 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2009 und $0,43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2010.

Bei den Szenarien II bis VII handelt es sich um rückwirkende Modellszenarien, die in erster Linie demonstrieren sollen, wie empfindlich die Ergebnisse des GEM II auf Veränderungen der Sterblichkeitsfaktoren reagieren. Um in der Lage zu sein, Managementoptionen zu testen, müssen jedoch Zukunftsszenarien gerechnet werden. Hierbei müssen zahlreiche Annahmen gemacht werden und die Ergebnisse sollten mit größter Vorsicht interpretiert werden. Es muss darauf hingewiesen werden, dass es sich im Folgenden um ein Extrem-Szenario handelt. In Szenario VIII wurden die im Modell enthaltenen anthropogenen Sterblichkeiten (kommerzielle Fischerei und Sterblichkeit durch Freizeitfischer) für die Jahre 2011 bis 2020 auf null gesetzt.

Szenario VIII: Zukunftsprognose ohne Fischerei (2011-2020)

Um zu dokumentieren, wie sich die bestmögliche Verringerung der anthropogenen Sterblichkeit auf die Erholung des lokalen Aalbestandes in der Schwentine auswirken würde, wurde in einem Zukunftsszenario die Fangmenge der kommerziellen Fischerei und der Freizeitfischer (für den Zeitraum 2011 bis 2020) auf null gesetzt. Für alle restlichen Eingangsparameter (Besatz, natürliche Sterblichkeit und Prädation

durch Kormorane) wurden die Mittelwerte der Jahre 2005 bis 2010 berechnet und als Konstante für die Jahre 2011 bis 2020 eingesetzt. Dies resultiert in einem konstanten Besatz für die Jahre 2011 bis 2020 von etwa 57.000 Aalen (anteilig etwa 25.000 Glasaale, 16.000 Satzaale bis 40g und die verbleibenden ca. 16.000 Aale verteilt auf die verbleibenden Altersgruppen ≤ 7) und einer konstant angenommenen Kormoran-Prädation von etwa 1.200 kg pro Jahr. Aufgrund der generell als sehr gering eingeschätzten natürlichen Rekrutierung von Glasaalen in Ostsee-Zuflüsse kann selbst nach Fertigstellung eines funktionierenden Umgehungsgerinnes an Wasserkraftwerk Ralsdorf 1 nicht mit einer umfangreichen natürlichen Rekrutierung gerechnet werden. Der Besatz mit juvenilen Aalen bleibt somit auch in Zukunft weiterhin die wohl einzige Möglichkeit, den lokalen Bestand aufzufüllen. Auch muss festgehalten werden, dass die Annahme einer konstanten Prädation durch den Kormoran sicherlich nicht als unbedingt realistisch eingestuft werden sollte. Wie im Teilprojektbericht zur Kormoran-Prädation verdeutlicht, hängt diese von den Populationsgrößen sowohl der Aale als auch der Kormorane ab.

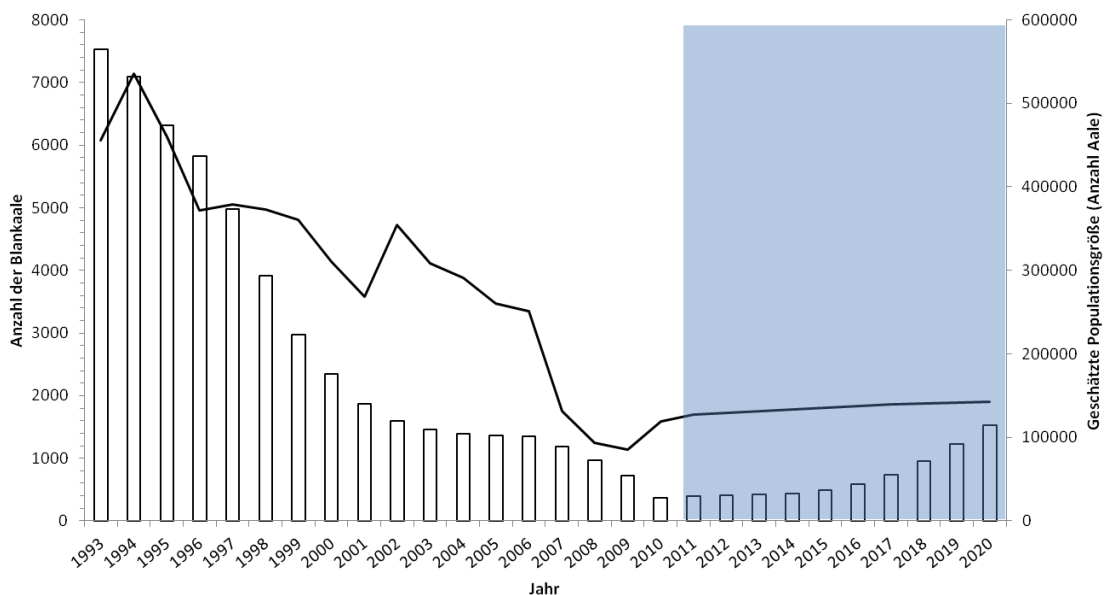


Abbildung 29: Entwicklung des Aalbestandes in der Schwentine laut GEM II. Linie: Geschätzte Populationsgröße in Stück. Balken: Anzahl der potentiell abwandernden Blankaale. 1993 - 2010: modelliert nach erfassten Eingangsparametern. Blau unterlegt: Prognose (bis 2020) der Entwicklung des Bestandes ohne kommerzielle/Freizeit Fischerei.

Abbildung 29 verdeutlicht die Entwicklung des Aalbestandes in der Schwentine bis 2020 unter der Annahme einer ab 2011 vollständig eingestellten Fischerei, bei gleich

bleibendem Besatz mit juvenilen Aalen. Zunächst muss darauf hingewiesen werden, dass die abgebildete Bestandsgröße sowie die Anzahl der abwandernden Blankaale der ersten Modeljahre (bis etwa 2008) mit extremer Vorsicht zu betrachten sind. In diesem Zeitraum ist die Populationsstruktur noch stark von der Startpopulation beeinflusst.

Es wird deutlich, dass die Blankaalabwanderung bereits ab 2014 langsam steigen würde. Im Jahr 2020 wäre die Anzahl der potentiell abwandernden Blankaale von 363 im Jahr 2010 auf 1.531 Stück (1.497 kg) angestiegen. Dies würde einer Abwanderung von etwa $0,25 \text{ kg ha}^{-1}$ (2020) entsprechen. Die geschätzte Gesamtpopulation (Anzahl Aale) würde sich laut GEM II um etwa 2% pro Jahr erhöhen und im Jahr 2020 eine Gesamtgröße von etwa 33.944 kg (etwa 143.084 Aale) erreichen (Abb. 30).

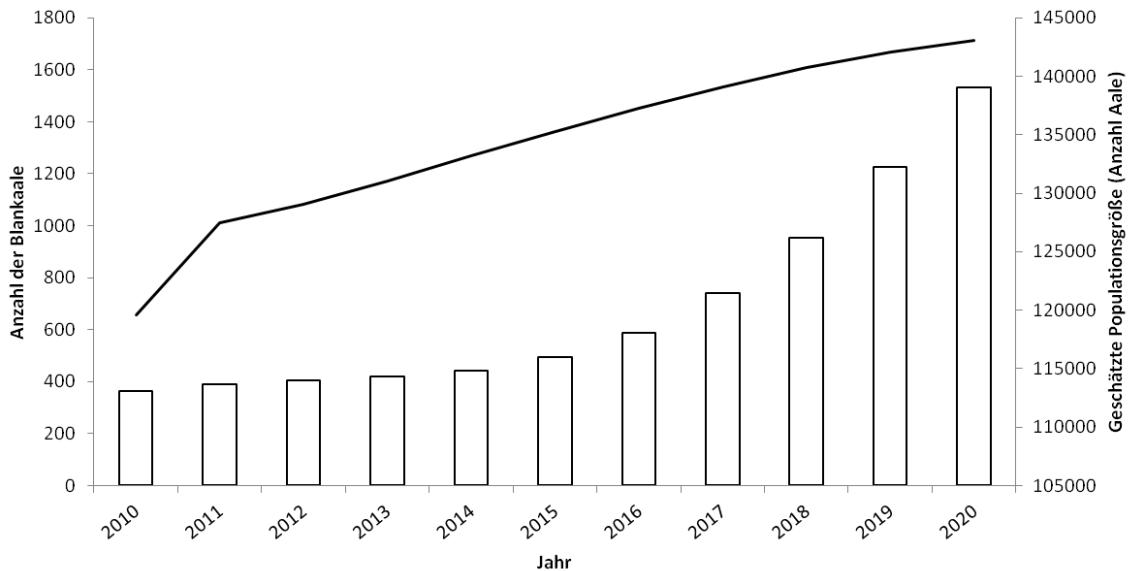


Abbildung 30: Prognose der Entwicklung des Bestandes (und der potentiell abwandernden Blankaale) ohne kommerzielle/Freizeit Fischerei 2011-2020. Linie: Geschätzte Populationsgröße in Stück. Balken: Anzahl der potentiell abwandernden Blankaale.

