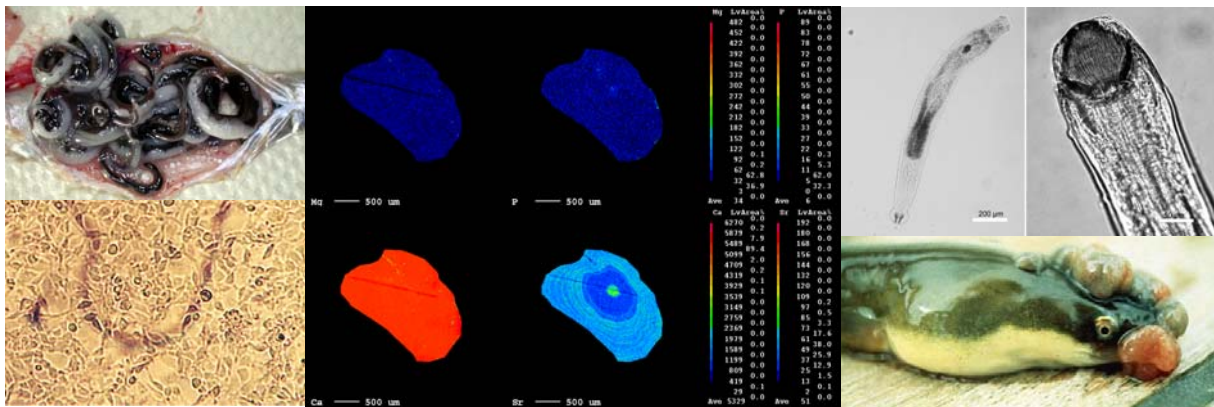


04HS065

# Habitatselektion des Europäischen Aals

01.10.2005 – 28.02.2009

## Endbericht



Prof. Dr. Reinhold Hanel



IFM-GEOMAR

Leibniz-Institut für Meereswissenschaften  
an der Universität Kiel

## 1. Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens

Nach Bewertung einer eingegangenen Vorhabensskizze formulierte das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) am 14.11.2005 einen grundsätzlichen Beratungs- und Entscheidungshilfebedarf hinsichtlich der zugrundeliegenden Problematik des Bestandesrückgangs des Europäischen Aals. Im Rahmen des Projektes „Habitatselektion des Europäischen Aals“ sollte das Wanderverhalten und die Habitatselektion von Aalen rekonstruiert werden, um wichtige Erkenntnisse über die noch weitgehend unbekannte Lebensweise dieser Fischart zu erlangen und den Einfluss abiotischer Umweltfaktoren auf den Gesundheitszustand und die Laicherqualität zu ermitteln. Mit Hilfe der mikrochemischen Analysen der Elementzusammensetzung der Otolithen (Gehörsteinchen) von Aalen sollten detaillierte Informationen über Wanderverhalten und Habitatselektion des Aals gewonnen werden, dessen Bestand sich mittlerweile außerhalb sicherer biologischer Grenzen befindet.

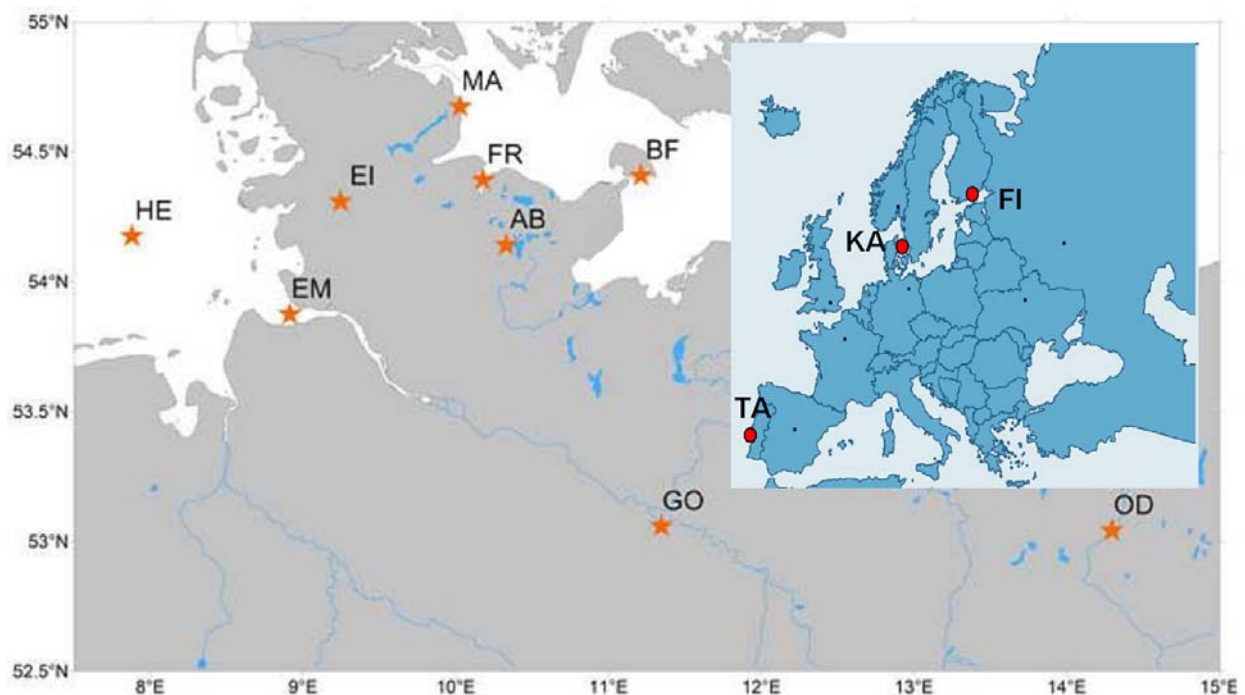
### 1.1 Planung und Ablauf des Vorhabens

**Tabelle 1:** Planungstabelle des Projektvorhabens

	2005	2006				2007				2008			
	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Aufbau und Inbetriebnahme der Aufzuchtanlage													
Aufzuchtsexperimente													
Beschaffung von Aalen aus dem Freiland und Otolithen-Präparation													
Analyse von Otolithen aus dem Freiland mit der Elektronen-Mikrosonde und der SYRFA													
Analyse von Otolithen aus der Hälterung mit der Elektronen-Mikrosonde und der SYRFA													
Histologische und parasitologische Untersuchungen													
Auswertung und Veröffentlichung der Ergebnisse aus den Aufzuchtsexperimenten													
Auswertung und Veröffentlichung der Ergebnisse aus dem Freiland													

### 1.1.1 Probennahme und Datenerhebung

Im Laufe des Projekts wurden insgesamt 12 Standorte beprobt, darunter ein Salzwasserstandort (Helgoland), fünf Brackwasserstandorte (Kattegatt (Dänemark), Maasholm, Kieler Förde, Fehmarn Belt, Finnischer Meerbusen (Finnland)), zwei Ästuare (Elbmündung, Tagus-Ästuar (Portugal)) und vier Süßwasserstandorte (Elbe, Oder, Eider, Plöner See) (Abb. 1). Die Aale wurden von lokalen Fischern erworben oder im Rahmen wissenschaftlicher Zusammenarbeit von Forschungsinstituten im Ausland bezogen. Die Aale aus dem Kattegatt wurden mit freundlicher Unterstützung von Frau Rikke Frandsen vom National Institute of Aquatic Resources der Technischen Universität Dänemark in Hirtshals zur Verfügung gestellt. Herr Jouni Tulonen vom Finnish Game and Fisheries Research Institute in Evo, Finnland, sandte Aale aus dem Finnischen Meerbusen. Die Proben aus dem portugiesischen Tagus-Ästuar wurden uns von Frau Joana Ferreira Marques aus dem Instituto de Oceanografia in Lissabon, Portugal zugesandt. Der Probenumfang je Standort betrug 30 Aale, lediglich von Helgoland konnten nur 20 Individuen beschafft werden.



**Abbildung 1:** Lage der Probennahme-Standorte. HE = Helgoland, EM = Elbmündung, EI = Eider, MA = Maasholm, FR = Friedrichsort, AB = Ascheberg (Plöner See), BF = Burg auf Fehmarn, GO = Elbe/Gorleben, OD = Oder, KA = Kattegatt, TA = Tagus-Ästuar, FI = Finnischer Meerbusen.

### **1.1.2 Aufzucht-Experimente**

In Zusammenarbeit mit Prof. Dr. Volker Hilge vom Institut für Fischereiökologie des Johann Heinrich von Thünen-Instituts, dem Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei, wurden Kalibrierungsexperimente mit juvenilen Aalen durchgeführt. Dabei wurden die Auswirkung von Salzgehalt, Temperatur und Futter auf die Otolithenchemie von Aalen untersucht. Alle Versuche wurden im Projektzeitraum durchgeführt, die Otolithenanalysen sind abgeschlossen und die Daten bereits ausgewertet. Die Ergebnisse befinden sich derzeit in der Publikationsphase.

### **1.1.3 Otolithen- Analytik**

Alle Otolithen der im Freiland gefangenen Aale sowie der Aale aus den verschiedenen Aufzuchtversuchen wurden chemisch analysiert. Der Schwerpunkt lag dabei auf Messungen mit der Laserablations-Massenspektrometrie mit induktiv gekoppelter Plasma-Ionenquelle (LA-ICP-MS), die sich als besonders geeignet für diese Form der ortsauflösenden Otolithen-Analytik erwies. Die Ergebnisse weisen auf eine für Europäische Aale in dieser Form noch nie gezeigte Komplexität von Wanderungsmustern hin, die unter Punkt 3.1.3.1 näher diskutiert werden. Insgesamt wurden im Rahmen des Projektes etwa 800 Messungen mit einem LA-ICP-Massenspektrometer und über 100 Messungen mit einer Elektronen-Mikrosonde (EMS) durchgeführt, um die mikrochemische Zusammensetzung der Otolithen von ca. 400 wild gefangenen und von ca. 350 Aalen aus Hälterungsversuchen zu messen. Außerdem wurden zu Projektbeginn zehn Otolithen mit der Synchrotron-Röntgen-Fluoreszenz-Analyse (SYRFA) untersucht. Seit der Antragstellung im Jahr 2005 verbesserten und verbilligten sich die analytischen Methoden für die Messung von Spurenelementen zunehmend. Dies hat uns nach entsprechenden Kalibrierungsversuchen sehr früh dazu veranlasst, anstatt der vorgesehenen sehr teuren SYRFA eine LA-ICP-MS-Analyse zur Spurenelementmessung an den Gehörsteinen der Aale durchzuführen.

Neben der seit Projektbeginn stetig verbesserten Messgenauigkeit der LA-ICP-MS, ist die Methodik gegenüber der SYRFA auch weniger kosten- und arbeitsaufwändig und ermöglicht aufgrund des geringeren Auftretens von Interferenzen letztlich die parallele Messung einer größeren Anzahl chemischer Elemente.

#### **1.1.4 Parasitologische Untersuchungen**

Die parasitologischen Untersuchungen aller im Freiland gefangenen Aale (außer Standort Oder) wurden im Zeitraum 2006 bis 2008 durchgeführt. Insgesamt wurden 310 Aale von elf Standorten auf ihre metazoische Parasitenfauna hin untersucht und alle erhobenen Daten ausgewertet. Beschreibungen zur genutzten Methodik sind unter 2.4 aufgeführt und die Ergebnisse aller Standorte sind unter 3.1.4 zu finden.

#### **1.1.5 Geolokalisierung**

Die Arbeiten zur Geolokalisierung der Aale wurden in den Zeiträumen Juli bis August der Jahre 2007 und 2008 durchgeführt. Es wurden auf Grundlage der Ostsee-Salzgehaltsverteilungen der letzten Jahre und der Strontium-Konzentrationen in den Otolithen potentielle Aufenthaltsorte der Aale bestimmt. Alle Arbeiten wurden planmäßig durchgeführt und beendet. Eine genaue Beschreibung der Methoden findet sich unter 2.6.

### **1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde**

Die Bestände des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) gehen seit den 1940er Jahren drastisch zurück. Nach einem kurzen Zwischenhoch in den 1960er Jahren betragen die Fangmengen heute nur noch Bruchteile der damaligen Fänge. 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 Anlandemengen von Glasaalen betragen nur noch 10% der Werte der 50er bis 70er Jahre. In den Jahren 2001 und 2002 wurden historisch niedrige Werte um 1% der ursprünglichen Anlandemengen erreicht (Dekker 2003).

Die Europäische Kommission will dem dramatischen Rückgang des Aal-Bestandes mit einer Erhöhung der in die Sargassosee abwandernden Blankaale begegnen und schreibt dafür den Mitgliedstaaten die Ausarbeitung von Aalbewirtschaftungsplänen vor (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 unsere Gewässer 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 auch der zunehmende Habitatverlust durch wasserbauliche Maßnahmen sowie sogenannte

Turbinenverluste an Flusskraftwerken genannt. Auch der zunehmende Fraßdruck durch 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) 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-Neamtoden *Anguillicola crassus* (Lefebvre et al. 2004; Palstra et al. 2007), aber auch virale Erkrankungen (Bsp. EVEX, *Herpesvirus anguillae*) (Van Ginneken et al. 2005) ebenso wie Schadstoffbelastungen etwa mit Dioxin-ähnlichen Substanzen (PCBs) (EELREP 2005a, 2005b, 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 und vor allem der diesbezügliche Einfluss von Habitatpräferenz und Migrationsverhalten waren bisher nicht verfügbar. Nur ein detailliertes Wissen über die Auswirkungen einzelner Einflussfaktoren erlaubt gezielte Management-Maßnahmen. Die im Rahmen der hier durchgeführten Projektarbeiten erzielten Ergebnisse sollten substantiell zur derzeit europaweit diskutierten Entwicklung einer Strategie zum Wiederaufbau bzw. der Rettung des Europäischen Aalbestandes beitragen.

Die mikrochemische Analyse von Otolithen ist eine innovative Methode zur Rekonstruktion der Lebensgeschichte einzelner Fische. Bereits vor Projektbeginn

wurden am IFM-GEOMAR umfangreiche Vorarbeiten zur mikrochemischen Analyse von Otolithen geleistet. Dabei wurde die bisher vor allem in der Geologie angewandte Methode der ortsauflösenden Spurenelement-Analytik an die Besonderheiten von Otolithen angepasst. Somit stand eine leistungsfähige Methode zur Messung von Spurenelementprofilen in Fischotolithen zur Verfügung, anhand derer in Vorversuchen bereits für einige wenige Aale mehrfache Habitatswechsel zwischen Gewässern unterschiedlichen Salzgehaltes eindeutig nachgewiesen und den entsprechenden Lebensabschnitten zugeordnet werden konnte (Schröder 2004). Eine sichere Charakterisierung von Migrationsmustern von Aalen vor allem im Bereich der Ost- und Nordsee konnte dadurch methodisch gewährleistet werden.

Ein direkter Nachweis, wie das umgebende Meerwasser den Prozess der Einlagerung von Spurenelementen steuert, war durch reine Freilanduntersuchungen jedoch nicht möglich. Mit Hilfe einer experimentellen Kalibrierung des Zusammenhangs zwischen dem Salzgehalt des umgebenen Wassers und der Elementeinlagerung, insbesondere von Strontium, in die Otolithen sollte die Basis geschaffen werden, um zukünftig auch kleinskalige Unterschiede im Salzgehalt verschiedener Seegebiete in den Otolithen nachweisen zu können. Dazu sollten Aale unter Laborbedingungen unter verschiedenen Salzgehalten gehältert und die Elementzusammensetzungen ihrer Otolithen anschließend mikrochemisch analysiert werden.

Für eine ganze Reihe von Fischarten wurde ein Einfluss von Nahrung (z. Bp. Farrell and Campana 1996; Buckel et al. 2004) und Wassertemperatur (z.B. Hoff und Fuiman 1995; Bath Martin et al. 2004) auf die mikrochemische Zusammensetzung ihrer Otolithen beschrieben. Solche Effekte können zu Fehlinterpretationen von Otolithen-basierten Migrationsstudien führen. Die Elementeinlagerung in die Otolithen unterscheidet sich bei gleichen Bedingungen zwischen verschiedenen Arten (Hamer und Jenkins 2007). Ergebnisse, die für eine Art ermittelt wurden, können also nicht einfach für eine andere Art übernommen werden. Es war also notwendig, den Einfluss von Futter und Temperatur speziesspezifisch für den Aal zu ermitteln. Dazu sollten zwei weitere Experimente durchgeführt werden, in denen die Tiere unterschiedlichen Futterorganismen bzw. Wassertemperaturen ausgesetzt wurden, gefolgt von einer mikrochemischen Analyse der Otolithen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Aufzucht-Experimente

Für die Aufzucht unter kontrollierten Bedingungen wurden insgesamt 670 Satzaale aus der Aalversandstelle Hamburg in verschiedene Versuchsanlagen eingesetzt. Der Salinitätsversuch wurde in einer Anlage bestehend aus drei separaten Kreisläufen mit je drei Hälterungs-Becken (Abb. 2) durchgeführt. Jeder Kreislauf enthielt 980 Liter Wasser und war mit einem Biofilter (in Abb. 2 hinten) mit etwa 30 m<sup>2</sup> bioaktiver Oberfläche ausgerüstet. Im Laufe des Experiments wurden Salinitäten von 0‰, 9‰, 18‰, 27‰, 36‰ eingestellt.

Auch der Temperaturversuch wurde in drei separaten Kreisläufen mit je drei Hälterungs-Becken durchgeführt. Die Temperaturen wurden auf 14°C, 19°C und 24°C eingestellt.

In einem zusätzlichen Futtermittelversuch wurden insgesamt acht verschiedene Futterorganismen bzw. -mittel gefüttert. Die verwendete Kreislaufanlage bestand aus 32 Plastikbecken mit einem Volumen von jeweils acht Litern. Jede Futtergruppe hatte vier Replikate.

Vor Beginn der Experimente wurden die Aale bereits an die Bedingungen in der jeweiligen Aufzuchtanlage akklimatisiert und hatten zu fressen begonnen. Die Aale wurden zwischen zwei und drei Monate bei den unterschiedlichen Bedingungen in den Anlagen gehalten, bevor die Otolithen für die Spurenelementanalytik entnommen wurden.



**Abbildung 2:** Ein Kreislauf der Aal-Aufzuchtanlage in Ahrensburg



## 2.2 Probenahme im Freiland

Direkt nach der Tötung der Aale wurden Totallänge (cm) und Totalgewicht (g) gemessen. Für die Untersuchung auf Blutparasiten wurde das hintere Ende (ca. 10 cm hinter dem After) abgetrennt und das Blut der Caudalvene auf einem Objektträger ausgestrichen. Die übrigen parasitologischen und virologischen Untersuchungen sind unter 2.4 und 2.5 beschrieben. Zusätzlich wurden Muskelgewebeproben entnommen für (1) molekularbiologische Untersuchungen (gelagert in abs. Ethanol), (2) Fettsäureanalytik (gelagert bei -80°C), (3) Fettgehalt, (4) Schwermetallbelastung. Alle Aale wurden für mögliche weiterführende Untersuchungen in weiterer Folge nummeriert und einzeln verpackt bei -40°C gelagert.