Es muss an dieser Stelle erneut darauf hingewiesen werden, dass das Erstellen einer model-basierten Zukunftsprognose mit zahlreichen Annahmen einhergeht und daher lediglich als Indikator für die mögliche Auswirkung von Managementmaßnahmen gesehen werden darf.

Szenario IX: Wie stark müsste der Besatz erhöht werden, bei gleichzeitigem Einstellen der Fischerei, um die anvisierte 40% Mindestabwanderung bis 2020 zu gewährleisten?

Um in einem Zukunftsszenario zu berechnen, wie stark der Besatz erhöht werden müsste um die vorgegebene Mindestabwanderung bis 2020 zu gewährleisten wurden die Besatzzahlen in dem Maße künstlich erhöht, dass die im Umsetzungsbericht der Deutschen Aalbewirtschaftungspläne für Flüsse die in die Ostsee münden anvisierte Abwanderung von 0,6 bis 1,52 kg ha⁻¹ (entsprechend 40% der berechneten Referenzabwanderung: 1,5 -3,8 kg ha⁻¹) im Jahre 2020 erreicht würde. Zur Vereinfachung wurde in diesem Fall eine Abwanderung von 0,6 kg ha⁻¹ anvisiert. Alle verbleibenden Eingangparameter verblieben wie im Zukunftsszenario VIII (Einstellen jeglicher Fischerei und durchschnittliche Kormoran-Prädation der Jahre 2005 bis 2010) beschrieben. Wie bereits in Szenario VIII erwähnt, würde das alleinige Schließen der Fischerei im Jahre 2020 zu einer erwartenden Abwanderung von lediglich 0,25 kg ha⁻¹ führen. Deshalb wurde in Szenario IX der Besatz im Vergleich zu Szenario VIII um etwa 300% erhöht. Entsprechend müssten in den Jahren 2011 bis 2020 jährlich insgesamt etwa 170.000 Aale besetzt werden. Damit würden in etwa die von uns erfassten Besatzzentralitäten des Jahres 1995 erreicht. Angenommen, der Besatz würde entsprechend durchgeführt, jegliche Fischerei auf den Aal eingestellt und die Prädation durch den Kormoran auf etwa 1.200 kg (Durchschnitt 2005-2010) pro Jahr beschränkt, würde die potentielle Abwanderung im Jahr 2020 laut GEM II 4.111 Blankaale (3.585 kg) und somit etwa 0,6 kg ha⁻¹ betragen. Unter Annahme dieser Eingangparameter wäre im Jahr 2020 somit die 40% Mindestabwanderung für die Schwentine erreicht.

Ursprünglich war vorgesehen, mit Hilfe des GEM II die natürliche Sterblichkeit für Aale im Schwentine-System genauer zu bestimmen und somit die bis dato angenommene natürliche Gesamtsterblichkeit von 14% (Dekker, 2000) über alle Altersklassen aufzuspalten. Die detaillierte Berechnung der natürlichen Sterblichkeit für individuelle Altersklassen wurde jedoch im Laufe des Projektzeitraums bereits von Bevacqua et al. (2011) veröffentlicht. Deshalb wurde davon abgesehen, diesen Punkt weiter zu verfolgen. Die natürliche Sterblichkeit in allen mit dem GEM II im Laufe des Projektes berechneten Szenarien wurde nach Bevacqua et al. (2011) angenommen.

Die in diesem Abschnitt zusammengefassten Ergebnisse sind auch Teil des Manuskripts „Model Prediction versus Reality – An in situ evaluation of the German Eel Model (GEM II) designed to estimate silver eel (*Anguilla anguilla*) escapement in compliance with the European eel regulation“ und des Posters „Model Predictions vs. Reality - Validation of the German Management Plan Silver Eel (*Anguilla Anguilla*) Escapement Model“; siehe Anhang).

3.1.6 Wanderverhalten

3.1.6.1 T-Bar Anchor Tags

Bis Anfang 2012 wurden insgesamt 29 der 274 mit T-Bar Anchor Tags markierten Aale wiedergefangen. Dies entspricht einer Wiederfangrate von etwa 11%. Leider war es nicht möglich, alle 29 gemeldeten Wiederfänge für weiterführende Analysen zu erhalten. Von insgesamt 13 Tieren konnte lediglich der Wiederfangzeitpunkt und -ort ermittelt werden. Diese Wiederfänge waren meist bereits weiterverarbeitet und standen somit nicht mehr zu Verfügung.

Mit etwa 55% (16 Aale) aller Meldung konzentrierten sich die Wiederfänge in der dänischen Belt See und somit eindeutig in Richtung Nordsee (Abb. 31). Zusätzlich wurde ein Aal im Kattegat und einer im Öresund gemeldet. Acht Aale (etwa 28%) wurden bereits in der Kieler Förde gefangen. Die drei verbleibenden Wiederfänge wurden von der Insel Fehmarn gemeldet (etwa 80 km östlich der Schwentine-Mündung). Im Durchschnitt verbrachten die Aale 160 Tage in Freiheit und legten dabei etwa 82 km zurück (kürzeste mögliche Schwimmdistanz zwischen Ort des Aussetzens und Wiederfang). Dies entspricht einer durchschnittlichen Wandergeschwindigkeit von etwa $0,8 \text{ km Tag}^{-1}$. Es ist jedoch festzuhalten, dass sowohl die Spanne zwischen Freilassen und Wiederfang (27 bis 416 Tage) als auch die zurückgelegte Distanz in dieser Zeit extrem variabel waren (5 bis 350 km). Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Die meisten der wiedergefangenen Aale wurden bereits bei der Markierung als Blankaale identifiziert (41% SFIV, 28% SFV), weshalb von einer grundsätzlichen Motivation zur Abwanderung auszugehen ist. Nur 6 wiedergefangene Aale waren zum Zeitpunkt des Markierens noch Gelbaale (SFII oder SFIII). Für diese Tiere kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich der tatsächliche Beginn der Abwanderung nach dem Markieren noch verzögert hat. Allgemein wird angenommen, dass die

Laichwanderung des Europäischen Aals im Herbst beginnt (Tesch, 1999). Sollten Aale, die im Frühjahr markiert wurden, die tatsächliche Abwanderung bis in den Herbst verzögert haben, müssten sie eine deutlich niedrigere Wanderungsgeschwindigkeit zeigen als Aale, die im Herbst markiert wurden. Dies war nicht der Fall (Tabelle 8). Um zusätzlich zu klären, ob es sich beim beobachteten Wanderverhalten tatsächlich um die einsetzende Laichwanderung handelt, wurde (wenn möglich) der Fulton's Konditionsfaktor berechnet (K). Dieser dokumentiert den Ernährungszustand des Aales und sollte sich bei kontinuierlicher Nahrungsaufnahme nicht verschlechtern.

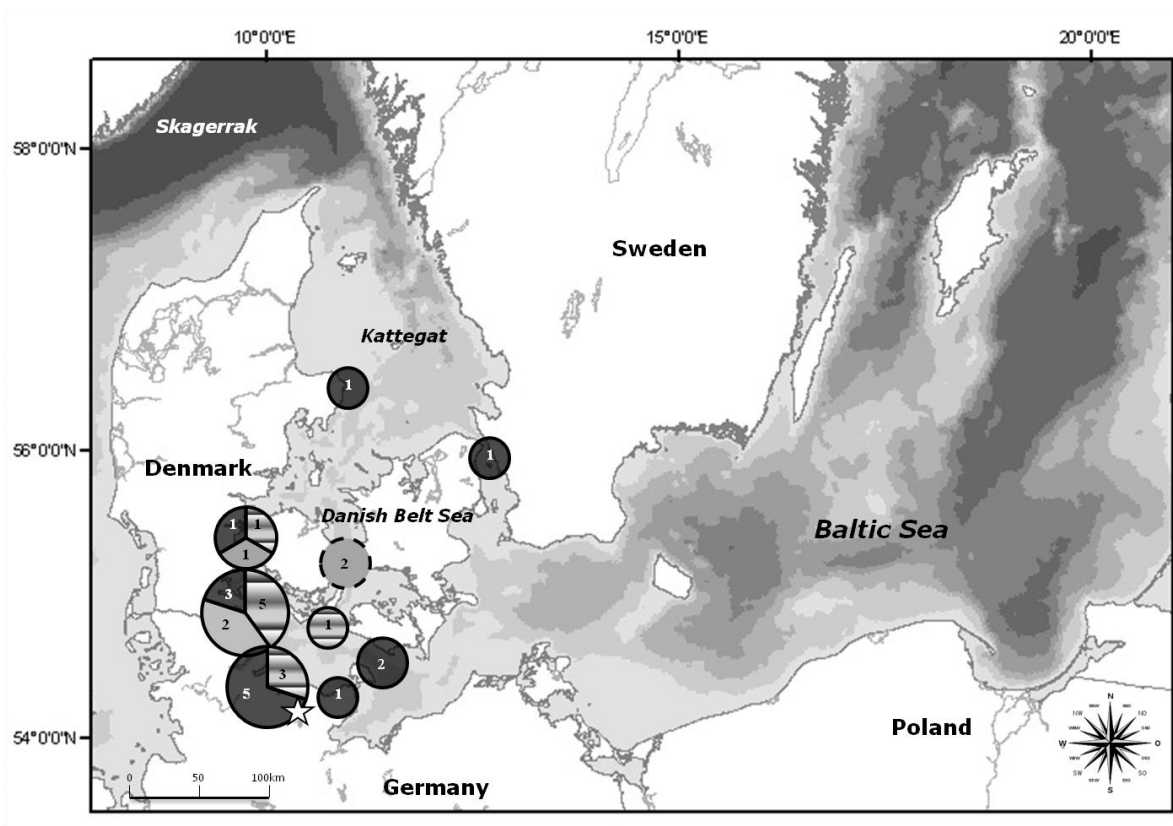


Abbildung 31: Übersicht der Wiederfänge von, im Rahmen der Studie zum Wanderverhalten, markierten Aalen. Kreise markieren Gebiete mit akkumulierten Wiederfängen (Anzahl der Wiederfänge als Zahlen in den Kreisen). Die individuelle Besatzgeschichte wird durch unterschiedliche Färbung der Kreise wiedergegeben: Grau = „Brackish water experienced“, Gestrichelt = „Freshwater“, Schwarz = Aussage nicht möglich. Die unterbrochene Kreisumrandung markiert den Wiederfangort des einzigen *A.rostrata* im Großen Belt. Der weiße Stern markiert den Ort des Aussetzens unterhalb Wasserkraftwerk Raisdorf 1 in der Schwentine.

Tabelle 7: Wandergeschwindigkeit der markierten Aale

TagID	Gruppe	Besatzgeschichte	Reifegrad		Tage in Freiheit	Netto Distanz [km]	Netto Geschwindigkeit [km tag ⁻¹]	bei küstennaher Wanderung [km day ⁻¹]
			*	**				
1106	Frühjahr	F	FIV	FV	154	12	0.1	0.1
1162	Frühjahr		FIV	-	149	94	0.6	1.0
1164	Frühjahr		FIV	-	155	30	0.2	0.2
1169	Frühjahr	BW	FV	-	192	140	0.7	1.1
1178	Frühjahr	F	FV	FV	42	5	0.1	0.1
1207	Frühjahr		FIII	-	133	74	0.6	0.6
1209	Frühjahr	BW	FII	FV	154	75	0.5	0.9
1214	Frühjahr	BW	FIII	FV	27	13	0.5	0.5
1228	Frühjahr	F	FIII	FV	171	75	0.4	0.8
1239	Frühjahr	F	FV	FIV	77	144	1.9	3.1
1241	Frühjahr	BW	FIII	FV	185	140	0.8	1.2
1248	Frühjahr	F	FIV	FV	85	12	0.1	0.2
1266	Frühjahr		FIV	-	135	310	2.3	3.0
1280	Frühjahr		-	-	117	144	1.2	2.0
1303	Frühjahr	BW	FIV	FV	199	75	0.4	0.7
1307	Frühjahr		FIII	-	123	81	0.7	0.9
1344	Frühjahr		FIV	-	144	15	0.1	0.1
1612	Frühjahr		FIV	-	77	12	0.2	0.2

0003	Herbst	BW	FV	FV	68	144	2.1	3.6
0057	Herbst	F	FIV	FIII	66	75	1.1	2.1
0065	Herbst		FIV	-	416	95	0.2	0.3
0088	Herbst		FIV	-	363	70	0.2	0.2
1040	Herbst	F	FV	FV	310	75	0.2	0.5
1370	Herbst	F	FV	FV	33	110	3.3	5.2
1390	Herbst	F	FV	FV	48	75	1.6	2.9
1413	Herbst		FIV	-	328	20	0.1	0.1
1519	Herbst	F	-	FV	59	75	1.3	2.4
1631	Herbst		FIV	-	281	124	0.4	0.6
1699	Herbst		FV	-	356	273	0.8	1.2
mean (± SD)					160(±108)	89.2(±72)	0.8(±0.8)	1.2(±0.03)

* nach Durif et al. (2005) beim Markieren

** nach Wiederauffang

Besatzgeschichte : F = freshwater; BW = brackish water experienced

Von den insgesamt 16 Aalen, die für weiterführende Analysen wiedererlangt werden konnten, handelte es sich bei 12 Aalen um nicht ausgenommene Wiederauffänge. Bei diesen Tieren war es möglich, Aussagen über die Gewichts- bzw. Längenentwicklung zu machen. Bei allen der wiedergefangenen Aale war eine Reduktion von Länge und Gewicht zu verzeichnen. Entsprechend zeigten 10 der 12 Aale eine Verringerung des Fulton's *K*. Trotzdem verfügten alle 12 untersuchten Aale noch immer über Körperfettgehalte (durchschnittlich 28,4%), die laut verschiedener Studien ausreichen, um theoretisch die Laichwanderung erfolgreich zu vollenden und am Laichgeschäft teilzunehmen.

Wenn möglich wurden die Otolithen der wiedergefangenen Aale entnommen und auf deren Strontiumverteilung untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass 10 der wiedergefangenen Aale (etwa 62,5%) offensichtlich keine längeren Brackwasser-Phasen im Zuge ihres Lebens aufwiesen. Bei diesen Aalen konnte eine natürliche Einwanderung in die Ostsee als Jungtier ausgeschlossen werden. Sie wurden mit hoher Wahrscheinlichkeit als Glasaale in der Schwentine besetzt, ohne dass ein *imprinting* der Wanderroute durch die Ostsee stattgefunden haben kann. Die verbleibenden sechs Aale (etwa 37,5%) wiesen ein Sr:Ca Profil auf, das auf einen längeren Aufenthalt im Brackwasser schließen lässt. Bei diesen Tieren kann die natürliche Einwanderung in die Ostsee und ein damit einhergehendes *imprinting* nicht ausgeschlossen werden.

Tabelle 8: Entwicklung der Aale zwischen Markierung und Wiederfang

Tag ID	Length [cm]	Mass [g]	Δ Length [cm]	Δ Mass [g]	Fulton's <i>K</i>	Fulton's <i>K</i>
	at release		at recapture		at release	at recapture
0057	75.2	1007	-0.8	-156	0.24	0.21
1040	70.5	580	-1.9	-128	0.17	0.14
1106	84.5	1230	0.3	-54	0.20	0.19
1178	70.8	540	-2.0	-130	0.15	0.13
1209	72.4	620	-1.0	-147	0.16	0.13
1214	82.8	980	-2.2	-67	0.17	0.17
1228	81.5	865	-2.5	-144	0.16	0.15
1239	69.2	735	-2.1	-220	0.22	0.17
1241	73.2	685	-0.9	-31	0.17	0.17
1248	86.8	1430	-1.5	-163	0.22	0.20
1303	82.8	1036	-2.8	-146	0.18	0.17
1390	77.0	987	-0.2	-119	0.22	0.19
mean (\pm SD)	77.2	891.3	-1.5(\pm 0.9)	-125.3(\pm 50.1)	0.19(\pm 0.03)	0.17(\pm 0.03)

3.1.6.2 Data Storage Tags

Von den ausgebrachten 48 DSTs war es möglich, neun Stück zur Auswertung wiederzuerlangen. Leider war es aufgrund herstellerbedingter technischer Probleme bei insgesamt vier Datenloggern nicht möglich, die Daten auszulesen. Bei drei der verbleibenden fünf DSTs konnten die Datensätze nur teilweise gesichert werden. Laut Herstellerinformation führte ein Batteriefehler im Laufe der Datenaufzeichnung zum Ausfall der Temperatur- und Drucksensoren. Lediglich zwei Datenlogger zeichneten erfolgreich während der gesamten Expositionszeit Daten auf. Abbildung 32 gibt exemplarischen den erlebten Temperatur- und Tiefenverlauf eines Aals wieder. Es ist deutlich zu erkennen, dass Blankaale bereits in der recht flachen

Ostsee das typische tägliche Tauchverhalten zeigen, geprägt durch Phasen gesteigerter vertikaler Wanderungsaktivität während der Nacht.