## 2.3 Otolithen-Analytik

Die chemischen Analysen der Otolithen von Aalen aus dem Freiland und aus den Experimenten wurden mit Hilfe der Synchrotron-Röntgen-Fluoreszenz-Analyse (SYRFA), der Laser-Ablation-ICP-Massenspektrometrie (LA-ICP-MS) und der Elektronen-Mikrostrahlsonde (EMS) durchgeführt.

Sowohl für die Otolithen von Freiland-Aalen als auch von Aufzucht-Aalen wurde ein standardisiertes Analyse und Messprotokoll entwickelt, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Aus in Abschnitt 1.1.3 erläuterten Gründen wurde der Großteil der Analytik mit dem LA-ICP-MS durchgeführt. Bei den im Freiland gefangenen Aalen konnten damit die Konzentrationen von 16 verschiedenen Elementen ( $^7\text{Li}$ ,  $^{23}\text{Na}$ ,  $^{25}\text{Mg}$ ,  $^{43}\text{Ca}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{65}\text{Cu}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Rb}$ ,  $^{88}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Y}$ ,  $^{90}\text{Zr}$ ,  $^{93}\text{Nb}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{138}\text{Ba}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) entlang der Wachstumsachse der Otolithen gemessen werden. Bei den experimentellen Ansätzen wurden dieselben Elemente innerhalb der Zuwachszonen der Otolithen gemessen, die während der Versuchsphase gebildet wurden. Eine umfassende Beschreibung der Methodik und Analytik ist der beigefügten Veröffentlichung "Dietary Effects on multi-element composition of European Eel (*Anguilla anguilla*) otoliths" (Marohn et al. 2009) zu entnehmen.

## 2.4 Parasitologie

### 2.4.1 Parasitologische Untersuchungsmethoden

Haut, Flossen, Nasenhöhlen und Mundhöhle der aufgetauten Fische wurden zunächst makroskopisch auf Ektoparasiten und eingekapselte Parasitenstadien untersucht. Dann folgte die Untersuchung der einzelnen Kiemenbögen, die in einer Petri-Schale mit physiologischer Kochsalzlösung (0,9%-ige NaCl-Lösung) überschichtet wurden. Die

einzelnen Kiemenbögen wurden stereomikroskopisch sowohl mit Auf- als auch Durchlicht auf Parasiten untersucht. Zur Untersuchung der inneren Organe wurde die Leibeshöhle mit einer Schere ventral vom Unterkiefer bis zum Anus geöffnet. Die in der Leibeshöhle und in den Mesenterien befindlichen Parasiten wurden mit einer Pinzette abgesammelt und nach Arten und Lokalität in Blockschälchen mit physiologischer Kochsalz-Lösung getrennt. Als nächstes wurden Herz, Leber, Galle, Milz, Gonaden, Magen-Darm-Trakt und die Schwimmblase entfernt und in Petri-Schalen mit physiologischer Kochsalz-Lösung separiert. Herz, Leber, Pylorus und Milz wurden zur Untersuchung mit Pinzetten zerrupft, zwischen zwei Petri-Schalen gequetscht und stereomikroskopisch im Durchlicht untersucht. Die Galle wurde mit der Kanüle einer Einwegspritze punktiert, die Flüssigkeit auf einen Objektträger überführt und lichtoptisch untersucht. Magen und Darm wurden, entsprechend ihrer Länge, in mehrere Abschnitte unterteilt, der Länge nach mit einer Schere geöffnet und von Nahrungsresten befreit. Die Nahrungsbestandteile wurden separat in einer Petri-Schale mit physiologischer Kochsalzlösung unter dem Stereomikroskop untersucht. Die Magen- und Darmwände wurden erneut in Petri-Schalen mit physiologischer Kochsalzlösung überführt und unter dem Binokular in Auf- und Durchlicht betrachtet. Die Schwimmblase wurde geöffnet, vorhandene Parasiten aus dem Lumen entfernt und anschließend im Durchlicht betrachtet. Alle gefundenen Parasiten wurden bis zur weiteren Bearbeitung in physiologischer Kochsalzlösung aufbewahrt.

#### **2.4.2 Fixierungs- und Präparationsmethoden**

Zunächst wurden sämtliche gesammelte Parasiten von Kapseln, Wirtsgewebe oder sonstigen Rückständen befreit und gesäubert.

Digenea, Monogenea, Cestoda und Nematoda: Fixierung in 4%iger Formol-Lösung. Die Dauer der Fixierung ist abhängig von der Größe der jeweiligen Tiere und liegt zwischen zehn Minuten und einer Stunde. Anschließend erfolgt die Lagerung in 70%igem Ethanol. Für weiterführende molekulargenetische Untersuchungen wurden einige Nematoden direkt in 100% Ethanol überführt und gelagert.

Crustacea: Fixierung und Lagerung in 70% Ethanol

### **2.4.3 Datenerhebung**

Es wurden von allen Parasitenarten die Prävalenzen, Intensitäten, mittleren Intensitäten, mittleren Abundanzen und der Sitz im Wirt ermittelt (Definitionen siehe Busch et al. 1997, Margolis et al. 1982)

### **2.4.4 Bestimmung der einzelnen Parasitenarten/Taxa**

Die isolierten Parasiten wurden nach Möglichkeit mit Hilfe von Originalbeschreibungen und weiterführender Literatur bis zur Art bestimmt. Bei einigen Parasiten war dies aufgrund des frühen Entwicklungsstadiums oder von Beschädigungen nicht möglich. Monogenea wurden nach Bychowsky (1961), Cestoda nach Khalil et al. (1994), digene Trematoda nach Gibson et al. (2002) und Jones et al. (2005) bis auf Familien- bzw. Gattungsniveau bestimmt. Zur Bestimmung der Nematoda wurde die Arbeit von Moravec (1994) verwendet. Die Copepoda wurden nach Boxshall & Halsey (2004) und Kabata (1979) bis zur Art oder Gattung bestimmt.

## **2.5 Virologie**

### **2.5.1 Probenstandorte**

Untersucht wurden Aale aus fünf Gewässerstandorten (Tab. 2). Insgesamt kamen 140 Aale zur Untersuchung. Für die Untersuchungen wurden Gewebe von jeweils 30 Individuen genommen und bis zur weiteren Untersuchung bei  $-40^{\circ}\text{C}$  bzw.  $-80^{\circ}\text{C}$  gelagert. Zur Untersuchung kamen Gewebepools aus Kieme, Leber, Milz und Niere. Von Aalen ( $n=15$ ), die am Standort Eider gefangen wurden, wurden die Gewebe getrennt untersucht (Kieme, Leber, Milz, Niere).

### **2.5.2 Zellkultur-Untersuchungen**

Von den Gewebepools wurden Gewebeverreibungen hergestellt und mit dem so erhaltenen Material wurden nach Standard-virologischen Methoden (Mayr et al. 1986) Zellrasen beimpft. Verwendet wurden folgende Zelllinien:

Eel Kidney 1 (EK-1)

Fathead Minnow (FHM)

EK-1 Zellen wurden in Zellkulturflaschen ausgesät, über Nacht in Leibovitz L-15 Medium supplementiert, mit 5% fötalem Kälberserum (FKS) und 200 IE Pencillin/ 200  $\mu\text{g}$  Streptomycin (P/S) pro ml bei  $25^{\circ}\text{C}$  inkubiert, bis ein etwa 70% geschlossener Zellrasen vorlag. EPC und FHM-Zellen wurden in Minimum Essential Medium (MEM)

in der gleichen Weise kultiviert, supplementiert mit 10% FKS, P/S und „Non Essential Amino Acids“.

Von allen Zellverreibungen wurden Verdünnungen im Verhältnis 1:10 sowie 1:100 hergestellt, diese wurden für zwei Stunden zusammen mit Zellen kultiviert und Anschließend aus dem Kulturgefäß entfernt. Die so beimpfte Zellkultur wurde mit dem oben beschriebenen Kulturmedium versetzt und für mindestens sieben Tage bei 25°C aufgestellt und täglich auf Auftreten eines cytopathischen Effektes (CPE) kontrolliert.

Von allen Zellkulturen wurden Subpassagen hergestellt. Dazu wurden nach sieben Tagen Inkubationszeit die Zellen durch Einfrieren und Auftauen lysiert, partikelfreie Lysate gewonnen, mit denen erneut entsprechende Zellkulturen beimpft wurden. Ein endgültige Entscheidung über Virusfreiheit/ Virusbefall erfolgte nach zwei Subpassagen. Fragliche Proben wurden in einer Wiederholungsuntersuchung erneut überprüft.

### 2.5.3 Molekularbiologische Untersuchungen

Von allen Gewebepools oder Einzelgeweben wurden - wie oben beschrieben - Aliquots entnommen und hieraus wurde mit Hilfe des DNAeasy Kits (Qiagen, Hilden) nach Vorschrift des Herstellers DNA isoliert. Die DNA wurde in einem PCR-basierten Nachweisverfahren für HVA eingesetzt. Der Nachweis von HVA-DNA basiert auf der Amplifikation eines Fragmentes des DNA-Polymerase-Gens des Aal-Herpesvirus (Rijsewijk et al. 2005). Die Bedingungen der Methode wurden entsprechend der Literaturangaben gewählt. Die experimentellen Details (Primer) sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

**Tabelle 2:** Europäische Aale aus ausgewählten Gewässern Schleswig-Holsteins. Probenstandorte und Anzahl untersuchter Individuen

Probenstandort	Anzahl untersuchter Individuen
Ascheberg/Plöner See	30
Eider	30
Friedrichsort/Kiel	30
Helgoland	20
Maasholm	30

**Tabelle 3:** PCR-basiertes Verfahren zum Nachweis von Aal-Herpesvirus-Genom in Fischgeweben

Primer	Sequenz	Referenz
HVAPOLVPSD	5'_GTGTCGGGCCTTTGTGGTGA_3'	Rijsewijk et al. 2005
HVAPOLOOSN	5'_CATGCCGGGAGTCTTTTTGAT_3'	

Zusätzlich zu den Gewebeproben wurde von allen Zellkulturen, die ein verändertes Zellwachstum zeigten, ebenfalls DNA isoliert und mittels der oben beschriebenen PCR auf HVA-Genom untersucht.

## 2.6 Geolokalisierung

Das IFM-GEOMAR verfügt über umfangreiche Datensätze zur räumlichen und zeitlichen Verteilung von Salzgehalten der Nord- und Ostsee. Diese wurden im Vergleich mit den aus den Otolithen-Strontium-Gehalten ermittelten Umgebungssalzgehalten der Aale zur Geolokalisierung (geographische Ortsbestimmung) und zur Bestimmung potentieller Habitate genutzt. Insbesondere sind hier hochaufgelöste Daten geeignet, die mit dem Kieler Ostseezirkulationsmodell für den Zeitraum der letzten 25 Jahre ermittelt wurden. Das barokline, wirbelauflösende Zirkulationsmodell verfügt über eine freie Oberfläche und ist eine Spezialversion des Bryan-Cox-Semtner Modells (Killworth et al. 1991). Eine detaillierte Beschreibung des Modells findet man bei Lehmann (1995). Das Modellgebiet umfasst den gesamten Ostseeraum, einschließlich deren westliche und östliche Randbereiche. Die räumliche Auflösung beträgt 5 km auf der horizontalen, bzw. 3 m auf der vertikalen Skala bei einer zeitlichen Auflösung von 5 Minuten. Angetrieben wird das Zirkulationsmodell von meteorologischen Daten (z.B. Wind, Lufttemperatur, Wolkenbedeckung, Niederschlag) vom SMHI (Norrköping, Schweden), sowie durch zeitlich und räumlich aufgelöste Informationen zum Flusswassereintrag. Die prognostischen Ausgabevariablen des Modells sind hochaufgelöste 3-dimensionale Strömungsfelder, sowie die räumliche und zeitliche Verteilung verschiedenster hydrographischer Parameter (Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff).

Methoden zur Geolokalisierung von Ostseedorschen im Zusammenhang mit hydrographischen Daten, die mit dem Kieler Ostseezirkulationsmodell bereitgestellt wurden, sind am IFM-GEOMAR im Rahmen des EU Projektes CODYSSEY

entwickelt und bereits zur Anwendung gebracht worden (Andersen et al. 2007; Neuenfeldt et al. 2007).

Zur Habitatsselektionsanalyse individueller Aale wurden die von den Aalen erlebten Salzgehalte mit langfristig gemittelten Salzgehaltshäufigkeitsverteilungen (Mittelungsintervall 10 Jahre) im Nahbereich der Fangstandorte verglichen. Der gewählte Nahbereich erstreckte sich ausschließlich über Distanzen, die nicht weiter als 10 km vom Fangort entfernt waren. Die Histogramme sind in 0.5 psu-Intervalle eingeteilt und liegen für drei gemittelte Zeitbereiche vor: i) gesamter Jahresverlauf, ii) Winterverteilung (Dezember bis März) und iii) Sommerverteilung (April bis November). Unter der Annahme, dass sich die Habitate der Aale im Wesentlichen auf boden- und küstennahe Bereiche beschränken, wurden für die Histogrammberechnung lediglich Bodensalzgehalte bis zu Tiefen von maximal 15 m berücksichtigt. Um über mögliche Standortwechsel individueller Aale deren potentiell Wanderungsverhalten im Brackwasserbereich der Ostsee zu ermitteln, wurden darüber hinaus für den gesamten Ostseebereich Salzgehaltshistogramme berechnet, die jeweils längere Küstenabschnitte repräsentieren. Zur besseren Veranschaulichung der Ergebnisse sind sämtliche Histogramme in normierter Form bzgl. der jeweiligen Maximalverteilungswerte dargestellt (Abb. 15-18).

### **3. Ergebnisse**

#### **3.1 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse**

##### **3.1.1 Auflistung der im Rahmen dieses Projektes entstandenen Veröffentlichungen, Posterpräsentationen und Vorträge:**

#### **Veröffentlichungen**

Hanel R, Jakob E, Marohn L, Zumholz K, Hinrichsen HH (2009) Coupling of migration behaviour and individual fitness in European Eel – The effects of ambient salinity on eel spawner quality. The proceedings of the 5<sup>th</sup> World Fisheries Congress. In press

Jakob E, Hanel R, Klimpel S, Zumholz K (2009) Salinity dependence of parasite infestation in the European eel *Anguilla anguilla* in northern Germany. ICES Journal of Marine Science 66: 358-366

Jakob E, Neuhaus H, Steinhagen D, Luckhardt B, Hanel R (accepted) Monitoring of *Herpesvirus anguillae* (HVA) infections in European eel in northern Germany. Journal of Fish Diseases

Jakob E, Walter T, Hanel R (submitted) A checklist of the protozoan and metazoan parasites of European eel (*Anguilla anguilla*).

Marohn L (2007) Differentielle Genexpressionsanalyse nach PCB-Belastung beim Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*). Diplomarbeit Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 76 pp.

Marohn L (2007) Mikrochemische Analysen an Aal-Otolithen. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 85: 51-55

Marohn L, Rehbein H, Kündiger R, Hanel R (2008) The suitability of cytochrome-P4501A1 as a biomarker for PCB contamination in European eel (*Anguilla anguilla*). J Biotechnol 136: 135-139

Marohn L, Prigge E, Zumholz K, Klügel A, Anders H, Hanel R (2009). Dietary Effects on multi-element composition of European Eel (*Anguilla anguilla*) otoliths. Mar Biol 156(5): 927-933

Prigge E (2008) The influence of diet on fatty acid and stable isotope composition in European eel (*Anguilla anguilla*). Diplomarbeit Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 84 pp.

Schmidt W. (2008) Untersuchungen zur Schwermetall-Kontamination von Aalen (*Anguilla anguilla*) aus verschiedenen Habitaten. Diplomarbeit Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 83 pp.

#### **Vorträge**

Hanel, R (2006) 9. Maasholmer Meereskundliche Vorträge: „Der Aal – eine bedrohte Art“, Maasholm, Deutschland, 16.05.2006

Hanel, R (2007) London Natural History Museum Seminar: „EelTrace: Life history traits and migration behaviour of European Eel – The effects of habitat choice on eel spawner quality”, London, UK, 08.03.2007

Hanel, R (2007) Deutscher Fischereitag: “Was uns Aal-Otolithen erzählen können”, Eisenach, Deutschland, 13.09.2007

Hanel, R (2007) ICES Diadromous Fish Committee Meeting: “Spawning biology, recruitment and genetic population structure of European eel (*Anguilla anguilla*) in the Sargasso Sea”, Helsinki, Finnland, 20.09.2007

Hanel, R (2007) Info-Veranstaltung Seen-Beobachtungsprogramm: “Der Aal – eine bedrohte Art”, Plön, Deutschland, 13.11.2007

Hanel, R (2008): Jahreshauptversammlung des Kreissportfischerverbandes Plön: „Der Aal – eine bedrohte Art“, Grebin, Deutschland, 05.04.2008

Hanel, R (2008) Jahreshauptversammlung des Fischhegebezirks im Schwentinegebiet: “Der Aal – eine bedrohte Art?“, Preetz, Deutschland, 22.05.2008

Hanel, R (2008) 5<sup>th</sup> World Fisheries Congress: “Coupling of migration behaviour and individual fitness in European Eel – The effects of ambient salinity on eel spawner quality”, Yokohama, Japan, 20.10.2008

Jakob E, Zumholz K, Hanel R (2007) Habitat dependent parasite infestations and virus infections of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) in northern Germany. ICES/PICES Early Career Scientists Conference “New Frontiers in Marine Science”, Baltimore, Maryland, U.S.A., 27.06.2007

Jakob E, Hanel R, Steinhagen D (2008) Habitat bedingte Parasitierung und Virenlast des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) aus norddeutschen Gewässern. 24. Ichthyoparasitologisches Symposium der Deutschen Gesellschaft für Parasitologie, Boiensdorf, Deutschland, 23.05.2008

Jakob E, Neuhaus H, Steinhagen D, Hanel R (2008) Monitoring der Parasiten- und Virenlast des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) aus norddeutschen Gewässern. XII. Gemeinschaftstagung der Deutschen, Österreichischen und Schweizer Sektionen der European Association of Fish Pathologists (EAFP), Jena, Deutschland, 08. - 10.10.2008

Marohn L, Jakob E, Zumholz K, Hanel R (2008). Migratory behaviour and habitat choice of the European eel (*Anguilla anguilla*). Microchemical otolith analyses provide an insight into the environmental history of an endangered species. 3rd International student conference. Biodiversity and functioning of aquatic ecosystems in the baltic sea region. Klaipeda (Juodkrante), Litauen 9.-12.10.2008

Zumholz K (2006) Biomineralized Tissues- what their chemical composition can tell us about environmental conditions. 2nd Sino-German Summer-School. Kiel, Deutschland, 8.-18.08.2006



Zumholz K, Jakob E, Hanel R (2006). EelTrace. Life history traits and migration behaviour of the European Eel -The effects of habitat choice on eel spawner quality- ICES Annual Science Conference, Maastricht, Niederlande, September 2006

**Poster:**

Jakob E, Zumholz K, Hanel R (2006) The influence of habitat choice on parasite infestation of European eel in northern Germany. ICES Annual Science Conference Maastricht, Niederlande, September 2006,

Jakob E, Zumholz K, Hanel R (2006) Parasite infestation and migration behaviour of the European Eel. Neues aus dem Meer, Büsum, Deutschland, Oktober 2006,

Marohn L, Zumholz K, Klügel A, Anders H, Hanel R (2008). Microchemical analyses of European eel (*Anguilla anguilla*) otoliths. 9th European workshop on laser ablation in elemental and isotopic analysis. Prag, Tschechien, 7.-9.07.2008

**Ausgewählte Medienauftritte:**

Welt am Sonntag  
Wissen: 14. September 2008:  
Tod in den Turbinen

WDR5  
Leonardo – Wissenschaft und mehr: 28.08.2008:  
Wissenschaftler erforschen ein Phänomen: Aale

WDR 5  
Leonardo – Wissenschaft und mehr: 31.07.2007:  
Wandern mit Hindernissen: Der Aal ist vom Aussterben bedroht

Kieler Nachrichten: 09.05.2007:  
Tausende Aale ausgesetzt.