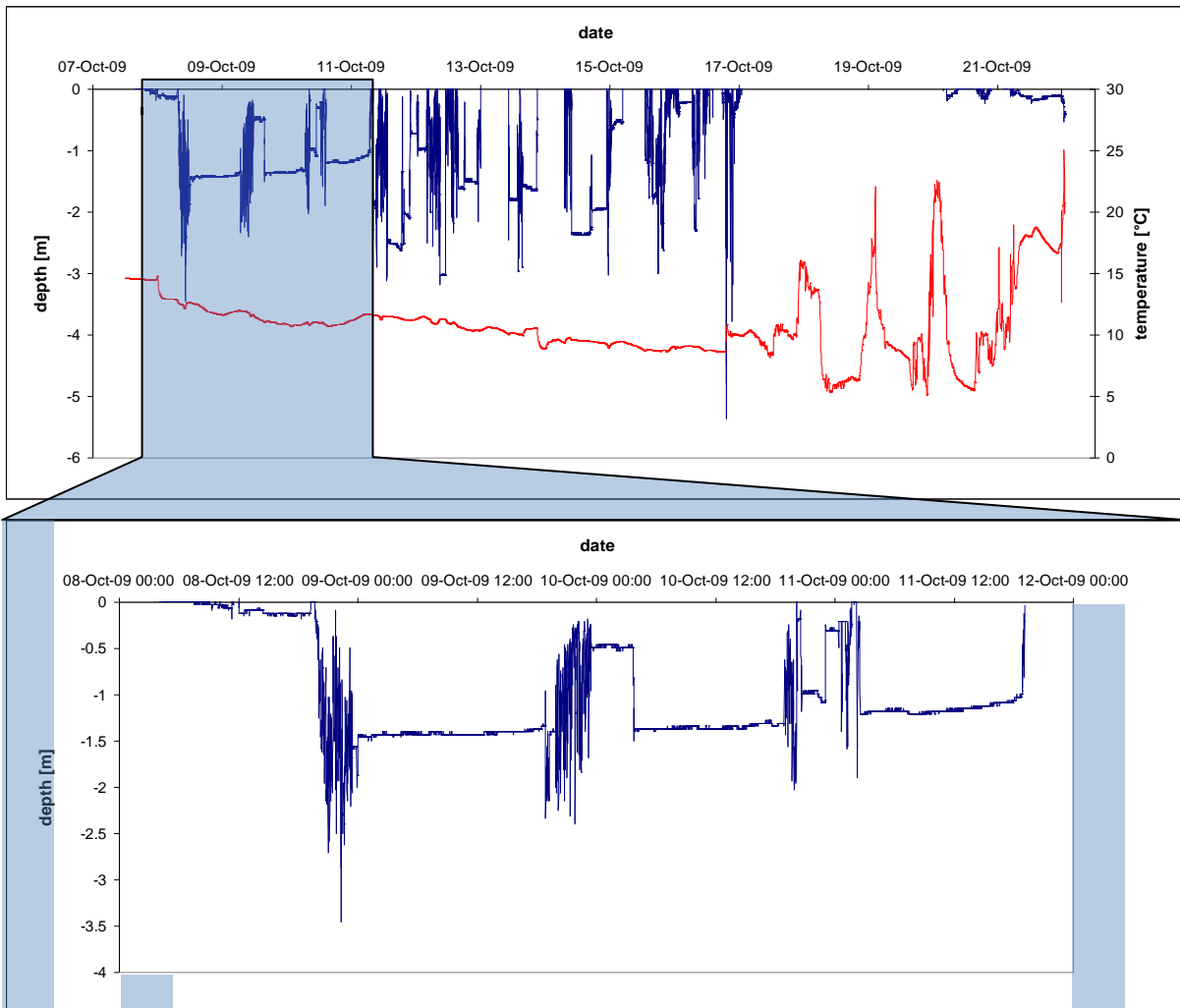


Abbildung 32: Tauch- und Temperaturprofil eines Blankaales aufgezeichnet während der ersten Migrationsphase in der Ostsee. Der untere Teil der Abbildung stellt das Tauchverhalten des Aales im Verlauf von 3 Tagen dar.

Da keiner der mit DST-Tags versehenen Aale sondern lediglich die Datenspeicher wiedererlangt werden konnten, war es nicht möglich, über weiterführende Untersuchungen (Mikrochemie, Fettgehalte, etc.) individuelle Charakteristika mit den wenigen Tauchprofile in Beziehung zu setzen.

Einige der in diesem Abschnitt zusammengefassten Ergebnisse sind auch Teil des Manuskript „Tracking the migration success of stocked European eels (*Anguilla anguilla*) in the Baltic Sea“ und des Posters „Lost in Migration?“ (siehe Anhang).

3.1.7 Gesundheitszustand abwandernder Aale und weitere Analysen

3.1.7.1 Artbestimmung

Von den 142 untersuchten Blankaalen wurden sieben (4,9%) als *Anguilla rostrata* identifiziert. Diese Zahl ist zu gering, um Muster und Intensität der Abwanderungsereignisse zu beeinflussen. Nichtsdestotrotz wurden als *A. rostrata* identifizierte Individuen nicht in die Bewertung der Ergebnisse mit einbezogen.

3.1.7.2 Fettgehalt

Der Fettgehalt von insgesamt 103 Aalen wurde analysiert. Die Unterprobe setzt sich zusammen aus 83 weiblichen Blankaalen, die am WKW Raisdorf 2 gefangen wurden (79 *A. anguilla* und 4 *A. rostrata*), 10 markierten weiblichen Blankaalen, die in der Ostsee wiedergefangen wurden, sieben Gelbaalen und drei männlichen Blankaalen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Gesamt fettgehalt (%) der Aale

Stage	Fettgehalt (%)	SD	Fettgehalt (%)	Fettgehalt (%)	N
	Mittelwert		min	max	
SFIV & V (WKW 2)	27,3	3,0	21,7	36,1	79
SFIV & V (Wiederfang)	27,7	3,9	22,6	35,7	10
SFIII	27,5	2,6	21,9	29,7	7
SMII	32,0	2,2	29,6	33,7	3
<i>A. rostrata</i> SFIV & V	22,4	11,5	14,1	37,0	4

Alle untersuchten weiblichen Blankaale wiesen Fettgehalte von über 20% auf und liegen damit über kritischen Mindestfettgehalten für die erfolgreiche Teilnahme an der Reproduktion (Van den Thillart et al. 2007; Palstra et al. 2007). Es ist daher davon auszugehen, dass die Reproduktionsfähigkeit von Blankaalen, die das Schwentine-System verlassen, nicht durch zu geringe Energiereserven eingeschränkt ist.

3.1.7.3 Parasitierung

Anguillicoloides crassus

Der Befall mit dem eingeschleppten Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicoloides crassus* wurde an 169 Aalen untersucht. Es ergab sich eine Prävalenz von 78,1% und bei 21,3% der Tiere wurde eine Befallsintensität >10 festgestellt (Tabelle 10).

Tabelle 10: *Anguillicoloides crassus* Prävalenz und Befallsintensitäten

	Anzahl Aale (N)	Prävalenz (%)	Aale (%) pro Befallsklasse (Anzahl <i>A. crassus</i>)					max. Befallsintensität
			0	1-9	10-19	20-29	>30	
Gesamt	169	78,1	37	96	22	11	3	36
SI	2	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	4
SFII	8	87,5	12,5	75,0	0,0	12,5	0,0	26
SFIII	32	81,3	18,8	65,6	12,5	3,1	0,0	26
SFIV & V	123	77,2	22,8	53,7	13,8	7,3	2,4	36
SMII	4	50,0	50,0	25,0	25,0	0,0	0,0	19

Bei der Bewertung der Ergebnisse, muss der geringe Stichprobenumfang der Entwicklungsstadien SI, SFII und SMII berücksichtigt werden. Nichtsdestotrotz zeigen die Ergebnisse, dass die Mehrzahl der Aale im Schwentine-System bereits in frühen Entwicklungsstadien mit *A. crassus* infiziert ist. Des Weiteren zeigt sich, dass der Anteil stark infizierter Tiere mit zunehmendem Entwicklungsstadium steigt. Bei Blankaalen erreichen bzw. übersteigen 23.5% aller untersuchten Tiere den Wert von 10 Parasiten. Bei diesen Tieren ist davon auszugehen, dass die Funktionalität der Schwimmblase eingeschränkt ist und der Energiebedarf auf der Laichwanderung steigt bzw. die Laichwanderung nicht erfolgreich abgeschlossen werden kann (Sprengel und Lüchtenberg, 1991; Palstra et al., 2007). Die Laicherqualität dieser Tiere ist als kritisch zu betrachten.

Pseudodactylogyros sp.

Der Befall mit dem eingeschleppten Kiemen-Monogeneen *Pseudodactylogyros* sp. wurde bei 195 Aalen untersucht. 79,5% aller untersuchten Individuen waren befallen. In Tabelle 11 sind Prävalenzen und Befallsintensitäten in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium aufgeführt.

Tabelle 11: *Pseudodactylogyros* sp. Prävalenz und Befallsintensitäten

	Anzahl Aale (N)	Prävalenz (%)	Aale (%) pro Befallsklasse (Anzahl <i>Pseudodactylogyros</i>)					max. Befallsintensität
			0	1-9	10-49	50-99	≥100	
Gesamt	195	79,5	40	75	56	9	15	874
SI	1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SFII	8	75,0	25,0	25,0	37,5	12,5	0,0	89
SFIII	38	86,8	13,2	65,8	13,2	5,3	2,6	171
SFIV & V	144	79,9	20,1	32,6	33,3	4,2	9,7	874
SMII	4	25,0	75,0	25,0	0,0	0,0	0,0	2

Auch hier ist zu erkennen, dass der Großteil der Aale bereits in frühen Lebensstadien infiziert ist. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Angaben für die Entwicklungsstadien S I, SFII und SMII aufgrund der geringen Stichprobengrößen nicht aussagekräftig sind. Die Befallsintensität ist bei den Blankaalen gegenüber den Gelbaalen deutlich erhöht. Knapp 10% der hier untersuchten Blankaale weisen Befallsintensitäten >100 auf. Extreme Befallsintensitäten können zu einer Beschädigung des Kiemengewebes und einer Einschränkung der Respiration führen. Darüber hinaus kann erhöhter Stress unter stark befallenen Individuen zu erhöhten Mortalitäten führen (Køie 1991). Nichtsdestotrotz scheint auch eine hohe Befallsintensität keine schwerwiegenden Auswirkungen auf die Laichwanderung zu haben, da die Kiemenparasiten im Salzwasser nicht lebensfähig und Schädigungen der Kiemen gewöhnlich reversibel sind (Køie 1991).

3.1.7.4 Viruserkrankungen

In der Abteilung Fischkrankheiten und Fischhaltung der Tierärztlichen Hochschule Hannover wurde eine Unterprobe der am WKW Ralsdorf 2 gefangenen Tiere auf die Infektion mit Aal-Herpesviren (HVA) (N = 120) und Eel Virus European X (EVEX) (N=80) untersucht. Insgesamt wurden 7 Aale positiv auf HVA (5,8%) und 13 Aale positiv auf EVEX (16,3%) getestet.

HVA wird mit hohen Aal-Sterblichkeiten sowohl in Aquakulturanlagen als auch in Binnengewässern in Verbindung gebracht (Køie 1991). Des Weiteren gibt es Hinweise darauf, dass die Infektion mit EVEX die Schwimmkapazität von Blankaalen beeinträchtigt und dazu führen kann, dass infizierte Tiere die Laichwanderung nicht bewältigen können (van Ginneken et al. 2005). Auch wenn die Infektionsraten mit HVA gering ausfallen, bietet das relativ häufige Auftreten von EVEX Anlass zur Sorge, da dadurch möglicherweise die Laicherqualität eines signifikanten Anteils der aus dem Schwentine-System abwandernden Aale eingeschränkt ist.

3.1.7.5 Belastung mit polyzyklischen Kohlenwasserstoffen

Die normierten PAK-Metaboliten-Konzentrationen streuen stark innerhalb der Entwicklungsstadien (Tabelle 12). Einzelne Individuen haben vielfach höhere Konzentrationen in der Gallenflüssigkeit als andere. Zwar hatte eine Studie von Nagel et al. (2012b) zum Ziel, die Auswirkung von Entwicklungsstadium und Ernährungszustand auf die PAK-Konzentration zu berücksichtigen. Eine völlige

Eliminierung dieser Einflussgrößen war aber trotz einer Normierung nicht in allen Gewässern möglich. In den Aalen aus der Schwentine ist zwar eine leichte Zunahme der Werte mit fortschreitendem Entwicklungsstadium zu beobachten, die Streuung innerhalb der verschiedenen Entwicklungsstadien überlagert diese Unterschiede jedoch. Ein Einfluss des Ernährungszustandes auf die PAK-Belastung kann trotzdem nicht gänzlich ausgeschlossen werden und könnte individuelle Unterschiede zumindest teilweise erklären.

Die in Aalen aus der Schwentine ermittelten 1-Hydroxypyren- und 1-Hydroxyphenanthren-Werte liegen in einem ähnlichen Bereich wie andere deutsche Binnengewässer (Nagel et al. 2012ab, 2012b). Die Ergebnisse legen nahe, dass eine anthropogen bedingte PAK-Belastung der Schwentine in den Aalen nachweisbar ist. Über Ausmaß und Wirkung dieser Belastung kann mit den hier vorliegenden Ergebnissen keine Aussage gemacht werden.

Für 3-Hydroxybenzo(a)pyren liegen keine Vergleichswerte vor.

3.1.7.6 Wachstum

Die Untersuchung zum Wachstum juveniler Aale mittels einer Otolithen-Alizarinrot-S-Markierung war nicht erfolgreich. Weder Elektrofischerei noch der Einsatz von beköderten Aalrohren führte zu einem erfolgreichen Wiederfang der markierten und ausgesetzten Aale. Die äußerst geringe Zahl gefangener Aale ließ keine aussagekräftige Analyse des Jahreswachstums zu. Auch die Elektrofischerei von Gelbaalen führte lediglich zu einem Wiederfang von fünf Tieren. Aussagen über das gewässerspezifische Wachstum in der Schwentine lassen sich auf dieser Datengrundlage nicht machen.

Tabelle 12: Anhand der Lichtabsorption (A_{380nm}) normierte 1-Hydroxypyren-, 1-Hydroxyphenanthren- und 3-Hydroxybenzo(a)pyren-Konzentrationen in der Gallenflüssigkeit von Aalen verschiedener Entwicklungsstadien

Aal-Nr.	stage	1-OH-Pyr (ng/ A_{380nm})	1-OH-Phen (ng/ A_{380nm})	1-OH-BAP (ng/ A_{380nm})
WK 31	SFIII	7.60	4.63	0.06
WK 36	SFIII	8.02	4.04	0.07
WK 42	SFIII	11.58	6.32	0.08
WK 37	SFIII	8.66	3.56	0.08
WK 39	SFIII	14.08	6.22	0.13
WK 60	SFIII	25.47	16.14	0.17
WK 61	SFIII	20.24	8.92	0.15
WK 70	SFIII	22.28	13.61	0.11
WK 90	SFIII	14.31	8.86	0.09
WK 95	SFIII	20.28	9.17	0.09
WK 83	SFIII	40.05	13.74	0.16
WK 128	SFIII	12.45	5.38	0.07
Mittelwert		17.09	8.38	0.10
SD		9.32	4.17	0.04
WK 8	SFIV	25.12	17.06	0.17
WK 9	SFIV	46.22	28.29	0.37
WK 10	SFIV	13.66	7.31	0.11
WK 14	SFIV	14.91	5.38	0.13
WK 20	SFIV	19.46	8.85	0.20
WK 25	SFIV	7.64	2.32	0.06
WK 32	SFIV	6.34	3.98	0.05
WK 33	SFIV	13.22	6.71	0.10
WK 26	SFIV	9.33	3.82	0.10
WK 34	SFIV	10.35	5.08	0.14
WK 52	SFIV	21.21	8.62	0.15
WK 56	SFIV	17.18	7.64	0.12
Wk 28	SFIV	10.80	4.49	0.10
WK 63	SFIV	26.36	10.48	0.15
WK 68	SFIV	19.40	9.58	0.17
WK 77	SFIV	16.13	8.19	0.08
WK 87	SFIV	14.78	7.31	0.10
WK 91	SFIV	26.55	17.58	0.24
WK 92	SFIV	24.75	20.33	0.18
WK 98	SFIV	12.67	6.69	0.08
WK 100	SFIV	15.21	7.44	0.10
WK 113	SFIV	55.14	18.70	0.38
WK 129	SFIV	17.24	12.31	0.10
Mittelwert		19.29	9.92	0.15
SD		11.53	6.37	0.08
WK 1	SFV	13.83	10.33	0.17
WK 5	SFV	15.76	11.10	0.12
WK 13	SFV	11.24	6.43	0.09
WK 19	SFV	21.20	8.39	0.17
WK 22	SFV	5.53	2.67	0.08
WK 27	SFV	5.20	2.71	0.05
WK 40	SFV	12.02	8.02	0.11
WK 55	SFV	14.47	7.23	0.08
WK 62	SFV	12.29	9.57	0.07
WK 64	SFV	45.36	18.12	0.32
WK 69	SFV	25.75	12.88	0.11
WK 89	SFV	21.35	13.92	0.18
WK 93	SFV	10.64	6.88	0.07
WK 94	SFV	20.77	14.62	0.14
WK 104	SFV	9.38	4.88	0.07
WK 111	SFV	35.14	22.46	0.15
WK 112	SFV	35.07	13.05	0.17
WK 119	SFV	47.53	19.27	0.16
Mittelwert		20.14	10.70	0.13
SD		12.85	5.55	0.06