### **3.1.2 Aufzuchtsexperimente**

Im Rahmen von drei getrennten Aufzuchtsexperimenten sollten mögliche Einflussfaktoren auf die Spurenelementeinlagerung in Aal-Otolithen auf ihre Wirksamkeit untersucht und, sofern möglich, eine Kalibrierung vorgenommen werden. Während derzeit vor allem der Ionengehalt des umgebenden Mediums für unterschiedliche Spurenelementmuster verantwortlich gemacht wird, blieben weitere mögliche Variable, wie Temperatur und Zusammensetzung der Nahrung weitestgehend unberücksichtigt.

#### **3.1.2.1 Der Einfluss der Nahrung auf die mikrochemische Zusammensetzung von Aal- (*Anguilla anguilla*) Otolithen**

Im Zuge der experimentellen Arbeiten konnte zusätzlich zu den im Antrag vorgesehenen Aufzuchtsexperimenten auch der Einfluss unterschiedlicher Futtermitteln auf die Einlagerung von Neben- und Spurenelementen in Aalotolithen untersucht und publiziert werden (Marohn et al. 2009). Es folgt eine Zusammenfassung der Arbeit. Der komplette Artikel „Dietary effects on multi-element composition of European eel (*Anguilla anguilla*) otoliths“ ist im Anhang zu finden.

Zusammenfassung:

Die Analyse der mikrochemischen Zusammensetzung von Otolithen ist ein bewährtes Mittel, um das individuelle Wanderverhalten von diadromen Fischen nachzuvollziehen. Das Verfahren beruht auf der etablierten Annahme, dass die Elementzusammensetzung von Fischotolithen direkt von den physikalischen Eigenschaften des umgebenen Wassers abhängt (Campana 1999). Für verschiedene Fischarten wurde auch von endogenen Faktoren wie der Zusammensetzung der Nahrung berichtet, die die Einlagerung von Elementen in die Otolithen beeinflussen (Limburg 1995; Farrell and Campana 1996; Gallahar and Kingsford 1996; Buckel et al. 2004) und so zu Fehlinterpretation von Wanderstudien führen können.

In der vorliegenden Studie wurde der Effekt von sieben verschiedenen Futterorganismen und einem artifiziellem Futter auf die Mikrochemie von Otolithen des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) getestet. Über einen Zeitraum von acht Wochen wurden die Tiere in einem Süßwasserkreislauf gehalten und mit verschiedenen Futtermitteln gefüttert. Anschließend wurden sie mittels

Laserablations-Massenspektrometrie mit induktiv gekoppelter Plasma-Ionenquelle (LA-ICP-MS) analysiert.

Unsere Arbeit zeigt erstmals, dass Futter keinen signifikanten Einfluss auf die Einlagerung von Natrium, Strontium, Barium, Magnesium, Mangan, Kupfer und Yttrium in die Otolithen des Europäischen Aals hat. Mikrochemische Untersuchungen der Gehörsteine spiegeln demzufolge tatsächlich die Elementzusammensetzung des Wassers wieder und eignen sich aus diesem Grund für die Rekonstruktion des Wanderverhaltens und die Habitatpräferenz der Fische. Der Ausschluss von möglichen störenden Faktoren ist für die Interpretation der gewonnenen Daten von großer Wichtigkeit.

### **3.1.2.2 Temperatureinfluss auf die Einlagerung von Neben- und Spurenelementen in Aal (*Anguilla anguilla*) Otolithen**

In diversen Studien an verschiedenen Fischarten (z.B. Hoff und Fuiman 1995 (*Sciaenops ocellatus*); Bath Martin et al. 2004 (*Leiostomus xanthurus*)) wurde gezeigt, dass die Temperatur des umgebenden Wassers einen Effekt auf die Einlagerung von Neben- und Spurenelementen in Otolithen haben kann.

Der durchgeführte Versuch über den Temperatureinfluss auf die Einlagerung von Neben- und Spurenelementen in Otolithen des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) sollte klären, ob und in welchem Ausmaß die umgebene Wassertemperatur die Einlagerung von 16 Elementen ( $^7\text{Li}$ ,  $^{23}\text{Na}$ ,  $^{25}\text{Mg}$ ,  $^{43}\text{Ca}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{65}\text{Cu}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Rb}$ ,  $^{88}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Y}$ ,  $^{90}\text{Zr}$ ,  $^{93}\text{Nb}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{138}\text{Ba}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) in die Aal-Otolithen beeinflusst. Dazu wurden juvenile Aale (ca. 15-30 cm) für 14 Wochen bei 14°C, 19°C und 24°C gehalten. Je Temperatur wurden drei Replikate mit jeweils 30 Individuen besetzt, von denen je zehn Tiere für die Multielementanalyse der Otolithen verwendet wurden. Die Präparation der Otolithen und die Durchführung der LA-ICP-MS unterscheiden sich nicht von der Analytik im Versuch über den Nahrungseinfluss (siehe 3.1.2.1) und sind in der anhängenden Publikation „Dietary effects on multi-element composition of European eel (*Anguilla anguilla*) otoliths“ beschrieben.

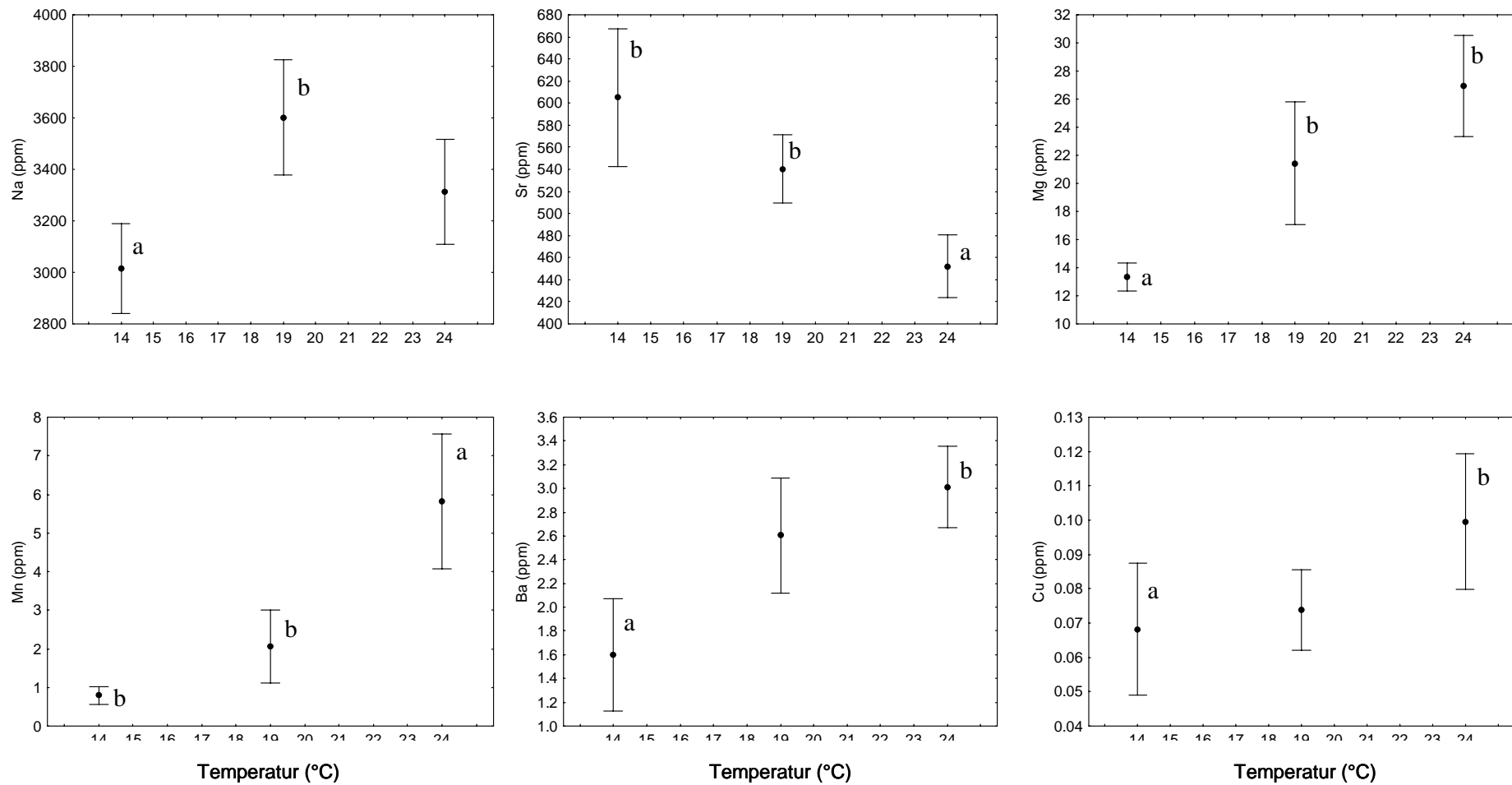
Es konnte gezeigt werden, dass die Otolithenchemie des Europäischen Aals durch die umgebende Wassertemperatur beeinflusst wird. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Temperaturgruppen wurden für Natrium, Strontium, Magnesium, Mangan, Barium und Kupfer (Abb. 3) sowie Zink, Yttrium und Zirkonium (Abb. 4) gefunden. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Temperatureffekte bei der

Interpretation der Elementverteilung in Aal-Otolithen berücksichtigt werden müssen. Sie können der Grund sein für bislang noch nicht erklärbare Konzentrationsveränderungen verschiedener Elemente entlang der Wachstumsachse der Otolithen.

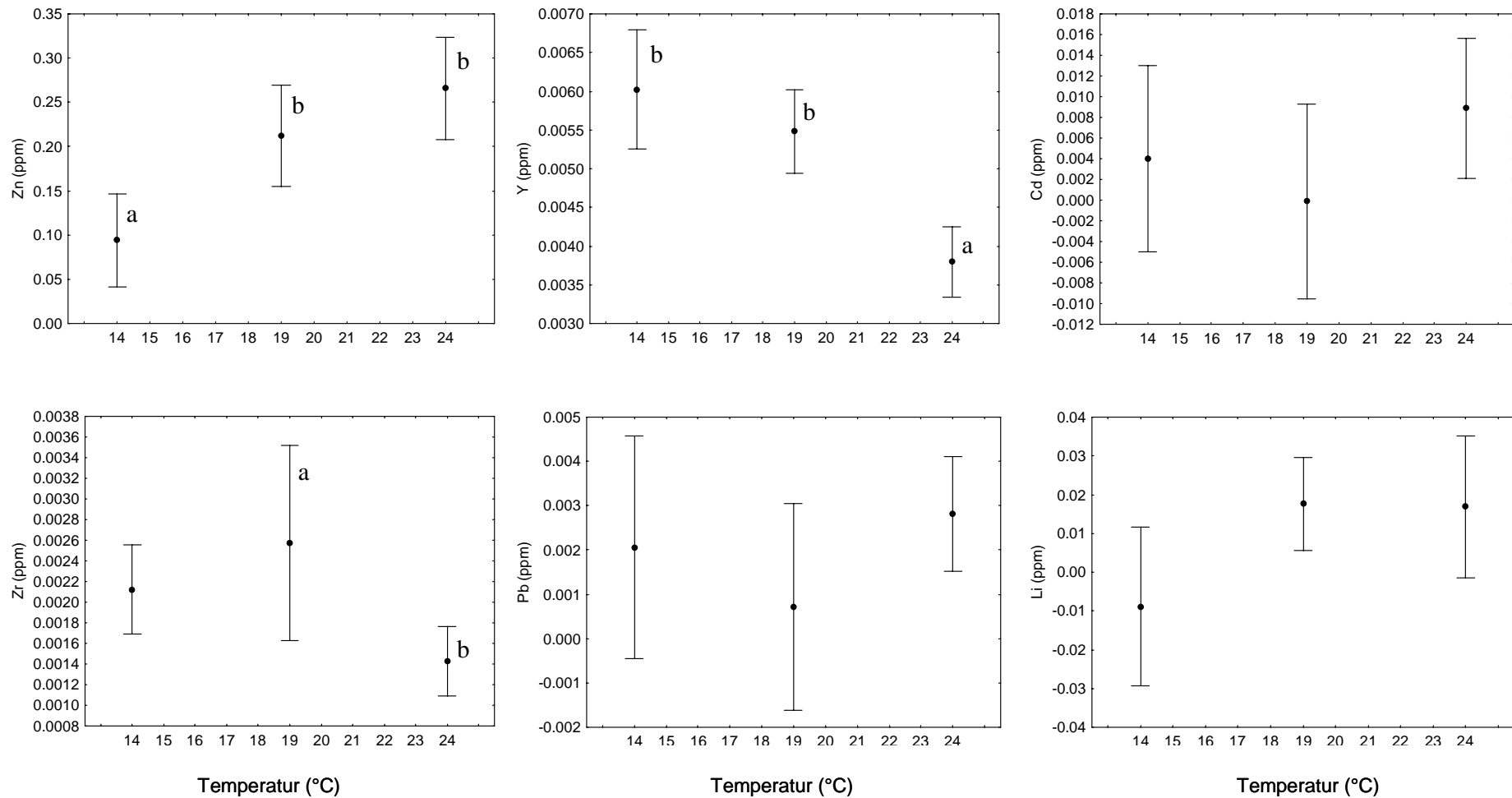
Der Einfluss auf die Strontium-Einlagerung, ein etablierter Indikator für den Salzgehalt des umgebenden Wassers, ist zwar signifikant, führt aber nicht zu Fehlinterpretationen von Sr-basierten Migrationsstudien am Aal. Der Temperatureinfluss auf dieses in der Otolithenforschung sehr bedeutende Element ist relativ gering. In unserer Arbeit wurde bei einer Temperaturerhöhung von 10°C eine Abnahme der Otolithen-Strontium-Konzentration von im Mittel etwa 200 ppm beobachtet (Abb. 3). Diese relativ geringe Konzentrationsänderung kann den Salzeffekt auf die Strontiumverteilung im Otolithen nicht überlagern. Je nach Salzkonzentration des umgebenden Wassers variieren die Sr-Konzentrationen im Otolithen zwischen wenigen 100 ppm im Süßwasser bis zu etwa 4000 ppm im Salzwasser und sind damit stabil gegenüber den temperaturbedingten Konzentrationsänderungen. In Phasen konstanter Umgebungssalzgehalte können temperaturbedingte Schwankungen der Sr-Konzentrationen in Kombination mit den erarbeiteten Erkenntnissen über die temperaturabhängige Einlagerung der oben erwähnten Elemente aber helfen, weitere Informationen über die erlebte Umwelt der Tiere zu erlangen (Aufenthaltort, Jahresgänge o.ä.).

Unsere Ergebnisse tragen grundlegend zu einem besseren Verständnis von Umwelteffekten auf die Multielement-Zusammensetzung von Aal-Otolithen bei und werden helfen, Änderungen in der Konzentration verschiedener Elemente zukünftig besser zu interpretieren.

Alle analytischen und statistischen Arbeiten sind abgeschlossen. Es ist geplant, die Ergebnisse noch im ersten Halbjahr 2009 in einer Fachzeitschrift zu veröffentlichen.



**Abbildung 3:** Natrium-, Strontium-, Magnesium-, Mangan-, Barium- und Kupferkonzentrationen in Aal-Otolithen in Abhängigkeit von der umgebenen Wassertemperatur (14°C, 19°C, 24°C). Die Punkte sind Mittelwerte, die Fehlerbalken zeigen den 95%-Konfidenzintervall. Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet (a, b).



**Abbildung 4:** Zink-, Yttrium-, Cadmium-, Zirkonium-, Blei- und Lithiumkonzentrationen in Aal-Otolithen in Abhängigkeit von der umgebenen Wassertemperatur (14°C, 19°C, 24°C). Die Punkte sind Mittelwerte, die Fehlerbalken zeigen den 95%-Konfidenzintervall. Signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet (a, b).

### **3.1.2.3 Salinitätsversuch**

Die Analysen von Aal-Otolithen aus Aufzuchtversuchen bei unterschiedlichen Salzgehalten zeigten zwar einen deutlichen und signifikanten Einfluss der Salinität des Umgebungswassers auf die chemische Zusammensetzung der Otolithen, die gefundenen Elementkonzentrationen wiesen jedoch hinsichtlich ihrer Absolutwerte signifikante Unterschiede im Vergleich zu Daten aus dem Freiland auf. Ein Grund hierfür liegt vermutlich in der im Vergleich zu natürlichem Meerwasser veränderten Ionenverfügbarkeit von künstlichem Meerwasser. Auch bei gleichen Ionenkonzentrationen muss davon ausgegangen werden, dass sich künstliches und natürliches Meerwasser in ihrer Beschaffenheit unterscheiden, was zum einen an der Konzentration von Huminstoffen und gelösten organischen Substanzen, andererseits auch an der bakteriellen Zusammensetzung liegen könnte. Um den Grund für diese Unterschiede zu untersuchen und um weitere Messpunkte für eine potentielle Kalibrierungskurve zu erhalten, sind weitere Experimente in marinen Durchflusssystemen geplant. Es erscheint uns daher sinnvoll, die Ergebnisse erst nach Abschluss dieser zweiten Versuchsphase in angemessener Form in einer internationalen Fachzeitschrift zu veröffentlichen.

### **3.1.3 Otolithen-Analytik**

#### **3.1.3.1 Wanderverhalten des Europäischen Aals in deutschen/europäischen Gewässern**

Entlang der Wachstumsachse der Aalotolithen wurde der Strontiumgehalt bestimmt. Dieser Parameter gibt Aufschluss über den Salzgehalt des umgebenen Wassers und ermöglicht es, den Aufenthalt der Aale in verschiedenen Gewässertypen nachzuvollziehen. Insgesamt wurden 321 Aale mittels LA-ICP-MS untersucht. Davon wurden 198 Individuen an sieben Brackwasserstandorten (Kattegatt, Maasholm, Friedrichsort, Fehmarn Belt, Finnischer Meerbusen, Elbmündung, Tagusmündung (Portugal)) gefangen, 105 an vier Süßwasserstandorten (Plöner See, Eider, Elbe, Oder) und 18 an einem voll marinem Standort (Helgoland).



**Abbildung 5:** Geschliffener Aal-Otolith. Die Wachstumsringe und die Spur des Lasers sind deutlich zu erkennen

Die Habitate wurden in marines Gewässer (M), Brackwasser (B) und Süßwasser (F) unterschieden und die Individuen entsprechend ihrer Strontium-Profile in verschiedene Gruppen eingeteilt:

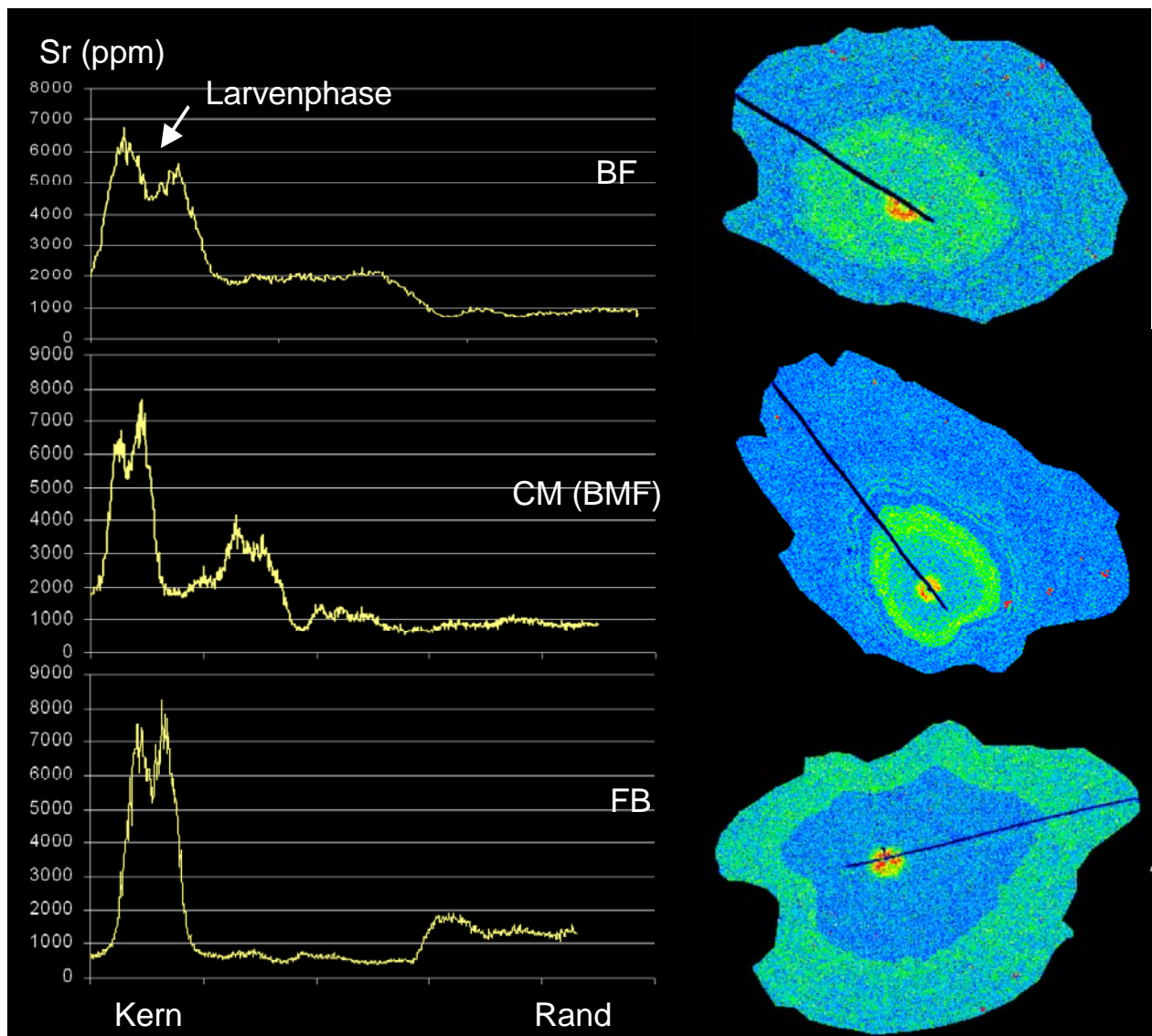
<b>F:</b> Aufenthalt ausschließlich im Süßwasser	(Freshwater)
<b>FB:</b> Wanderung vom Süßwasser ins Brackwasser	(Freshwater- <b>B</b> rackish water)
<b>FM:</b> Wanderung vom Süßwasser ins Salzwasser	(Freshwater- <b>M</b> arine water)
<b>B:</b> Aufenthalt ausschließlich im Brackwasser	( <b>B</b> rackish water)
<b>BF:</b> Wanderung vom Brackwasser ins Süßwasser	( <b>B</b> rackish water- <b>F</b> reshwater)
<b>BM:</b> Wanderung vom Brackwasser ins Salzwasser	( <b>B</b> rackish water- <b>M</b> arine water)
<b>M:</b> Aufenthalt ausschließlich im Salzwasser	( <b>M</b> arine water)
<b>MF:</b> Wanderung vom Salzwasser ins Süßwasser	( <b>M</b> arine water- <b>F</b> reshwater)
<b>MB:</b> Wanderung vom Salzwasser ins Brackwasser	( <b>M</b> arine water- <b>B</b> rackish water)
<b>CM:</b> mehrfacher Wechsel zwischen Habitaten	( <b>C</b> omplex <b>M</b> igration)

Die larvale Phase, im Strontiumgehalt deutlich anhand ihrer hohen Absolutwerte erkennbar (Abb. 6), wurde nicht berücksichtigt. Unser Ziel war es, die Wanderbewegungen von Aalen ab Beginn der kontinentalen Phase zu entschlüsseln. (Abbildungen der Wandermuster an den einzelnen Standorten befinden sich im Anhang (Abb. 19)).

Die Otolithenanalysen zeigen ein sehr heterogenes Wanderverhalten des Europäischen Aals (Tab. 4). Etwa ein Drittel aller untersuchten Aale hielt sich während der kontinentalen Phase ausschließlich im Süßwasser auf. Etwa 20% der Aale zeigen ein komplexes Wanderverhalten mit mehrmaligen Wechseln zwischen verschiedenen Habitaten. Von diesen insgesamt 70 Aalen wechselten 63% zwischen Salz- und Brackwasser, ohne jemals ins Süßwasser einzuwandern. Die restlichen



Tiere dieser Gruppe wanderten zwischen Süß- und Brackwasser (23%) oder hielten sich sowohl in Salz- als auch in Brack- und Süßwasser auf (14%).



**Abbildung 6:** Beispiel-Strontiumprofile verschiedener Wandermuster. Abgebildet sind links die durch LA-ICP-MS ermittelten Strontiumwerte entlang eines Transekts vom Kern zum Rand des Otolithen. Rechts sind die dazugehörigen Aufnahmen der Elektronenstrahl-Mikrosonde aufgeführt. Die Laserspuraufzeichnung ist deutlich zu erkennen.

**Tabelle 4:** Wanderverhalten des Europäischen Aals. Aufgeführt sind die Anzahl Individuen pro Wandergruppe (N) und deren prozentualer Anteil für die Gesamtheit aller untersuchten Aale und für die einzelnen Habitate.

	gesamt		Süßwasserstandorte		Brackwasserstandorte		Salzwasserstandorte	
	N	%	N	%	N	%	N	%
<b>F</b>	98	30.5	79	75.2	19	9.6	0	0.0
<b>CM</b>	70	21.8	8	7.6	60	30.3	2	11.1
<b>B</b>	49	15.3	0	0.0	48	24.2	1	5.6
<b>FB</b>	46	14.3	7	6.7	38	19.2	1	5.6
<b>BF</b>	22	6.9	8	7.6	14	7.1	0	0.0
<b>FM</b>	13	4.0	0	0.0	3	1.5	10	55.6
<b>BM</b>	8	2.5	0	0.0	5	2.5	3	16.7
<b>MB</b>	8	2.5	0	0.0	8	4.0	0	0.0
<b>MF</b>	5	1.6	3	2.9	2	1.0	0	0.0
<b>M</b>	2	0.6	0	0.0	1	0.5	1	5.6

Die in Süßwasser gefangenen Aale erwiesen sich als relativ standorttreu. 79% hielten sich während ihrer gesamten kontinentalen Lebensphase bis zum Fang ausschließlich im Süßwasser auf. Wie viele dieser Aale aus Besatzmaßnahmen stammen, ist für die in die Nordsee mündenden Flüsse Elbe und Eider anhand von Spurenelementmessungen leider nicht eruierbar. Für die ostseeassoziierten Gewässer Oder und Schwentine (Plöner See) gilt aber, dass jeder natürlich aufgestiegene Aal vor der Süßwasserphase das charakteristische Brackwassersignal der Ostsee in seinen Otolithen eingelagert haben muss. Fehlt dieses Brackwassersignal, ist davon auszugehen, dass das Tier die Ostsee nicht durchschwommen hat, sondern direkt in die Binnengewässer eingesetzt wurde.

In allen beprobten Süßgewässern ist die Tendenz zu einer relativ hohen Standorttreue zu erkennen. Lediglich acht Tiere (7,6%) zeigen ein komplexes Wanderverhalten. Vier sind einmalig vom Süßwasser ins Brackwasser abgewandert und anschließend wieder ins Süßwasser zurückgekehrt, einer ist mehrmals zwischen Süß- und Brackwasser gewechselt und drei Aale sind nach einem Aufenthalt in brackigem Wasser erneut ins Salzwasser gewechselt und danach erst ins Süßwasser eingewandert.

Von allen in Süßwasser gefangenen Aalen haben insgesamt 14 Individuen (13,3%) zu Beginn der kontinentalen Phase längere Zeit im Salz- oder Brackwasser verbracht und entsprechen damit der klassischen Annahme von einem katadromen Wanderverhalten des Europäischen Aals.

Das Wanderverhalten der Aale der verschiedenen Brackwasserstandorte zeigt eine sehr heterogene Verteilung. 30% aller im Brackwasser gefangenen Tiere sind

während der kontinentalen Phase mehrmals zwischen unterschiedlichen Salzgehalten gewechselt. Der größte Anteil dieser Wechsel fand zwischen Salz- und Brackwasser statt, besonders ausgeprägt ist dies an den Standorten der westlichen Ostsee (Kattegatt, Maasholm, Kieler Förde). Besonders im Kattegatt herrschen in Abhängigkeit vom Wassereinstrom aus der Nordsee unterschiedliche Salzgehaltsregime. Aufgrund der Salzgehaltsvariationen vor Ort sind die Schwankungen der Sr-Werte in den Otolithen daher vermutlich auf Änderungen in der Hydrographie zurückzuführen und nicht auf aktives Wanderverhalten der Aale. Der Anteil der Aale, die Phasen ihres Lebens im Süßwasser verbracht haben nimmt in der Ostsee nach Osten hin zu. Im Kattegatt waren es lediglich 18%, in Maasholm nur knapp 14% und in der Kieler Förde gut 20% der gefangenen Tiere, während im Fehmarn Belt bereits 56% und im Finnischen Meerbusen sogar über 86% im Laufe ihres Lebens im Süßwasser gewesen sind. Es ist zu berücksichtigen, dass an den beiden östlichen Standorten Blankaale gefangen wurden, während in der westlichen Ostsee überwiegen Gelbaale untersucht wurden. Allerdings hatte der Großteil der Aale aus dem Fehmarn Belt und dem Finnischen Meerbusen den Kontakt zu Süßwasser bereits zu frühen Lebenszeitpunkten, so dass das höhere Alter dieser Tiere keinen Effekt auf die Ergebnisse haben sollte. Von größerer Bedeutung sind Unterschiede im Besatzaufwand in den verschiedenen Regionen des Ostseeinzugsgebietes. 96% der vor Finnland gefangenen und 53% der im Fehmarn Belt gefangenen Aale, die Kontakt zu Süßwasser hatten, hatten diesen zu Beginn der kontinentalen Phase. Bei diesen Tieren kann es sich um Besatzaale handeln. Bei den in der westlichen Ostsee gefangenen Aalen handelte es sich größtenteils um noch nicht abwanderungsbereite Gelbaale. Die Anteile der Aale mit Süßwasserphasen ist dort deutlich geringer, was den Schluss erlaubt, dass die Gelbaalfischerei in der westlichen maßgeblich von nicht besetzten Aalen profitiert.

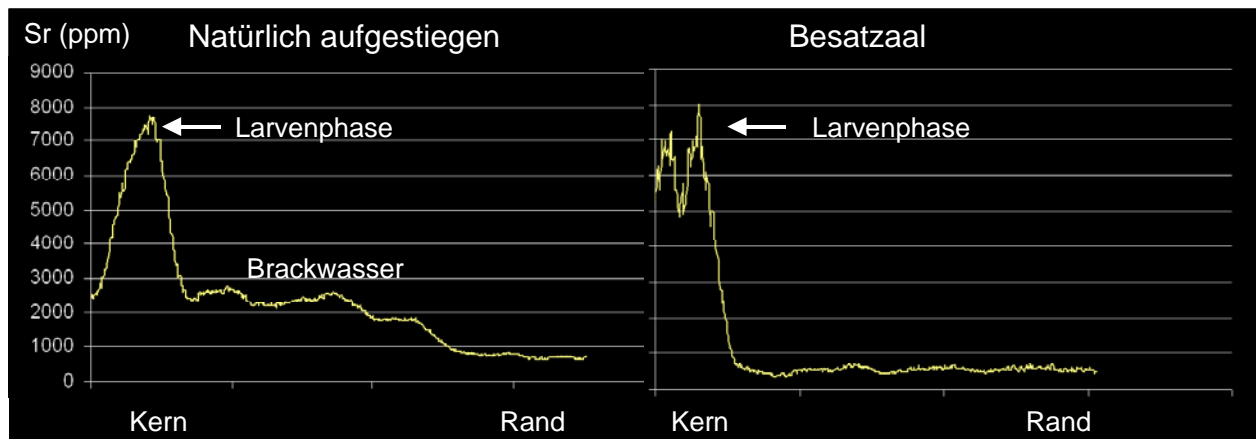
Der einzige marine Standort um Helgoland zeigt die Auffälligkeit, dass lediglich einer der untersuchten 18 Aale die gesamte kontinentale Lebensphase im Salzwasser verbracht zu haben scheint. Alle anderen Individuen hatten hielten sich zumindest kurzzeitig in Süßwasser (67%) oder in Brackwasser (28%) auf. Der Großteil der Tiere lebte zu Beginn der kontinentalen Phase im Süßwasser und wanderte erst anschließend ins Salzwasser ein. Da es sich bei den vor Helgoland gefangenen Tieren nicht um abwanderungsbereite Blankaale handelte, ist davon auszugehen,

dass sich die Aale das marine Milieu aktiv als Habitat wählten. Ob die vorhergegangene Süßwasserphase auf Besatzmaßnahmen oder auf das aktive Einwandern in Süßgewässer zurückzuführen ist, kann nicht mit abschließender Sicherheit geklärt werden.

### **3.1.3.2 Unterscheidung von besetzten und natürlich aufgestiegenen Aalen**

Aalbesatzmaßnahmen spielen eine wichtige Rolle bei der Bewirtschaftung von europäischen Binnengewässern und werden als wichtige Maßnahme zur Stützung des gefährdeten Aalbestandes betrachtet. Trotzdem bleibt bis heute völlig ungeklärt, welche Auswirkungen der Besatz von Aalen auf deren Orientierung während der Abwanderung und damit auf deren Reproduktionserfolg hat. Es muss hinterfragt werden, ob Aale, die fernab ihres Fangortes in den Flussmündungen Frankreichs und Spaniens in mittel- und nordeuropäische Binnengewässer besetzt werden, in der Lage sind, den Weg in ihre Laichgründe in der Sargasso-See zu finden bzw. zum richtigen Zeitpunkt mit der Abwanderung zu beginnen. Anzeichen für Störungen bei der Laichwanderung von Besatzaalen in der Ostsee wurden bereits gefunden (Westin 2003). Bisher ist es nicht möglich, wild gefangene Individuen zweifelsfrei als Besatzaale zu identifizieren. Um den Erfolg von Besatzmaßnahmen an der Stützung des Aalbestandes beurteilen zu können, ist eine solche Identifikation jedoch unerlässlich.

Aufgrund der hydrographischen Bedingungen in der Ostsee ist die Unterscheidung von natürlich eingewanderten Aalen und Besatztieren in den ostseeassoziierten Binnengewässern mittels einer räumlich aufgelösten Analyse der Strontiumverteilung im Otolithen möglich. Das brackige Wasser der Ostsee hinterlässt in den Otolithen der natürlich aufgestiegenen Aale charakteristische Strontium-Muster, die während der Wanderung durch das Brackwasser angelegt werden. Fehlen diese erhöhten Strontium-Konzentrationen, handelt es sich um Besatzaale, da diese Individuen die Binnengewässer erreicht haben, ohne das Brackwasser der Ostsee durchschwommen zu haben (Abb. 7). Auf Grundlage dieser Zusammenhänge wurden die Besatzaal-Anteile in den Fängen der Oder und des Plöner Sees ermittelt. Im Plöner See lag der Anteil der natürlich aufgestiegenen Aale bei 20% in der Oder etwas höher bei 23% (Abb. 8).

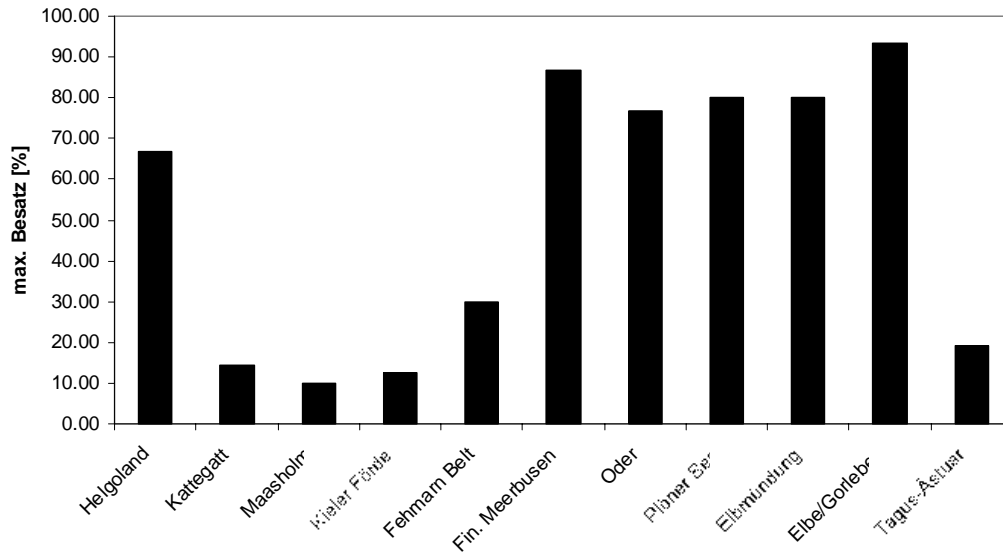


**Abbildung 7:** Abgebildet sind die Strontiumprofile entlang der Wachstumsachse zweier Otolithen von Aalen aus der Oder. Die Brackwasserphase, vor dem Einwandern in die Oder ist bei dem natürlich aufgestiegenen Aal deutlich zu sehen. Bei dem Besatztier fehlt diese Phase.