3.1.7.7 Mikrochemische Otolithenanalysen

Die Strontiumverteilung in den Otolithen von insgesamt 171 Aalen wurde untersucht. Davon konnten 142 Analysen klare Erkenntnisse über die Besatzgeschichte der entsprechenden Individuen liefern. Die Ergebnisse von 24 Analysen waren nicht aussagekräftig und bei fünf Individuen handelte es sich um den Amerikanischen Aal *A. rostrata*.

Die untersuchten Aal-Otolithen zeigten zwei typische Strontiumprofile (Abb. 33). Der Eintritt in die kontinentalen Gewässer und die damit verbundene Beendigung der Larvenphase ist bei allen Aalen durch einen drastischen Abfall der Strontium-Konzentration im Otolithen gekennzeichnet. Anschließend ist der Großteil der analysierten Tiere direkt ins Süßgewässer eingewandert bzw. besetzt worden (69,7%, Abb. 33a). Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei diesen Tieren um Individuen handelt, die entweder als Glas- oder Farmaale in das Schwentine-System besetzt, bzw. als Satzaale aus anderen Süßgewässern überführt wurden. Ein Aufenthalt oder Durchschwimmen der Ostsee kann für diese Aale ausgeschlossen werden, was besonders mit Hinblick auf ein mögliches „Imprinting“ der Wanderroute von Bedeutung ist und bei der Interpretation von Migrationsstudien berücksichtigt werden muss (siehe Abschnitt 2.5). 30,3% der Aale zeigen auch während der kontinentalen Phase erhöhte Sr-Werte (Abb. 33b). Diese Individuen haben nach dem Erreichen der Küstengewässer in Salz- bzw. Brackwasser gelebt, bevor sie ins Süßwasser eingewandert sind oder sind mehrmals zwischen Süß- und Salzwasser gewechselt. Da ein natürlicher Aufstieg in das Schwentine-System aufgrund der Querverbauungen durch die beiden Kraftwerke im Unterlauf ausgeschlossen werden kann, handelt es sich bei diesen Tieren vermutlich um Individuen, die als Steig- oder Gelbaale in anderen Flüssen gefangen und als sogenannte Satzaale in das Schwentine-System eingebracht wurden. Ferner kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese Aale bereits in der Ostsee gewesen sind.

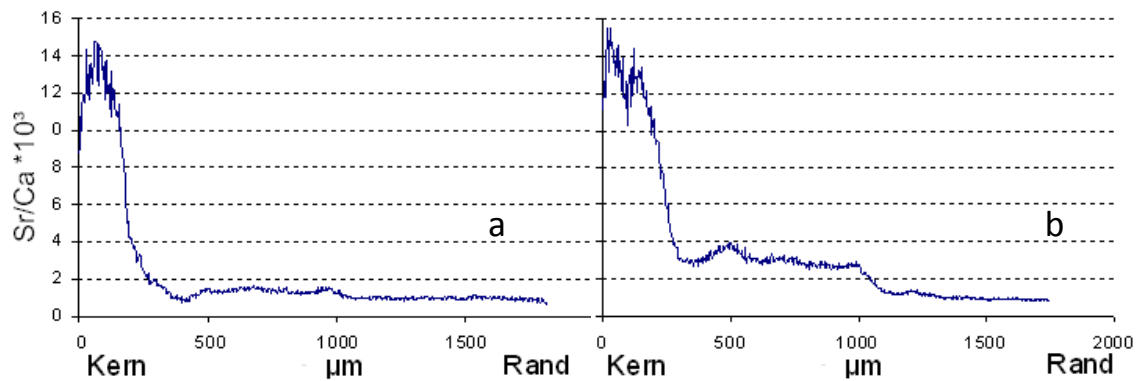


Abbildung 33: Strontium/Calcium-Verhältnis entlang der Wachstumsachse zweier exemplarischer Otolithen. a) kein ausgeprägter Brackwasseraufenthalt, b) langer Aufenthalt im Brackwasser vor dem Eintritt ins Süßwasser

3.2. Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Das Projekt zur Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen Binnengewässern wurde konzipiert, um Entscheidungsgrundlagen für die Umsetzung der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals zu erarbeiten. Dabei sollten für das Modell-Gewässersystem der Schwentine einerseits existierende Langzeit-Datensätze zu Besatz und Fischereifängen ausgewertet, gleichzeitig aber auch über einen längeren Zeitraum das „Escapement“, also die Zahl tatsächlich abwandernder Aale erhoben werden. Zusätzlich wurden wichtige weitere Parameter, wie der Fraß durch Kormorane, die Fitness der abwandernden Aale sowie mögliche negative Einflüsse bedingt durch Krankheiten und Parasiten erhoben. Diese Daten ermöglichten es schließlich, die größtenteils auf Modell-Annahmen beruhenden Schätzungen der Zahl abwandernder Aale für ein Gewässersystem zu validieren und verschiedene Eingangsparameter des den meisten der deutschen Aalmanagement-Pläne zugrunde liegenden „deutschen Aalbestandsmodells (GEM II)“ zu überprüfen. Durch die Wahl eines geschlossenen Gewässersystems wurde zudem erstmalig gewährleistet, die Frage der Bedeutung von Besatz für die Wiederauffüllung des Bestandes zu untersuchen.

Nach Abschluss des Projektes kann festgestellt werden, dass die erhobenen Daten von erheblichem Nutzen für die Umsetzung der Ratsverordnung sind. Der Vergleich der modellierten zu den tatsächlich erhobenen Daten zeigt deutlich die Risiken einer ausschließlich auf Modellannahmen basierenden Schätzung der Zahl abwandernder Blankaale. Gleichzeitig werden auf Basis des auf das Gewässersystem angepassten

Modells Szenarien errechnet, die die Auswirkungen der bestimmenden Faktoren auf die zukünftige Blankaalabwanderung zeigen.

Die Ergebnisse hinsichtlich der Dynamik der Abwanderungsereignisse und der bestimmenden Faktoren sowie Daten zur Aal-Sterblichkeit am Fischabweiser von Wasserkraftwerk Ralsdorf 2 bieten eine konkrete Grundlage für ein mögliches Turbinen-Management zu Zeiten der jährlichen Blankaalabwanderung.

Über die Publikation der Ergebnisse in internationalen Fachzeitschriften werden diese zeitnah auch einer breiteren Öffentlichkeit zur Kenntnis gebracht.

4. Zusammenfassung

Im Projekt „Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen Binnengewässern“ sollten durch die Erfassung der Bestandsdynamik des Europäischen Aals in einem abgeschlossenen Modell-Gewässersystem letztlich Entscheidungsgrundlagen für die Umsetzung der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals erarbeitet werden. Über einen Zeitraum von dreieinhalb Jahren wurde die Gesamtzahl abwandernder Blankaale aus der Schwentine bestmöglich erfasst und deren Gesundheitszustand und Wanderverhalten untersucht. Zusätzlich wurden Daten zum Fischereiertrag und zu Besatzmengen für den Zeitraum seit 1993 erhoben und ausgewertet sowie eine Abschätzung der jährlichen Kormoran-Prädation seit 2000 durchgeführt.

Der Vergleich von beobachteter und modellierter Blankaalabwanderung sollte Aufschluss über die Praxistauglichkeit des Deutschen Aalbestandsmodells (GEM II) liefern, auf dem zwar sieben der neun deutschen Aalbewirtschaftungspläne beruhen, dessen Validierung durch Feldversuche bisher aber nicht erfolgte.