Zwar gilt dieser Zusammenhang für alle anderen untersuchten Standorte nicht. Es ist aber trotzdem möglich, auch dort Angaben über maximale Anteile von Besatzaalen zu machen. Diesem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass Besatzaale als küstennah gefangene Glasaale direkt nach dem Fang in Aalfarmen überführt und dort im Süßwasser vorgestreckt werden. Alle Individuen, die zu Beginn der kontinentalen Phase ein Strontium-Süßwassersignal eingelagert haben sind demnach potentielle Besatzaale. Dieses Verfahren ermöglicht keine exakte Bestimmung des Besatzaal-Anteils in einem Fang, eignet sich aber dazu, einen maximalen Besatzaal-Anteil zu definieren.

An den Standorten der westlichen Ostsee stammt ein relativ geringer Anteil der gefangenen Tiere aus Besatzmaßnahmen. Im Kattegatt, vor Maasholm und in der Kieler Förde waren in den Fängen maximal 14% der Tiere aus Besatzmaßnahmen. Weiter östlich steigen die möglichen Anteile auf 30% im Fehmarn Belt und auf 86% im Finischen Meerbusen.

Von den um Helgoland gefangenen Aalen hatten 2/3 der Tiere zu Beginn der kontinentalen Phase Kontakt zu Süßwasser und kommen damit als potentielle Besatzaale in Frage.



**Abbildung 8:** Maximaler Anteil an Besatzaalen am Gesamtfang der verschiedenen Standorte

### 3.1.4 Parasitologie

Insgesamt wurden im Projektzeitraum parasitologische Untersuchungen an 310 Aalen von elf Standorten durchgeführt (Tab. 5).

**Tabelle 5:** Probenahmestandorte. \* = diese Aale wurden nicht parasitologisch untersucht

Standort	Habitat	Mittlere TL (cm) ± S.D.	Mittlers TG (g) ± S.D.	N Aale	Fangdatum
Plöner See	See	91.7 ± 6.7	1641 ± 358	30	Mai 2006
Eider	Fluss	49.7 ± 11.9	301 ± 298	30	September 2006
Elbe/Gorleben	Fluss	79.9 ± 7.3	1014 ± 328	30	August 2007
Oder*	Fluss	51.9 ± 10.9	292 ± 206	30	Oktober 2006
Elbmündung	Fluss/Ästuar	78.0 ± 5.6	1016 ± 195	30	Oktober 2007
Kieler Förde/Friedrichsort	Brackwasser	63.9 ± 9.6	486 ± 235	30	April/Mai 2006
Maasholm/Ostsee	Brackwasser	71.5 ± 7.4	748 ± 359	30	Juni 2006
Fehmarn Belt/Ostsee	Brackwasser	84.6 ± 5.0	1327 ± 222	30	Oktober 2006
Helgoland/Nordsee	Salzwasser	59.4 ± 8.5	356 ± 174	20	Juli 2006
Græsholm/Kattegat	Salzwasser	55.0 ± 4.0	549 ± 42	30	Mai 2008
Kotka/ Finnischer Meerbusen	Brackwasser	84.0 ± 7.0	841 ± 70	30	Okt/Nov 2007
Tagus Ästuar/Portugal	Fluss/Ästuar	26.9 ± 3.7	34 ± 14	30	Juli 2007

Bisher konnten bei der vergleichenden Untersuchung der Aale aus den elf Probenahmestandorten 35 metazoische Parasitenarten nachgewiesen werden. Die Parasitenfauna der untersuchten Aale aus den verschiedenen Habitaten setzt sich sowohl aus Generalisten (unspezifisches Wirtsspektrum) als auch aus Aal-Spezialisten zusammen. Die vergleichende Darstellung der Parasitenfauna der einzelnen Habitate mit Prävalenzen (prozentualer Anteil an befallenen Tieren innerhalb der Stichprobe), Intensitäten (Zahl der Parasitenindividuen pro Wirt), mittleren Intensitäten (mittlere Zahl der Parasitenindividuen pro Wirt) und mittleren Abundanzen (mittlere Zahl der Parasitenindividuen in der gesamten Stichprobe) sind für die deutschen Gewässer in den Tabellen 6 und 7 dargestellt. Die entsprechende Darstellung für die zusätzlich untersuchten Standorte Portugal, Dänemark und Finnland sind aus Tabelle 8 ersichtlich.

**Tabelle 6:** Parasitenfauna der Süßwasserstandorte. P=Prävalenz in Prozent, ml=mittlere Intensität, I=Intensität, mA=mittlere Abundanz

Standort Mittlere Totallänge ± S.D. (in cm)	Plöner See 91.7 ± 6.7				Eider 49.7 ± 11.9				Elbmündung 78.0 ± 5.6				Elbe/Gorleben 79.9 ± 7.3			
	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA
<b>Digenea</b>																
<i>Diplostomum spathaceum</i>	100	5,2	1-15	5,20	10	1,30	1-2	0,13	3	2	2	0.06				
<i>Lecithochirium rufoviride</i>																
<i>Helicometra fasciata</i>																
<i>Podocotyle atomon</i>																
<i>Deropristis inflata</i>																
<i>Plagioporus</i> sp.	63,3	109,7	1-1630	69,44												
<b>Monogenea</b>																
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	86,6	11,0	1-95	9,53	100	64,30	3-236	64,30	80	20,5	1-147	16,4	53,3	15	1-115	8,07
<b>Cestoda</b>																
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	86,6	5,7	1-19	4,94	50	3,10	1-8	1,55	50	4,9	1-8	2,45	53,3	5,9	1-31	3,13
<i>Bothriocephalus claviceps</i>	60	2,3	1-5	1,38	46	3,00	1-9	1,38	33,3	6,1	1-23	2,01	50	3	1-14	1,8
<i>Proteocephalus</i> sp.	43,3	6,6	1-19	2,86												
<b>Nematoda</b>																
<i>Eustrongylides mergorum</i>	53,3	2,1	1-4	1,12					3,3	2	2	0.06				
<i>Contraecaecum (rudolphii)</i>	20	2,2	1-4	0,44												
<i>Camallanus lacustris</i>	83,3	22,2	1-79	18,49	13,3	7,50	1-21	1,00	20	18,6	1-103	3,72	10	1	1	0,1
<i>Anguillicola crassus</i>	93,3	4,7	1-12	4,39	83,3	3,76	1-13	3,13	86,6	9,5	1-47	8,17	76,6	5,1	1-18	3,90
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	10	1,3	1-2	0,13												
<i>Raphidascaris acus</i>					3,3	2,00	2	0,07	23,3	246,4	1-600	56,67	13,3	3	1-7	0,33
<i>Spinitectus inermis</i>									10	8	1-19	0,8	6,6	1	1	0,07
<b>Acanthocephala</b>																
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>					20	5,30	1-26	1,06	6,6	373,5	3-744	22,41				
<i>Pomorhynchus laevis</i>									6,6	1	1	0,06	23,3	3,4	1-11	0,8
<b>Crustacea</b>																
<i>Ergasilus gibbus</i>	3,3	1,0	1	0,03	30	2,30	1-5	0,69	3	1	1	0,03	10	1	1	0,1
<i>Lernaecera branchialis</i>																
<i>Argulus foliaceus</i>					3,3	1,00	1	0,03								

**Tabelle 7:** Parasitenfauna der Brack- und Salzwasser Standorte. P=Prävalenz in Prozent, ml=mittlere Intensität, I=Intensität, mA=mittlere Abundanz

Standort Mittlere Totallänge ± S.D. (in cm)	Friedrichsort/Kieler Förde 63.9 ± 9.6				Maasholm 71.5 ± 7.4				Fehmarn Belt 84.6 ± 5.0				Helgoland 59.4 ± 8.5			
	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA
<b>Digenea</b>																
<i>Diplostomum spathaceum</i>					3,3	4,00	4	0,13	20	3,50	1-8	0,70				
<i>Lecithochirium rufoviride</i>													90	45,80	7-193	41,22
<i>Helicometra fasciata</i>													80	12,50	1-37	10,00
<i>Podocotyle atomon</i>	33,3	4,30	1-11	1,43	43	10,84	1-56	4,66	20	4,30	2-8	0,86	5	1,00	1	0,05
<i>Deropristis inflata</i>	40	10,80	1-64	4,32	46	9,74	1-56	4,48	36,6	34,60	1-180	12,66	20	1,30	1-2	0,26
<i>Brachyphallus crenatus</i>									6,6	12,5	11-14	0,83				
<b>Monogenea</b>																
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.	43,3	26,20	1-202	11,34	46	4,78	1-36	2,20	76	11,26	1-62	8,56				
<b>Cestoda</b>																
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>	16,6	5,20	1-18	0,86	13,3	2,75	1-5	0,37	3	5,8	1-12	0,17				
<i>Bothriocephalus claviceps</i>									13	1	1	0,13				
<i>Tetraphyllidea</i> indet. ( <i>Scol. pleu.</i> )													5	1,00	1	0,05
<b>Nematoda</b>																
<i>Eustrongylides mergorum</i>									10	4,3	1-8	0,43				
<i>Contracaecum (rudolphi)</i>	13,3	1,00	1	0,13	23	6,14	1-26	1,41	33,3	5,4	1-12	1,80				
<i>Hysterothylacium aduncum</i>									3	4	4	0,12	10	1,00	1	0,10
<i>Camallanus lacustris</i>	3,3	1,00	1	0,03					10	1,3	1-2	0,13				
<i>Anguillicola crassus</i>	40	3,00	1-14	1,20	46	4,50	1-24	2,07	40	2,40	1-10	0,96				
<i>Ansiakis simplex</i>					3,3	3,00	3	0,10								
<i>Paraquimperia tenerrima</i>					23	6,00	1-22	1,38								
<i>Paracuarua adunca</i>									3	9	9	0,27				
<b>Acanthocephala</b>																
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>																
<i>Paratenuisentis</i> cf. <i>ambiguus</i>					6,6	1,00	1	0,07								
<b>Crustacea</b>																
<i>Ergasilus gibbus</i>									3,3	1	1	0,03				
<i>Lernaeocera branchialis</i>	13,3	1,80	1-3	0,24												
<i>Argulus foliaceus</i>																

Im Süßwasser waren Cestoden (Bandwürmer) und Nematoden (Fadenwürmer) die häufigsten Parasiten-Taxa, während die in marinen Habitaten gefangenen Aale hauptsächlich mit digenen Trematoden (Saugwürmern) befallen waren. Die Aale aus den Brackwasser-Standorten der Ostsee wiesen eine sehr diverse Parasitenfauna auf, die sich sowohl aus Süßwasser- als auch aus marinen Parasiten zusammensetzt. Die diverseste Parasitenfauna konnte für die Aale von Maasholm ( $H' = 1,82$ ) nachgewiesen werden, gefolgt von den Aalen aus dem Finnischen Meerbusen ( $H' = 1,76$ ) und aus dem Fehmarn Belt ( $H' = 1,67$ ) (Tab. 9). Die Aale, die vor Helgoland gefangen wurden, wiesen dagegen die geringste Parasitendiversität ( $H' = 0,55$ ) auf (Tab. 9).



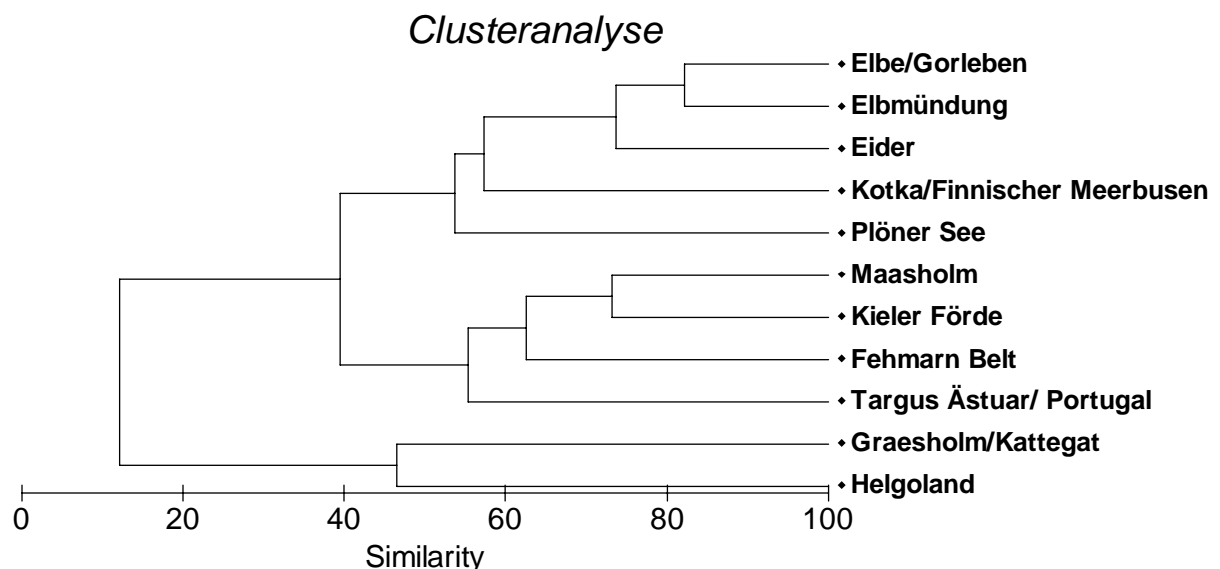
**Tabelle 8:** Parasitenfauna der drei Outgroups. P=Prävalenz in Prozent, ml=mittlere Intensität, I=Intensität, mA=mittlere Abundanz

Standort	Græsholm/Kattegat				Kotka/Finnischer Meerbusen				Tagus Ästuar/Portugal			
	55.0 ± 4.0				84.0 ± 7.0				26.9 ± 3.7			
Mittlere Totallänge ± S.D. (in cm)	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA	P %	ml	I	mA
<b>Digenea</b>												
<i>Diplostomum spathaceum</i>					53	2,7	1-8	1,4				
<i>Lecithochirium rufoviride</i>	46,6	14	1-126	6,53								
<i>Helicometra fasciata</i>												
<i>Podocotyle atomon</i>	3,3	2	2	0,07					3,3	2	2	0,06
<i>Deropristis inflata</i>	90	14,6	1-81	13,17					13	1	1	0,13
<i>Brachyphallus crenatus</i>												
<i>Plagioporus cf. angulatus</i>					3,3	27	27	0,9				
<i>Plagioporus sp.</i>												
<i>Azygia lucii</i>					3,3	1	1	0				
<b>Monogenea</b>												
<i>Pseudodactylogyus spp.</i>					16	42	1-183	7	46,6	7,8	1-31	3,58
<b>Cestoda</b>												
<i>Proteocephalus macrocephalus</i>					16	5,8	1-14	1	3,3	1	1	0,03
<i>Bothriocephalus claviceps</i>					30	2,4	1-4	0,7				
<i>Tentacularia coryphaenae</i>									3,3	1	1	0,03
<b>Nematoda</b>												
<i>Eustrongylides mergorum</i>												
<i>Contraecum (rudolphii)</i>	13,3	4,5	1-14	0,6					23	2	1-6	0,46
<i>Hysterothylacium aduncum</i>												
<i>Camallanus lacustris</i>					36,6	2,3	1-7	0,8				
<i>Anguillicola crassus</i>					23	3,3	1-13	0,7	83,3	5,6	1-38	4,66
<i>Raphidascaris acus</i>					10	2,3	1-5	0,2				
<i>Spinitectus inermis</i>												
<i>Goezia anguillae</i>									26	1,4	1-3	0,36
<i>Cucullanus truttae</i>									20	1,6	1-3	0,32
<i>Paracuaría adunca</i>												
<b>Acanthocephala</b>												
<i>Paratenuisentis ambiguus</i>												
<i>Pomorhynchus laevis</i>												
<i>Acanthocephalus anguillae</i>					3,3	61	61	2				
<i>Acanthocephalus lucii</i>									3,3	1	1	0,03

**Tabelle 9:** Diversitäts-Indices der Aalparasitengemeinschaften

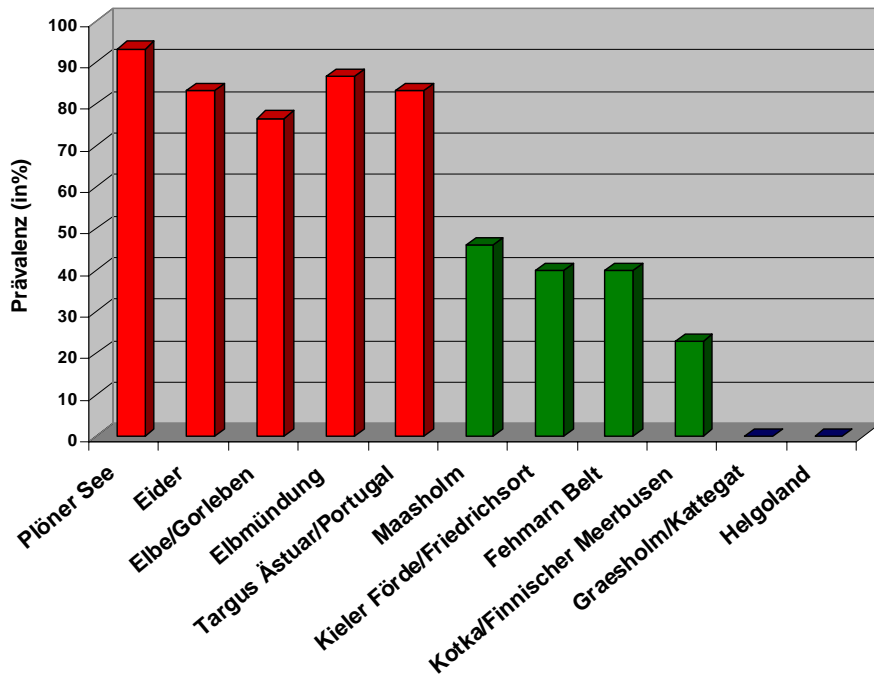
Standort	Habitat	n		Shannon's Diversitäts Index, $H'$	Shannon's Evenness, $E$	Berger-Parker Dominanz Index, $d$	Dominante Art
		Aale	Parasitenarten, $s$				
Plöner See	Fluss	30	13	1,42	0,55	0,59	<i>Plagioporus sp.</i>
Eider	Fluss	30	10	0,59	0,26	0,88	<i>Pseudodactylogyus spp.</i>
Elbe/Gorleben	Fluss	30	10	1,56	0,68	0,43	<i>Pseudodactylogyus spp.</i>
Elbmündung	Ästuar/Fluss	30	13	1,47	0,57	0,49	<i>Raphidascaris acus</i>
Kieler Förde	Brackwasser	30	8	1,25	0,60	0,58	<i>Pseudodactylogyus spp.</i>
Maasholm	Brackwasser	30	10	1,82	0,79	0,28	<i>Podocotyle atomon</i>
Fehmarn Belt	Brackwasser	30	15	1,67	0,62	0,43	<i>Deropristis inflata</i>
Helgoland	Salzwasser	20	6	0,55	0,31	0,80	<i>Lecithochirium rufoviride</i>
Gaesholm/Kattegat	Salzwasser	30	5	0,79	0,49	0,64	<i>Deropristis inflata</i>
Kotka/Finnischer Meerbusen	Brackwasser	30	12	1,76	0,71	0,47	<i>Pseudodactylogyus spp.</i>
Tagus Ästuar/Portugal	Ästuar/Fluss	30	10	1,30	0,56	0,46	<i>Anguillicola crassus</i>

Die vergleichende Untersuchung der Parasitenfauna der einzelnen Standorte lässt deutliche Unterschiede hinsichtlich der Zusammensetzung und Artenvielfalt erkennen. Eine Cluster-Analyse die auf Grundlage der Parasitenzusammensetzung der einzelnen Standorte auf Ähnlichkeiten testen soll, ergab eine klare Gruppierung in Süß-, Brack- und Salzwasser-Standorte (Abb. 9). Vergleichbare Untersuchungen aus Süß-, Brack- und Salzwasser-Habitaten Dänemarks (von Køie, 1988a, b) und Italiens (Di Cave et al. 2001; Kenndey et al. 1997, 1998) lieferten ähnliche Ergebnisse. Eine Gegenüberstellung dieser Arbeiten zeigt, dass die Parasitenfaunen von Aalen aus verschiedenen Regionen Europas sehr ähnlich in ihrer Zusammensetzung sind.

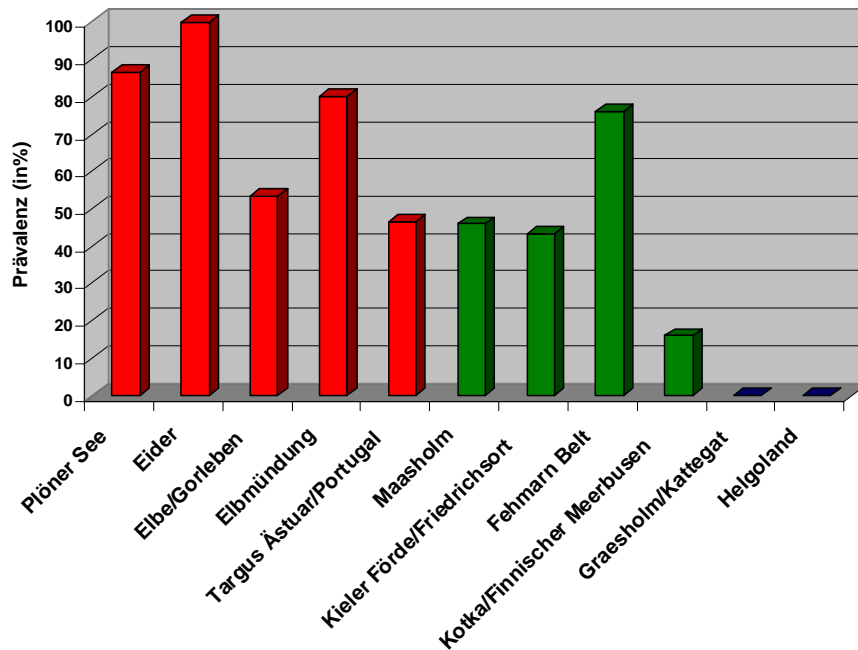


**Abbildung 9:** Gruppierung der Standorte anhand der jeweiligen Parasitengemeinschaft

1. Befall mit *Anguillicola crassus*



2. Befall mit *Pseudodactylogyrus* spp.



**Abbildung 10:** Vergleichende Darstellung der Befallsraten mit *Anguillicola crassus* (1) und *Pseudodactylogyrus* spp. (2) der einzelnen Standorte und Gruppierung jeweiligen Habitats Süßwasser (rot), Brackwasser (grün) und Salzwasser (blau).

### ***Anguillicola crassus* und *Pseudodactylogyrus* spp.**

Besonderer Fokus wurde auf den Befall mit dem Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicola crassus* und dem Kiemen-Monogeneen *Pseudodactylogyrus* spp. gelegt. Diese Aal-Parasiten wurden in Folge unkontrollierter Transporte von lebenden Aalen nach Westeuropa eingeführt (Køie, 1991) und können die Gesundheit der befallenen Fische stark beeinträchtigen (Kennedy, 2007).

Die Ergebnisse für *A. crassus* weisen eine deutlich negative Korrelation zwischen Prävalenz und steigender Salinität auf. Die höchsten Befallszahlen wurden für die Süßgewässer nachgewiesen (76%-93%) aber auch die Aale aus den Brackwasser-Standorten wiesen Befallszahlen zwischen 40%-46% auf (Abb. 10-1). Aale die vor Helgoland und im Kattegat gefangen wurden, waren dagegen nicht befallen.

Der Befall der Aale mit *Pseudodactylogyrus* spp. zeigte den gleichen Trend und konnte mit hohen Prävalenzen im Süßwasser (53%-100%) und mit mittleren bis hohen Prävalenzen aus dem Brackwasser (43%-76%) nachgewiesen werden (Abb. 10-2). Aale den marinen Standorten wiesen diesen Parasiten nicht auf. Die Daten zeigen, dass sich sowohl *Anguillicola crassus* als auch *Pseudodactylogyrus* spp. in den untersuchten Gewässern erfolgreich etablieren konnten und die Wahrscheinlichkeit einer Infestation für Aale vor allem im Süßwasser sehr hoch ist.

### **Silver Index**

Zusätzlich wurde ein "silver index" nach Durif & Elie (in press) erhoben, der es ermöglicht, fünf Entwicklungsstadien bei weiblichen Aalen und zwei bei männlichen Aalen zu unterscheiden. Der errechnete Index basiert auf den morphometrischen Daten Totallänge, Totalgewicht, Pectoralflossenlänge und mittlerer Augendurchmesser. Stadium I sind geschlechtlich noch undifferenzierte Aale in der Wachstumsphase, Stadium F II sind weibliche Aale in der Wachstumsphase, die Stadien F III und F IV beschreiben Weibchen die bereits ausgewachsen sind und sich in der Phase vor der Abwanderung befinden, Stadium F V sind weibliche abwandernde Aale und Stadium MII männliche abwandernde Aale.

Die Reifegradbestimmung der insgesamt 350 untersuchten Tiere ergab ein sehr durchmischtes Bild der einzelnen Entwicklungsstadien (Tab. 10), wobei auffällig war, dass nur aus der Oder männliche Aale in der Stichprobe enthalten waren.

**Tabelle 10:** Prozentuale Verteilung der Entwicklungsstadien der Aale je Standort. S=Stadium, F=Weibchen, M=Männchen

Standort	Mittlere TL (cm) ± S.D.	Entwicklungsstadium (in %)					
		Wachstums Phase		Pre-Migrant		Migrant	
		SI	SFII	SFIII	SFIV	SFV	SMII
Plöner See	91.7 ± 6.7	0	0	6.6	<b>93.3</b>	0	0
Eider	49.7 ± 11.9	40	<b>46.6</b>	6.6	6.6	0	0
Elbe/Gorleben	79.9 ± 7.3	0	6.6	<b>73.3</b>	13.3	6.6	0
Oder	51.9 ± 10.9	6	<b>50</b>	10	0	0	33.3
Elbmündung	78.0 ± 5.6	0	0	10	<b>80</b>	10	0
Kieler Förde	63.9 ± 9.6	3.3	<b>73.3</b>	20	0	3.3	0
Maasholm	71.5 ± 7.4	0	<b>50</b>	40	10	0	0
Fehmarn	84.6 ± 5.0	0	0	10	90	0	0
Helgoland	59.4 ± 8.5	10	<b>70</b>	20	0	0	0
Græsholm/Kattegat	55.0 ± 4.0	0	<b>76.6</b>	23	0	0	0
Kotka/Finnischer Meerbusen	84.0 ± 7.0	0	0	20	<b>76.6</b>	3.3	0
Tagus Ästuar/Portugal	26.9 ± 3.7	<b>100</b>	0	0	0	0	0

### 3.1.5 Virenbelastung

Der Rückgang der europäischen Aalbestände seit den 70iger Jahren ist dramatisch. Diese Beobachtung wird prinzipiell von allen Fischereibiologen und der Berufsfischerei geteilt.

Die Europäische Kommission hat auf die besorgniserregende Situation der europäischen Aalbestände reagiert und einen Entwurf für eine Verordnung des Rates mit Maßnahmen zum Schutz und Erholung der Aalbestände vorgelegt (EC Council Regulation 2007). Als eine weitere wichtige Maßnahme zur Stützung und Regeneration der Aalbestände und zum Erhalt der Aalberufsfischerei wird in mehreren Bundesländern ein verstärkter Aalbesatz in geeignete Binnengewässer befürwortet und seit 2006 verstärkt durchgeführt. Gleichzeitig werden Aalbestände unter anderem auf Rückstandsbelastungen durch anthropogene chemische Stoffe und auf Krankheiten untersucht (Lehmann et al. 2005 a).

In diese Untersuchungen wurde neben der Belastung von Aalen durch Parasiten wie *Anguillicola crassus* ein besonderes Augenmerk auf Infektionen mit viralen Infektionserregern gelegt.

Herpesvirusinfektionen beim Europäischen und Japanischen Aal wurden erstmals zu Beginn der 90er Jahre in Japan beschrieben (Sano et al. 1990) und erst 1998 auch in Aalbeständen in Europa diagnostiziert (Davidse et al. 1999). Einige Autoren (Davidse et al. 1999, Lehmann et al. 2005 b) halten das HVA hinsichtlich seiner Pathogenität für das vermutlich bedeutsamste Virus für den Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*). Es induzierte in den letzten Jahren Verluste bei Aalen in der Aquakultur und wurde zudem bei Aalsterben in der Wildfischpopulation in allen

großen deutschen Flüssen und Teichgewässern nachgewiesen (Scheinert und Baath 2004, 2006). In dieser Situation wurde in der vorliegenden Studie ein virologisches Monitoring an Aalbeständen aus unterschiedlichen Gewässern Schleswig-Holsteins vorgenommen, um die Verbreitung von viralen Infektionserregern, und insbesondere die von HVA in Gewässern dieses Bundeslandes abzuschätzen, wobei hierfür zusätzlich Mittel aus der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt wurden.

In der vorliegenden Studie (siehe Anhang) wurde ein virologisches Monitoring an Aalbeständen aus unterschiedlichen Gewässern Schleswig-Holsteins vorgenommen, um die Verbreitung von viralen Infektionserregern in den Gewässern dieses Bundeslandes abzuschätzen. Die vorliegenden Daten der 200 untersuchten Aale aus den untersuchten Gewässern zeigen im Gegensatz zu den Untersuchungen anderer Bundesländer an, dass insbesondere die virologische Belastung der Aalbestände in Schleswig-Holstein mit dem Aal-Herpesvirus (HVA) gering zu sein scheint. Somit ergibt sich anhand der Zellkultur- und PCR-Daten mit 2,1% eine geringe virologische Belastung der Aale in Schleswig-Holstein.

### **Laufende Virenuntersuchungen**

Das Monitoring der Herpesviruslast in Schleswig-Holsteinischen Gewässern wurde um zwei Standorte erweitert. Es wurden Organproben von 30 Aalen aus der Elbmündung entnommen und von 50 Aalen aus dem Pönitzer See. Für die Untersuchung der Aale aus dem Pönitzer See wurde ein virologisches Monitoring im Jahresverlauf durchgeführt (Juni-Oktober 2007, je zehn Aale pro Monat), um die Situation der Aalbestände unter dem Temperaturverlauf der Jahreszeiten beurteilen zu können. In den vergangenen Jahren kam es im Pönitzer See während der Sommermonaten gehäuft zu Aalsterben, weshalb wir diesen Standort zur Beantwortung der Fragestellung gewählt haben. Für den Nachweis von HVA wird die sensitivere Methodik der nested PCR angewendet, mit der es möglich ist auch sehr geringe Mengen Virus DNA in der Wirtszelle nachzuweisen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung stehen noch aus.

### **3.1.6 Schwermetallbelastung**

Ein weiterer Untersuchungsansatz war die Überprüfung der Schadstoffbelastung mit den Schwermetallen Quecksilber und Arsen, die für ihre neurotoxische Wirkung in Fischen bekannt sind. Im Rahmen einer Diplomarbeit (Schmidt 2008) zur Untersuchung der Schwermetall-Kontamination von Aalen aus verschiedenen Habitaten wurde die Quecksilber- und Arsenkontamination beim Europäischen Aal aus verschiedenen Gewässern in Schleswig-Holstein untersucht.

#### **Quecksilber**

Gewebeproben von je 30 Aalen aus der Eider und aus dem Fehmarn Belt, 29 Aale aus dem Plöner See und 20 Aale aus der Nordsee um Helgoland wurden auf ihre Quecksilberbelastung analysiert. Die niedrigste mittlere Quecksilberkonzentration (0,72 mg/kg Trockengewicht) konnte in den Aalen aus der Eider nachgewiesen werden. Aale aus dem Plöner See wiesen eine mittlere Konzentration von 1,56 mg/kg Trockengewicht auf. Eine mittlere Konzentration von 1,37 mg/kg Trockengewicht konnte in den Aalen aus dem Fehmarn Belt gemessen werden. Die höchsten Quecksilberkonzentrationen wurden in den Aalen aus der Nordsee um Helgoland gemessen (1,79 mg/kg Trockengewicht) (Abb. 11).

Im Vergleich der Quecksilberbelastung [mg/kg Trockengewicht] zwischen den verschiedenen Habitaten unterschieden die Aale aus der Eider sich signifikant ( $p < 0,05$ ) von denen der anderen Standorte. Des Weiteren konnten signifikante Zusammenhänge ( $p < 0,05$ ) zwischen der Fischlänge [cm] und der Quecksilberkonzentration [mg/kg Trockengewicht] in den Süßgewässern Eider und Plöner See belegt werden. Keine solchen längenspezifischen Abhängigkeiten ließen sich statistisch für die Aale aus der Ost- und Nordsee ermitteln.

Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes von 1 mg/kg Frischgewicht (Verordnung (EG) Nr. 466/2001) für Quecksilber konnte für 13% der Aale aus dem Fehmarn Belt, für 14% der Aale aus dem Plöner See nachgewiesen werden, ebenso wie bei einem vor Helgoland gefangenen Aal.

#### **Arsen**

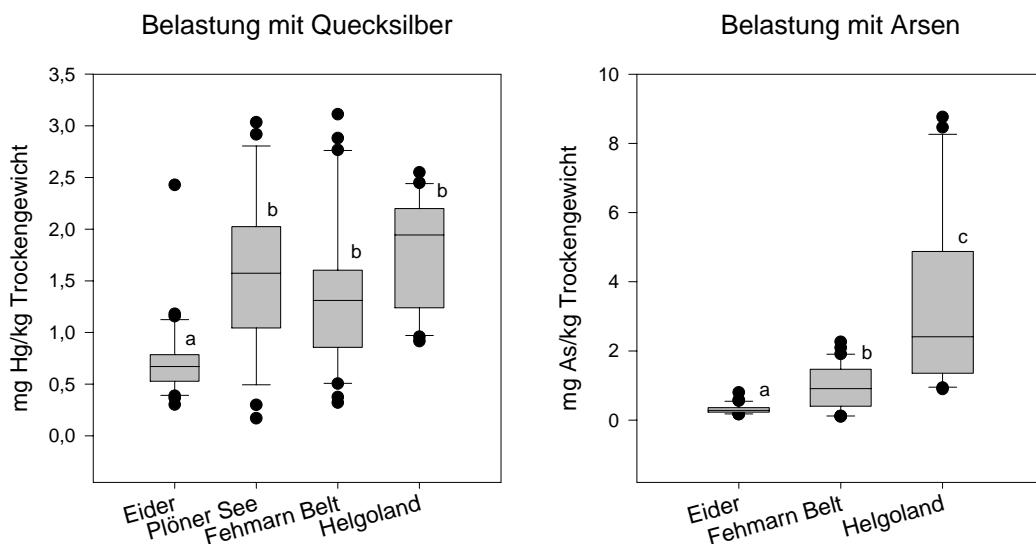
Für die Analyse der Arsenbelastung wurden Gewebeproben von je 30 Aalen aus der Eider und aus dem Fehmarn Belt und von 20 Aalen aus der Nordsee um Helgoland entnommen. In den Aalen aus der Eider konnte im Mittel die niedrigste

Arsenkonzentration nachgewiesen werden (0,31 mg/kg Trockengewicht). Die mittlere Konzentration lag bei Aalen aus dem Fehmarn Belt bei 0,98 mg/kg Trockengewicht. Die höchste Arsenkonzentration wurde in den Tieren aus der Nordsee um Helgoland mit einer mittleren Konzentration von 3,34 mg/kg Trockengewicht gemessen (Abb. 11).

In einem Vergleich der verschiedenen Habitate auf die Arsenbelastung konnte statistisch nachgewiesen werden, dass sich die Arsenbelastung der Aale aus der Eider signifikant ( $p < 0,05$ ) zu der Belastung der Aale aus der Ost- und Nordsee unterscheiden. Des Weiteren unterscheidet sich die Belastung der Aale aus der Ostsee zu der Arsenkontamination der Aale aus der Nordsee.

Eine signifikante Abhängigkeit zwischen der Fischlänge [cm] und der Arsenkonzentration [mg/kg Trockengewicht] der Aale aus den einzelnen Gewässern konnte nicht aufgezeigt werden.

In dieser Untersuchung konnte dokumentiert werden, dass sich Aale als Bioindikatoren für eine Quecksilberkontamination eignen. Zur vollständigen Klärung möglicher Quellen der Quecksilber- und Arsenbelastung sind weitere Untersuchungen notwendig.