Die tatsächlich beobachtete jährliche Blankaalabwanderung pro Hektar lag signifikant unter den zu erwartenden Werten für die Flussgebietseinheit Schlei/Trave. Die jährliche dokumentierte Blankaalentnahme durch die Berufs- und Freizeitfischerei im Schwentine-System betrug ein Mehrfaches der Blankaalabwanderung. Es wurde außerdem beobachtet, dass 32,2% aller abwandernden Blankaale am Fischabweiser des WKW Ralsdorf 2 verendeten, obwohl eine Fischtreppe mit Aalabstiegsrohr installiert war. Dadurch wurde die Anzahl der Tiere, die das Gewässer potentiell erfolgreich verlassen könnten weiter reduziert.

Ausmaß und Zeitpunkt der jährlichen Blankaalabwanderung variierte stark. Offenbar wurde der Beginn der herbstlichen Hauptabwanderung vor allem durch Schüttung und Temperatur beeinflusst. Die Ergebnisse legen nahe, dass ein durchgängiges Monitoring dieser Umweltparameter dazu genutzt werden kann, Abwanderungsereignisse besser vorherzusagen und damit anthropogene Einflüsse während der Blankaalabwanderung zu minimieren.

Die hier vorgelegten Ergebnisse zeigen außerdem, dass die Verwendung des GEM II dazu geeignet ist, die Blankaalabwanderung aus einem Binnengewässer abzuschätzen. Allerdings sind für eine realitätsnahe Modellierung sorgfältig zu erhebende gewässerspezifische Eingangsparameter erforderlich. Die Modellierung verschiedener Management-Szenarien zeigt, dass insbesondere eine Reduktion der Fischerei eine substantielle Erhöhung der Aalabwanderung zur Folge hätte. Allerdings wäre eine Abwanderung von 40% gemessen an pristinen Bedingungen und damit die Erfüllung der EU-Management-Vorgaben nur durch ein komplettes Fangverbot und eine massive Erhöhung der Besatzaktivitäten zu erreichen.

Die festgestellten hohen Befallsintensitäten mit dem Schwimmblasen-Parasiten *Anguillicoloides crassus* sowie eine Infektion eines nicht zu vernachlässigenden Anteils der Schwentine-Aale mit dem Erreger *Eel-Virus-European-X* (EVEX) stellen nach dem derzeitigen Stand des Wissens eine signifikante Beeinträchtigung der Laicherqualität dar. Die durchgeführten Untersuchungen zum Wanderverhalten markierter Blankaale aus dem Schwentine-System in der Ostsee zeigten auffallend geringe Wandergeschwindigkeiten. Es bedarf weiterer Klärung, ob dieses Verhalten damit zu begründen ist, dass es sich hier ausschließlich um Besatztiere handelte.

5. Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen, ggf. mit Hinweisen auf weiterführende Fragestellungen

Aufgrund der hervorragenden Kooperation sowohl mit den Fischereiberechtigten als auch den betroffenen Behörden wurde letztendlich eine Datengrundlage geschaffen, die es erstmals in Deutschland ermöglicht, ein realistisches Bild der Bestandsdynamik des Aals in einem Modell-Gewässersystem zu zeichnen. Trotz der mit der Umsetzung einer dreijährigen Feldstudie verbundenen Schwierigkeiten übertreffen die tatsächlich erreichten Ergebnisse die ursprünglichen geplanten Ziele deutlich.

Durch die aus Projektmitteln finanzierte Modifikation der Fangeinrichtung in der Fischtreppe des Wasserkraftwerkes Ralsdorf 2 wurde es erstmalig in Deutschland ermöglicht, eine Quantifizierung der Aalabwanderung über einen Zeitraum von mehreren Jahren durchzuführen. Auch wenn auch dabei bestimmte Fehlerquellen mit einbezogen werden mussten (mögliche Passierbarkeit des Fischabweisers für Aale <70 cm und dadurch Nicht-Erfassung männlicher Blankaale, zeitweise Aktivierung des Überlaufs), zeigen die Zahlen dennoch eindeutig eine signifikante Überschätzung der Blankaalabwanderung bezogen auf die Vorgaben für die hier relevante Flussgebietseinheit Schlei/Trave zur Erfüllung der EU-Aal-Verordnung. Die mehrjährige, kontinuierliche Erfassung von Abwanderungsereignissen und deren Verknüpfung mit verschiedenen Umweltparametern verbessert zudem das Wissen um die bestimmenden Faktoren zur Initiation der Aalmigration und bieten damit die Grundlage für die Einführung eines Turbinen-Managements. Darüber hinaus zeigen die hier erzielten Ergebnisse auch die teilweise Unzulänglichkeit technischer Einrichtungen zur Vermeidung von Turbinen-Mortalität. Die Funktionalität von Fischabweisern war vor allem zu Zeiten hoher Laubdrift und niedriger Temperaturen kaum gegeben und führte zu überraschend hohen Mortalitäten bei wandernden Blankaalen.

Eine direkte Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen durch Parasitierung und Krankheitserreger ist nach wie vor schwierig. Die hier erhobenen Daten vor allem in Hinblick auf Befallsintensitäten mit dem Schwimmblasen-Parasiten *Anguillicoloides crassus* weisen allerdings auf eine möglicherweise erhebliche Beeinträchtigung der Laicherqualität hin. Inwiefern auch Schadstoffe zu einer zusätzlichen Belastung führen, konnte im Rahmen dieses Projektes nur beispielhaft an PAK-Metaboliten getestet werden. Für eine letztendliche Bewertung von Schadstoffen in Hinblick auf ihre Schädigungskapazität fehlt jedoch zumeist das Wissen über Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Vor allem für bekanntermaßen reproduktionstoxische Substanzen wäre es wichtig, Belastungsgrenzen für Aale zu bestimmen und eine Kategorisierung von Gewässern durchzuführen, vor allem auch in Hinblick auf eine Besatzförderung.

Untersuchungen zum Wanderverhalten der Blankaale nach Verlassen der Schwentine waren im ursprünglichen Projektantrag nicht vorgesehen, wurden aber im Rahmen der hier integrierten Doktorarbeit durchgeführt. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die markierten Aale zwar grundsätzlich den Weg in Richtung ihres Laichgebietes

anstreben, ihre Wandergeschwindigkeiten aber deutlich unter den zu erwartenden Werten liegen. Welche Parameter letztlich über die Zielstrebigkeit des Wanderverhaltens entscheiden und ob eine Verzögerung der Wandergeschwindigkeit möglicherweise auf fehlendes Imprinting bei Besatzaalen zurückzuführen ist, bedarf einer weiteren Klärung.

Die entscheidende Fragestellung für weiterführende Untersuchungen ist gegenwärtig sicherlich die Eignung von Besatz zur Stützung des Aalbestandes. Hierbei geht es allerdings nicht ausschließlich um die Frage, ob und in welchem Ausmaß besetzte Aale in der Lage sind, ihre Weg zurück in die Sargassosee zu finden, sondern auch um den Einfluss der Verbringung von Jungaalen auf deren Anpassungsfähigkeit an bestimmte Umweltbedingungen und damit mögliche Unterschiede hinsichtlich der Überlebensraten.

Auch eine gezielte Kategorisierung von Besatzgewässern in Hinblick auf ihre Eignung zur Produktion qualitativ hochwertiger Laicher wäre dringend erforderlich. Die hier erarbeiteten Ergebnisse bilden eine wichtige Basis dafür.