**Abbildung 11:** Vergleich der medianen Quecksilber- und Arsenkonzentrationen (mg/kg Trockengewicht). Gruppen mit unterschiedlichen Buchstaben sind mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% signifikant unterschiedlich



### **3.1.7 Bestimmung des Fettgehalts**

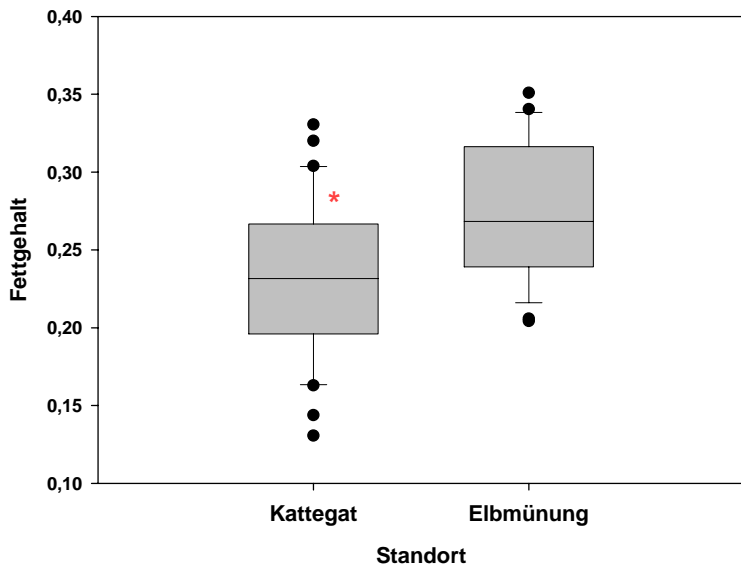
Aale benötigen für die Laichwanderung von bis zu 6000 km, während derer sie die Nahrungsaufnahme einstellen ausreichende Energiereserven (Tesch, 1999). Diese Energiereserven sind hauptsächlich in Form von Muskelfett gespeichert (Svedäng & Wickström 1997) und werden sowohl für die Wanderung selbst (ca. 40%) als auch für die Entwicklung der Gonaden (ca. 60%) benötigt (van Ginneken & van den Thillart 2000).

Für die Bestimmung des Fettgehalts wurde Muskelfleisch von 30 Aalen aus dem Kattegat, dem Fehmarn Belt, der Oder und von 29 Aalen aus der Elbmündung entnommen. Diese Proben wurden nach einer modifizierten Methodik der Fettbestimmung in Fisch und Fischereiprodukten nach Smedes (1999) analysiert. Die ersten Ergebnisse für die Aale aus dem Kattegat und aus der Elbmündung zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Standorten ( $p < 0,05$ ) (Abb. 12). Der Fettgehalt der Aale korreliert positiv mit dem Totalgewicht (Abb. 13). Die Proben der Standorte Fehmarn Belt, Oder und Finnland sind zurzeit in Bearbeitung.

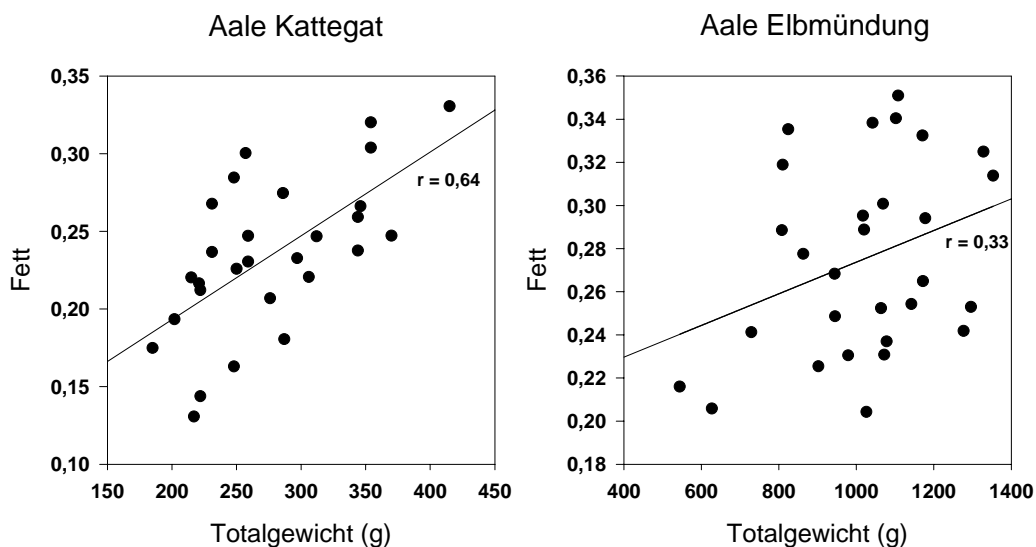
### **Fettgehalt in Bezug auf Parasitierung**

Es wurde getestet, ob die Parasitierung der Aale einen Einfluss auf den Fettgehalt haben könnte. Dafür wurde die Gesamtzahl der Parasiten eines Aals in Bezug zum Fettgehalt getestet und für die Aale der Elbmündung zusätzlich der Befall mit *Anguillicola crassus* und *Pseudodactylogyrus* spp. in Bezug zum Fettgehalt. Eine Korrelation zwischen diesen Parametern konnte nicht bestätigt werden (Abb.14)

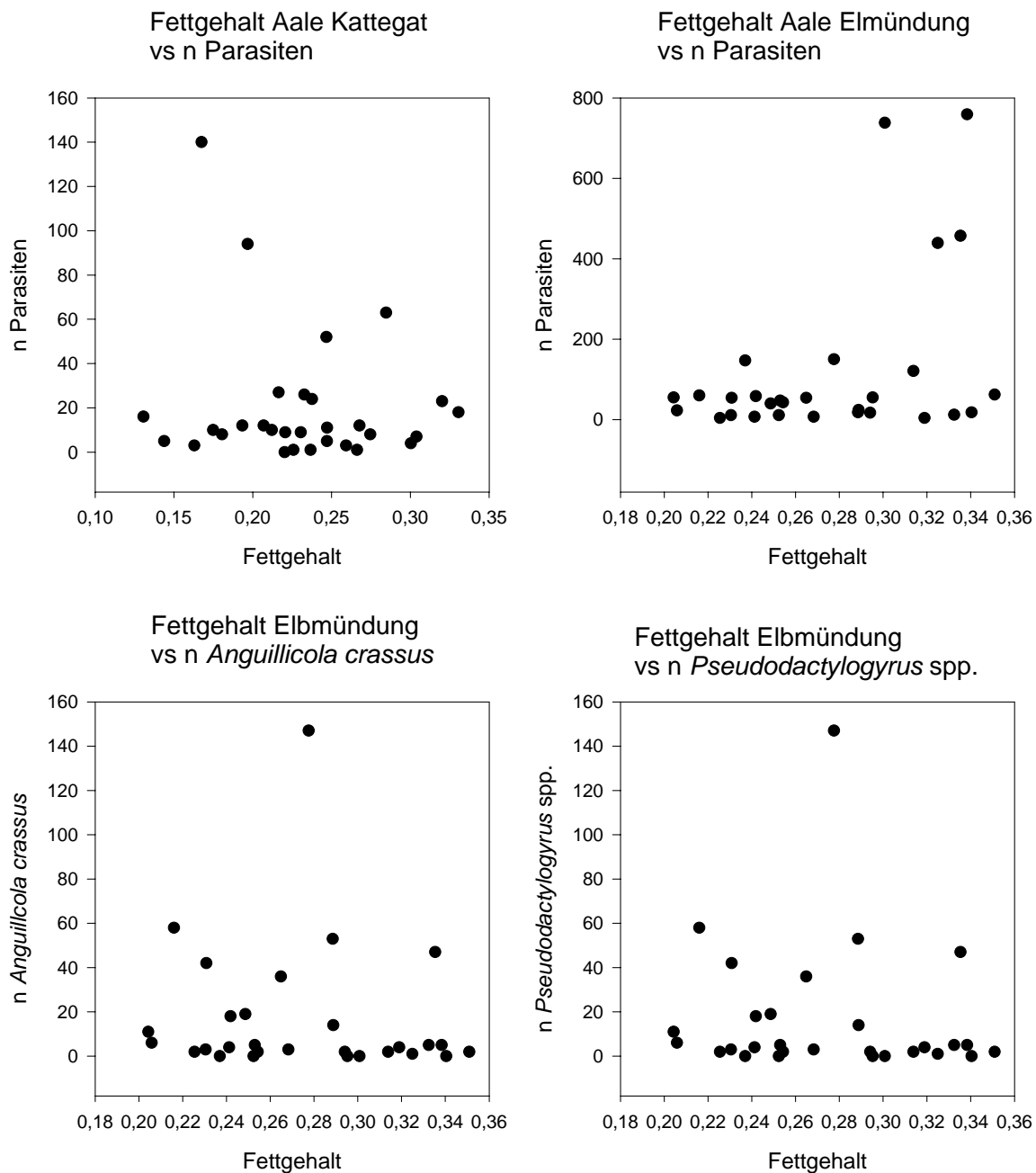
### Vergleichende Darstellung des Fettgehalts



**Abbildung 12:** Vergleichende Darstellung des Fettgehalts der Aale von den Standorten Kattegat und Elbmündung. Die Standorte sind mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% signifikant unterschiedlich ( $p=0,0008$ ).



**Abbildung 13:** Korrelation zwischen Totalgewicht (g) und Fettgehalt der Aale aus dem Kattegat und aus der Elbmündung



**Abbildung 14:** Korrelation zwischen dem Fetthalt und der Parasitierung der Aale von den Standorten Kattegat und Elbmündung. n = Gesamtzahl

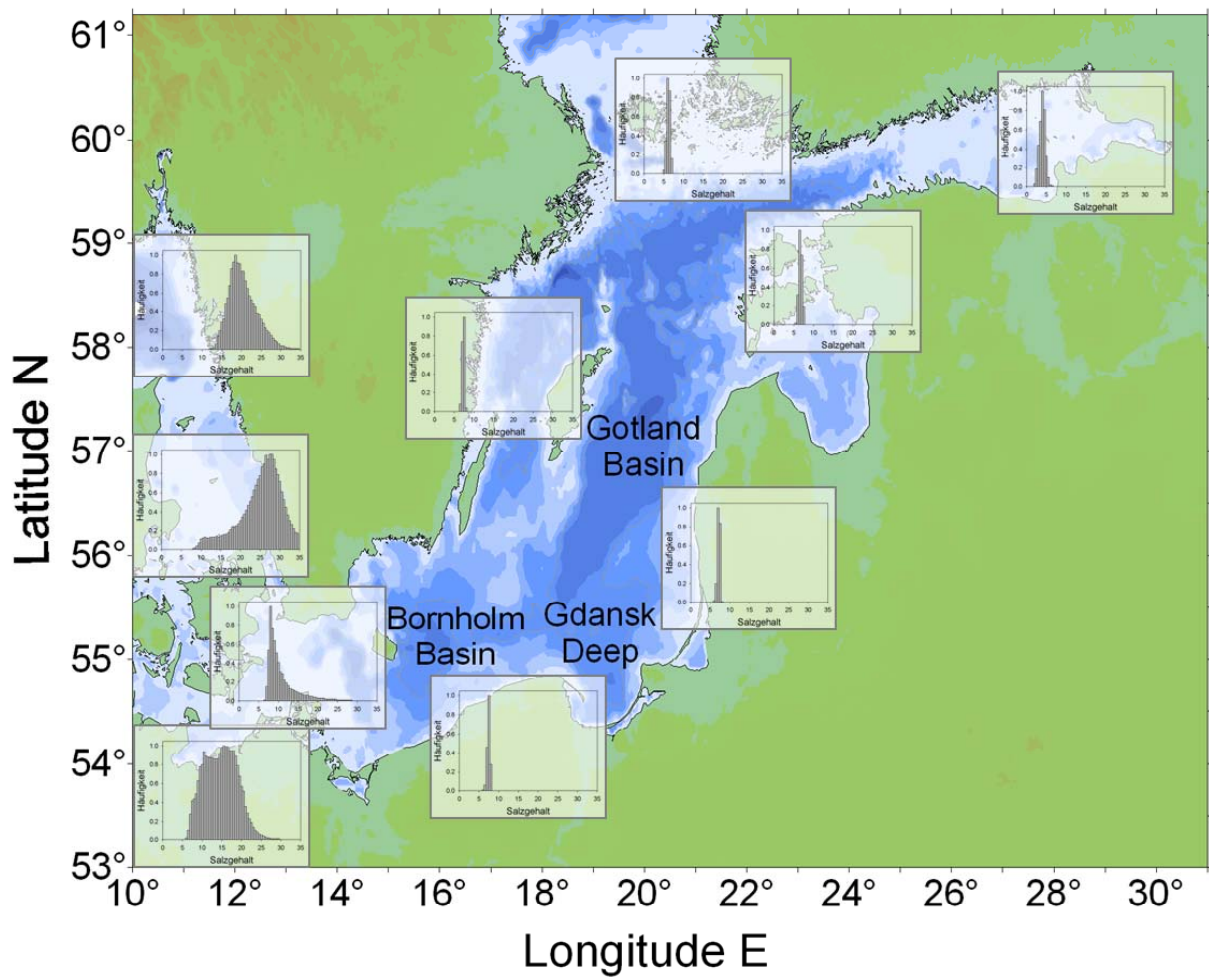
### 3.1.8 Geolokalisierung

Die für die Habitatswahl der Aale typisch vorherrschenden langfristig gemittelten Salzgehaltshistogramme im großräumigen Bereich der Ostsee sind in der Abbildung 15 dargestellt. Im Bereich des nördlichen Kattegatts (58-59°N, 10-12°E) sind Salzgehalte im Bereich zwischen 15 und 20 psu am häufigsten anzutreffen, während salzreiche Wassermassen ozeanischen Ursprungs nur selten beobachtet werden. Dieser Wertebereich spiegelt den großen Einfluss des Ostseesüßwasserabflusses in dieser Region wieder. Der breite Salzgehaltsbereich im Kattegat (56-57°N, 10-13°E)

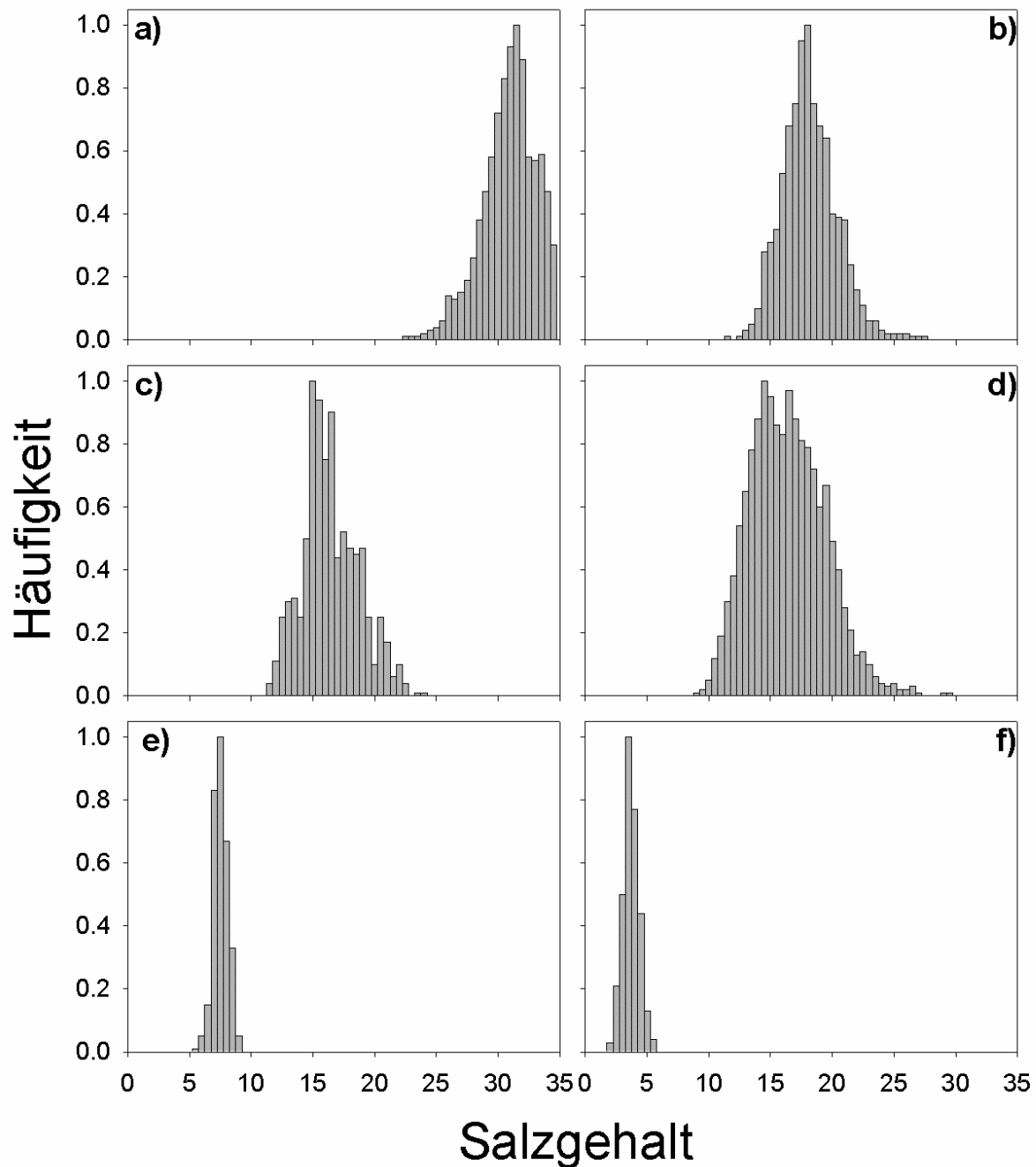
zeigt, dass neben salzärmeren Wassermassen im östlichen Küstengebiet, hauptsächlich höhere Salzgehalte ( $> 25$  psu) vorherrschen, die im Wesentlichen aus der Nordsee in die westlichen Küstenbereiche des Kattegats eingeströmt sind. Südlich der Beltsee im Bereich der Kieler Bucht ( $54-55^{\circ}\text{N}$ ,  $10-12^{\circ}\text{E}$ ) zeigt sich die für diese Region hohe Dynamik des Austauschs und der Vermischung von Süß-, Brackwasser und Wassermassen mariner Herkunft. Dieser Effekt ist im Bereich des Arkona Beckens ( $55-56^{\circ}\text{N}$ ,  $12-14^{\circ}\text{E}$ ) noch sichtbar, ist aber aufgrund des erhöhten Süßwassereinflusses bereits deutlich abgeschwächt. In den Flachwasserregionen der südlichen und zentralen Ostsee sind die vorherrschenden Salzgehalte auf einen Bereich zwischen 6 und 8 psu beschränkt, was auf den großen und direkten Einfluss der Süßwassereinträge der großen Flüsse (z.B. Oder, Weichsel, Neva) zurückzuführen ist. Weiterhin dokumentieren die relativ geringen Salzgehalte aber auch den im Flachwasser nur geringen Einfluss des Einstroms von Wassermassen aus der westlichen Ostsee bzw. aus dem Kattegat/Skagerrak. Eine weitere Abnahme langfristig gemittelter Salzgehalte findet man im Finnischen Meerbusen ( $59-61^{\circ}\text{N}$ ,  $26-28^{\circ}\text{E}$ ).