6. Literaturverzeichnis

- Adam, B. 1998. Aalabwanderung – Ergebnisse von Versuchen in Modellgerinnen. *In*: V. Lukowski, M., ed. Durchgängigkeit von Fließgewässern für stromabwärts wandernde Fische. Hamburg: Deutscher Fischerei-Verband E. V. pp. 37–68.
- Bevacqua, D., Melia, 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.
- Boëtius, I., Boëtius, J., 1985. Lipid and protein content in *Anguilla anguilla* during growth and starvation. *Dana*, 4: 1–17.
- Campana, S.E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 188: 263-297.
- Daverat, F., Limburg, K.E., Thibault, I., Shiao, J.C., Dodson, J.J., Caron, F.O., Tzeng, W.N., Iizuka, Y., Wickström, H., 2006. Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 231–241.
- Dekker, W. 2000. A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 938-947.
- Dittmann, A.H., Quinn, T.P. 1996. Homing in Pacific salmon: Mechanisms and ecological basis. *Journal of Experimental Biology*, 199: 83-91.
- 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., Elie, P. 2008. Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data Fisheries Management and Ecology. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 127–137.
- EELREP, 2005. Estimation of the reproduction capacity of European eel. Final report.
- Fladung, E., Simon, J., Brämick, U. 2012. Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. www.portal-fischerei.de
- Frankowski, J., Jennerich, S., Schaarschmidt, T., Ubl, C., Jürss, K., Bastrop, R. 2009. Validation of the occurrence of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817) in free-draining European inland waters. *Biological Invasions*, 11: 1301-1309.
- Frankowski, J., Bastrop, R. 2010. Identification of *Anguilla anguilla* (L.) and *Anguilla rostrata* (Le Sueur) and their hybrids based on a diagnostic single nucleotide polymorphism in nuclear 18S rDNA. *Molecular Ecology Resources*, 10: 173-176.
- Froese, R., Pauly, D. in press. Fish Stocks. *In Encyclopedia of Biodiversity*. Ed. by S. Levin.
- Geeraerts, C., Belpaire, C., 2010. The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology*, 19, 239–266.
- Gosset, C., Travade, F., Durif, C., Rives, J., Elie, P. 2005. Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications*, 21: 1095–1105.
- Hansen, L.P., Jonsson, N., Jonsson, B. 1993. Oceanic migration in homing Atlantic salmon. *Animal Behaviour*, 45: 927-941.
- ICES, 2002. Report of the 2002 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. CM2002/ACFM:03
- ICES, 2010. Report of the 2010 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. CM2010/ACOM,18.
- ICES, 2011a. Report of the 2011 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. CM2011/ACOM, 18, 246pp
- ICES, 2011b. Report of the Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA2), 22-24 March 2011, Bordeaux, France. ICES CM 2011/ACOM:43. 35 pp.
- Jessop, B.M. 2010. Geographic effects on American eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 326-346.
- Karl, H., Oehlenschläger, J., Bekaert, K., Bergé, J.-P., Cadun, A., Duflos, G., Poli, B. M., Tejada, M., Testi, S., Timm-Heinrich, M. 2012. WEFTA Interlaboratory Comparison on Total Lipid Determination in Fishery Products Using the Smedes Method. *Journal of AOAC International*, 95: 489-493.
- Keefer, M.L., Caudill, C.C., Peery, C.A., LEE, S.R. 2008. Transporting juvenile salmonids around dams impairs adult migration. *Ecological Applications*, 18: 1888-1900.

- Køie, M. 1991. Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyryus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). J. Cons. int. Explor. Mer. 47: 391-398
- Lefebvre F, Mounaix B, Poizat P, Crivelli AJ (2004) Impacts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* on *Anguilla anguilla*: variations in liver and spleen masses. Journal of Fish Biology 64: 435-447
- Nagel, F., Kammann, U., Wagner, C., Hanel, R. 2012a. Metabolites of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Bile as Biomarkers of Pollution in European Eel (*Anguilla anguilla*) from German Rivers. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 62: 254-263.
- Nagel, F., Wagner, C., Hanel, R., Kammann, U. 2012b. The silvering process in European eel (*Anguilla anguilla*) influences PAH metabolite concentration in bile fluid - consequences for monitoring, Chemosphere, 87: 91-96.
- Neukamm, R. 2009. FIAF-Pilotprojekt zur Förderung des Aales in den Gewässersystemen Nord-Ostsee-Kanal und Elbe-Lübeck-Kanal. Abschlussbericht.
- Nishi, T., Kawamura, G., Matsumoto, K. 2004. Magnetic sense in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, as determined by conditioning and electrocardiography. Journal of Experimental Biology, 207: 2965-2970.
- Oeberst, R., Fladung, E. 2012. German Eel Model (GEM II) for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system. Information on Fishery Research, 59: 9-17.
- Palstra, A.P., van Ginneken, V.J.T., Murk, A.J., van den Thillart, G.E.E.J.M. 2006. Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? Naturwissenschaften, 93: 145.
- Palstra, A.P., Heppener, D.F.M., van Ginneken, V.J.T., Szekely, C., van den Thillart, G.E.E.J.M., 2007. Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swimbladder parasite *Anguillicola crassus*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 352: 244–256.
- Palstra, A.P., van den Thillart, G.E.E.J.M., 2010. Swimming physiology of European silver eels (*Anguilla anguilla* L.): energetic costs and effects on sexual maturation and reproduction. Fish Physiology and Biochemistry, 36: 297–322.
- Pearce, N.J.G., Perkins, W.T., Westgate, J.A., Gorton, M.P., Jackson, S.E., Neal, C.L., Chenery, S.P., 1997. A compilation of new and published major and trace element data for NIST SRM 610 and NIST SRM 612 glass reference materials. Geostandards Newsletters, 21: 115–144.
- Poole, W.R., Reynolds, J.D., Moriarty, C. 2004. Early post-larval growth and otolith patterns in the eel *Anguilla anguilla*. Fisheries Research, 66: 107-114.
- Rijsewijk, F., Pritz-Verschuren, S., Kerkhoff, S., Botter, A., Willemsen, M., van Nieuwstadt, T., Haenen O. 2005. Development of a polymerase chain reaction for the detection of *Anguillid herpesvirus* DNA in eels based on the herpesvirus DNA polymerase gene. Journal of Virological Methods, 124: 87–94.

- Shiao, J.C., Ložys, L., Iizuka, Y., Tzeng, W.N., 2006. Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr:Ca ratios. *Journal of Fish Biology*, 69: 749–769.
- Smedes, F. 1999. Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *Analyst*, 124: 1711-1718.
- Sprengel, G., Lüchtenberg, H., 1991. Infection by endoparasites reduces maximum swimming speed of European smelt *Osmerus eperlanus* and European eel *Anguilla anguilla*. *Disease of Aquatic Organisms*, 11: 31–35.
- Svedäng, H., Neuman, E., Wickström, H. 1996. Maturation patterns in female European eel: age and size at the silver eel stage. *Journal of Fish Biology*, 48: 342-351.
- Svedäng, H., Wickström, H., 1997. Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. *Journal of Fish Biology*, 50: 475–486.
- Tesch F.W. 1999. *Der Aal*, third edition. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Van Beurden, S.J., Voorbergen-Laarman, M.A., Roozenburg, I., Boerlage, A.S., Haenen, O.L.M., Engelsma, M.Y. 2011. Development and validation of a two-step real-time RT-PCR for the detection of eel virus European X in European eel, *Anguilla anguilla*. *Journal of Virological Methods*, 171: 352-359.
- Van den Thillart, G., Palstra, A.P., van Ginneken, V. 2007. Simulated migration of European silver eel; swim capacity and cost of transport. *Journal of Marine Science and Technology*, 15: 1–16.
- Van Ginneken, V., Ballieux, T.B., Willemzer, R., Coldenhoff, K., Lentjes, E., Antonissen, E., Haenen, O., van den Thillart, G. 2005. Hematology patterns of migrating European eels and the role of EVEX virus. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C*, 140: 97-102.
- Vøllestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.A., Næsje, T.F., Haraldstad Ø., Ruud-Hansen, J. 1986. Environmental factors regulation the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1909–1916.
- Vøllestad, L.A. 1992. Geographic Variation in Age and Length at Metamorphosis of Maturing European Eel: Environmental Effects and Phenotypic Plasticity. *Journal of Animal Ecology*, 61: 41-48.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., Svedäng, H. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1457-1462.
- Westin, L. 1990. Orientation mechanisms in migrating European silver eel (*Anguilla anguilla*) - Temperature and olfaction. *Marine Biology*, 106: 175-179.
- Westin, L. 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research*, 38: 257-270.
- Westin, L. 2003. Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology-Progress Series*, 254: 307-311.

7. Danksagung

Unser Dank gilt dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, namentlich Herrn Dr. Lemcke und Herrn Spratte, für die Bereitstellung von Fang- und Besatzdaten und für die gute Zusammenarbeit. Herrn Dr. Bohn und Herrn Purps vom Landessportfischereiverband Schleswig-Holstein danken wir für die Informationen über die Besatzaktivitäten und ihre Unterstützung. Herr Birk vom Umweltamt Preetz und Herrn Meier vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein danken wir ebenfalls für die umfassende Unterstützung.

Besonderer Dank gilt allen ansässigen Fischereibetrieben für die unkomplizierte und umfassende Unterstützung während der gesamten Projektlaufzeit. Dank auch an die ansässigen Angelvereine für die bereitgestellten Informationen. Besonders hervorheben möchten wir den „ASV Preetz und Umgebung e.V.“, namentlich Herrn Riemann, den „1. Kieler Anglerclub von 1907 am Schöhsee e.V.“ sowie den „AV an der Waterkant e.V.“ für die Bereitstellung von Fangstatistiken und die tatkräftige Unterstützung.

Den Stadtwerken Kiel, namentlich Herrn von den Driesch, danken wir für den Zugang zum Wasserkraftwerk Raisdorf 2 und die Unterstützung vor Ort.

Vielen Dank auch an Muktar Said Farah für seine tatkräftige Hilfe während der gesamten Projektlaufzeit.