Die langfristig gemittelten Salzgehaltshistogramme der Standorte im Bereich der Ostsee zeigen ebenfalls die zu erwartende deutliche Abnahme der Werte von West nach Ost (Abb. 16a-f). Der Nahbereich (5 km) des Fangorts Kattegat spiegelt den marinen Bereich der Ostsee wieder. Es wurden Salzgehalte zwischen 22 und 34.5 psu ermittelt, mit maximalen Häufigkeiten zwischen 31 und 32 psu. Für die Nahbereiche der Fangorte in der westlichen Ostsee (Standorte Maasholm und Kieler Bucht) ergaben sich sowohl im Salzgehaltsbereich, als auch bzgl. der Maximalwerte deutlich geringere Werte (12 bis 25 psu). Die Verschiebung der Maximalwerte (18 psu in Maasholm und 15-16 psu im Bereich der Kieler Förde) zeigt trotz der geographischen Nähe beider Positionen bereits einen signifikanten Einfluss des Flusswassereintrags auf die Salzgehaltsverteilung. Zu erwähnen ist, dass die Salzgehaltsverteilung im Bereich des Fangortes Maasholm allerdings nicht optimal von den Modelldaten repräsentiert werden kann. Dieser Standort liegt a) schon im Bereich der Schlei und damit nicht unmittelbar im Modellgebiet des Ostseezirkulationsmodells und kann b) in Abhängigkeit der Windrichtung und – geschwindigkeit erheblich vom Süßwasser beeinflusst sein. Allerdings ergaben Untersuchungen des EUMAC-Projektes (1996), dass der Wasseraustausch

zwischen Ostsee und Schlei nahezu im Gleichgewicht ist und dass auch keine wesentlichen saisonalen Unterschiede zu verzeichnen waren.



**Abbildung 15:** Charakteristische langzeitlich gemittelte küstennahe Salzgehaltsverteilungen im Ostseeraum



**Abbildung 16:** Langzeitlich gemittelte Salzgehaltshistogramme a) Kattegat, b) Maasholm, c) Kieler Förde, d) Fehmarn, e) Oder und f) finnischer Meerbusen

Die Salzgehaltsbereiche im Fehmarn Belt unterscheiden sich deutlich von denen in der übrigen westlichen Ostsee (Maasholm und Kieler Förde). Dieses Seegebiet zeichnet sich durch einen extrem hohen Austausch unterschiedlicher Wassermassen aus. Transport salzreichen Nordsee- oder Kattegatwassers von West nach Ost ist überwiegend mit Westwindlagen und Transport salzärmeren Wassers aus der zentralen und östlichen Ostsee mit Ostwindlagen verbunden. Obwohl bereits deutlich weiter östlich als die Fangorte Maasholm und Kieler Förde gelegen, liegen die

Maximalsalzgehaltswerte bei ca. 18 psu, allerdings spiegelt der erweiterte Salzgehaltsbereich (8–32 psu) hohe Transportvariabilität und den Übergangsbereich zwischen zentraler und westlicher Ostsee wieder.

Die Salzgehaltsverteilungen der Standorte in der zentralen bzw. östlichen Ostsee (Oderflussmündung und Finnischer Meerbusen) weisen im langzeitlichen Mittel deutlich geringere Salzgehalte und vor allen Dingen eine deutlich geringere Variabilität als in der westlichen Ostsee bzw. im Kattegat auf. Die Wertebereiche dieser Standorte zeigen den Einfluss des Süßwassereintrags in realistischer Weise, da sowohl die Oder als auch die Neva mit zeitlich variablen Flusswasser-Abflussraten in der Modelldynamik des Ostseezirkulationsmodells berücksichtigt wurden.

Deutliche saisonale Unterschiede der Salzgehaltshäufigkeiten wurden für die Standorte in der westlichen Ostsee beobachtet. Im Vergleich zum langzeitlich ganzjährigen Mittel, sind die Maximalwerte im Winter (November bis März) im Bereich deutlich höherer Salzgehalte zu finden, während die Maximalwerte in der Sommerphase (April bis Oktober) geringer sind. Allerdings zeichnen sich die Wintermonate durch eine geringere Variabilität des Wertebereichs im Vergleich zum Sommer aus. Stellvertretend für die westliche Ostsee, sind die saisonal aufgelösten Salzgehaltshistogramme im Bereich der Kieler Förde dargestellt (Abb. 17a-c).

Die von den individuellen Aalen an den verschiedenen Fangorten erlebten und in den Otolithen sich widerspiegelnden Salzgehalte, sind als Mittelwerte über die Gesamtheit der an diesen Positionen gefangenen Aale in der Abbildung 18a-f dargestellt. Die Aale aus dem Kattegat zeigen im Mittel den salzreichen, marinen Bereich als das am häufigsten aufgesuchte Habitat. Allerdings zeigt das Histogramm auch, dass der gesamte Süß- und Brackwasserbereich des Ostseeraums als Lebensraum genutzt worden sein könnte und damit auch ein hohes Migrationsverhalten der im Kattegat gefangenen Aale nicht auszuschließen ist. Im Gegensatz zum Kattegat, zeigt die Gesamtheit der Aale in der westlichen Ostsee eine deutlich geringere Wahrscheinlichkeit des marinen Milieus als bevorzugtes Habitat. Die im Bereich der Kieler Förde gefangenen Individuen zeigen im Mittel die Tendenz, den gesamten Süß- und Brackwasserbereich als Habitat in gleichem

Umfang genutzt zu haben, während die Aale der Standorte Maasholm und Fehmarn eine deutliche Präferenz geringerer Salzgehalte aufwies. Das Salzgehaltshistogramm des Finnischen Meerbusens zeigt eine bimodale Verteilung, mit der häufigen Habitatswahl sowohl salzarmer als salzreicherer Gebiete auf. Im Vergleich zu den am Fangort vorkommenden Salzgehalten, deutet sich an, dass die Gesamtheit der Aale aus einer Mischung natürlich eingewanderter Aale, Besatzaale und abwandernden Aalen bestehen könnte. Darüber hinaus gibt die Nichtpräsenz der für am Fangort ermittelte Salzgehalte einen Hinweis für nur wenig standorttreues Verhalten dieser Aalkohorte. Die Häufigkeit der von den Aalen erlebten Salzgehalte, die den Bereich der zentralen Ostsee repräsentieren (6 – 8 psu), lassen darauf schließen, dass eine Vielzahl der im Finnischen Meerbusen gefangenen Aale zuvor einen Standortwechsel durchgeführt haben. Die großen Häufigkeiten geringeren Salzgehalts (1 – 2 psu) deuten auf eine Habitatswahl östlich des Fangortes hin. Die im Mittel nur wenig frequentierten hohen Salzgehalte (15 –35 psu) lassen auf ein relativ schnelles Einwandern dieser Aalgruppe in die in der östlichen und zentralen Ostsee gelegenen Habitate schließen.

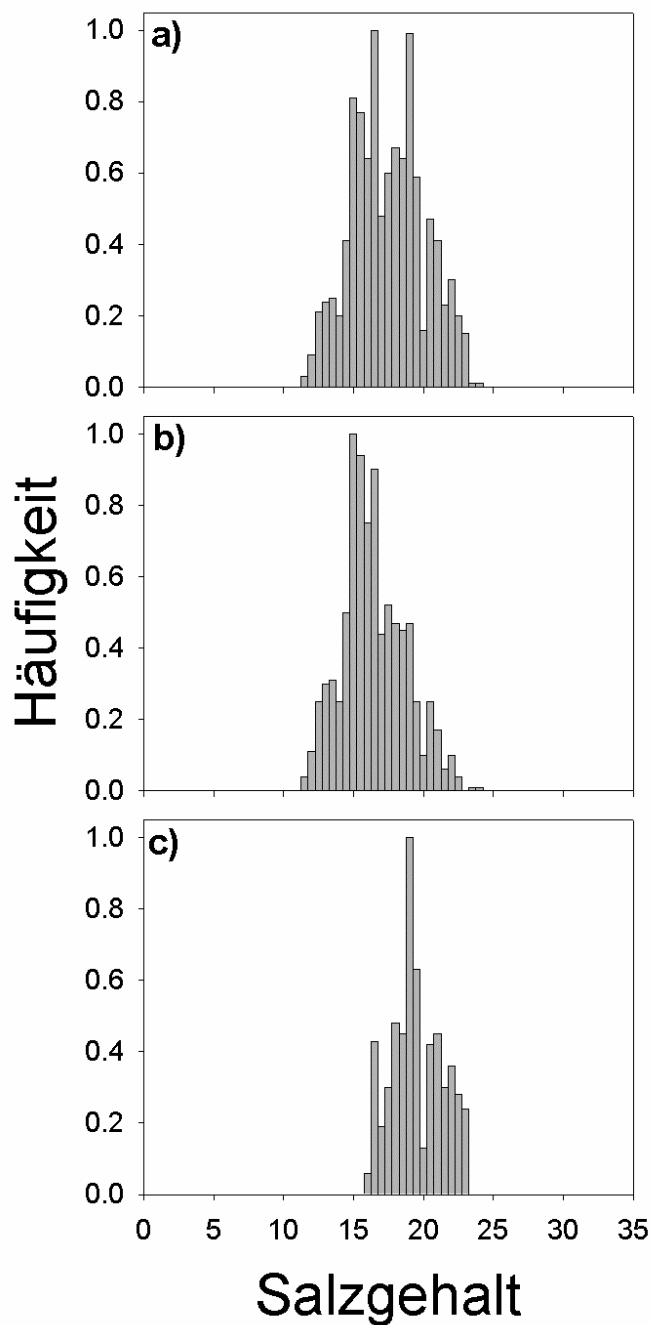
Weitere Informationen zur Habitatswahl der an den jeweiligen Fangorten gefangenen Ostseeaale sind in der Tabelle 11 zusammengestellt. Die häufigsten Beobachtungen liegen für den Finnischen Meerbusen vor, während die Anzahl der Messpunkte für den Bereich der Oder am geringsten war. Ähnlich wie in den Histogrammen (Abb. 18), zeigt sich eine deutliche Abnahme der von den Aalen erfahrenen Salzgehalte von West nach Ost. Die erlebten Salzgehalte der in Finnland gefangenen Aale auf häufig aufgesuchte Standorte in der südlichen oder zentralen Ostsee hin. Die im Bereich von Fehmarn gefangenen Aale repräsentieren einen hohen Anteil von Süß- bzw. Brackwasserhabitaten, was für einen hohen Anteil von Ost nach West migrierender Aale spricht.

Eine detailliertere Beschreibung der natürlichen Habitatswahl oder ggf. zugrundeliegende Besatzmaßnahmen ist nur durch die folgende Analyse einzelner Aale möglich.

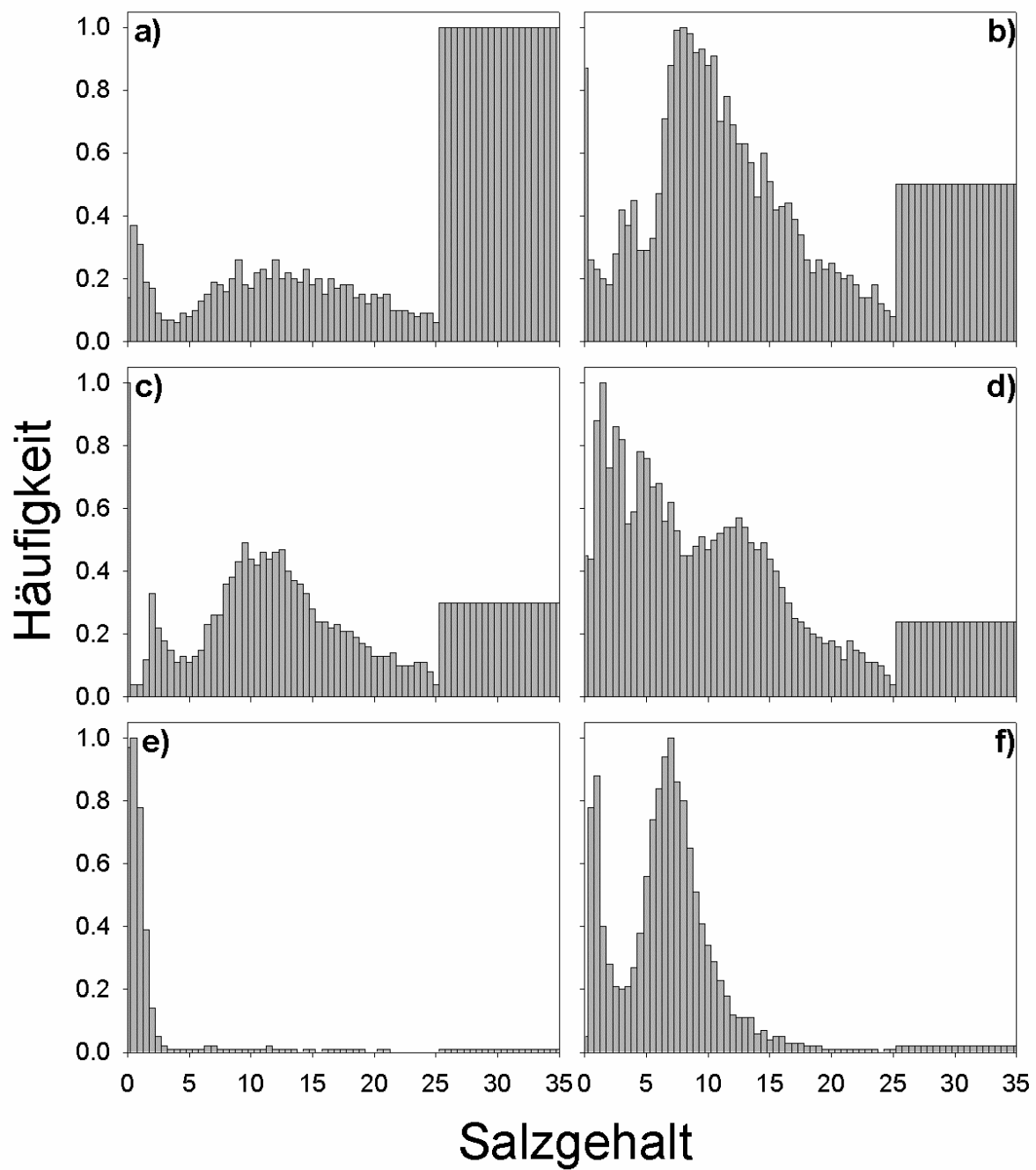


**Tabelle 11:** kumulative Häufigkeiten [%] der Habitatswahl von Ostseeaalen eingeteilt in Salzgehaltsklassen

Gebiet	Süßwasser 0 - 5 psu	Brackwasser 5 – 15 psu	halbmar. Mileu. 15 – 25 psu	mar. Mileu. 25 – 35 psu	Gesamtmesspunkte [n]
Kattegat	5.6	13.6	9.9	70.9	10161
Maasholm	11.3	43.6	15.2	30.0	12283
Kieler Förde	12.5	37.8	17.6	32.1	9857
Fehmarn	28.6	40.5	13.7	17.2	12272
Oder	87.1	5.2	2.6	5.1	9032
Finnland	28.3	65.9	2.6	3.2	13239



**Abbildung 17:** Langzeitlich gemittelte Salzgehaltshistogramme im Bereich der Kieler Förde a) ganzjährig, b) April-November und c) Dezember-März



**Abbildung 18:** Langzeitlich gemittelte Salzgehaltshistogramme der Gesamtheit der an verschiedenen Positionen in der Ostsee gefangenen Aale a) Kattegat, b) Maasholm, c) Kieler Förde, d) Fehmarn, e) Oder und f) finnischer Meerbusen

### **3.2 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse**

Die Projektergebnisse sind einerseits von hohem wissenschaftlichen Wert, sollen aber auch in das Bestandsmanagement des Europäischen Aals einfließen. Zwei Aspekte sind von herausragender Bedeutung für eine praktische Anwendung der Ergebnisse. Einerseits handelt es sich hierbei um die Möglichkeit zur Unterscheidung von Besatzaalen und natürlich eingewanderten Aalen im Ostsee-Einzugsgebiet. Eine Erfolgskontrolle von Aalbesatz als bestandsstützende bzw. als arterhaltende Maßnahme ist bisher leider weitestgehend unterblieben. Ein Grund dafür ist die Schwierigkeit einer sicheren Unterscheidung. Massenmarkierungen von Besatzaal-Otolithen mittels Alizarin wurden erst in den letzten Jahren erfolgreich durchgeführt und bleiben wohl auch in naher Zukunft auf kleinräumige bis regionale Fragestellungen beschränkt. Die hier angewandte Methodik zur Erkennung von Besatzaalen anhand von Otolithen-Signaturen bietet auch ohne aufwändige Markierungsexperimente die Möglichkeit eines regelmäßigen Monitorings des Rekrutierungserfolgs des Europäischen Aals und damit einer Erfolgskontrolle der von der Europäischen Union zum Schutz und der Erholung der Aalbestände beschlossenen Maßnahmen. Verbessert würde diese Möglichkeit durch eine europaweit abgestimmte, verpflichtende Markierung von Satzaalen durch eine Marke erhöhter Otolithen-Strontiumkonzentrationen, die mittels temporär erhöhter Salzkonzentrationen in der Vorstreckphase in den Aalfarmen eingelagert werden könnte.

Des Weiteren konnte im Rahmen des Projektes nachgewiesen werden, dass Aale aus marinen Standorten aufgrund des Fehlens organschädigender Parasiten eine offensichtlich bessere Laicherqualität aufweisen, was die derzeitige Praxis des ausschließlich auf Binnengewässer beschränkten Aalbesatzes als bestandstützende Maßnahme eindeutig in Frage stellt.

Darüber hinaus spiegelt sich der Nutzen der erzielten Ergebnisse auch klar in den resultierenden wissenschaftlichen Publikationen wider. Anhand der durchgeführten Aufzuchtversuche konnten wichtige Erkenntnisse zum Einfluss abiotischer und biotischer Faktoren auf die Spurenelementeinlagerung in Aal-Otolithen gewonnen werden. Darüber hinaus wurden erstmalig Virenuntersuchungen an Aalen norddeutscher Gewässer vorgenommen, die das bisherige Bild der Virenbelastung von Aalen in Mittel- und Nordeuropa relativieren. Durch die Vorlage einer Checkliste

der Parasiten des Europäischen Aals wurde ein Hilfsmittel erarbeitet, das die Durchführung vergleichender parasitologischer Studien in Zukunft erleichtert.

Insgesamt fanden die Projektergebnisse europa- und weltweit Anerkennung und führten sowohl zur Aufnahme als assoziierter Partner in das EU-Projekt Eeliad als auch zur Einladung zur Teilnahme am japanischen Survey in das Laichgebiet des japanischen Aals in der Zeit vom 14. Mai bis 3. Juni 2009.

#### **4. Zusammenfassung**

Vorrangiges Ziel des Projektes war es, neue Erkenntnisse über Wanderverhalten und Habitatselektion des Europäischen Aals zu gewinnen und damit Entscheidungsgrundlagen für geeignete Maßnahmen zum Schutz dieser mittlerweile in ihrem Bestand gefährdeten Fischart zu erarbeiten. Grundlage dafür war die Etablierung neuer Methoden zur mikrochemischen Analyse von Biomineralien am Leibniz-Institut für Meereswissenschaften an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Durch die Anpassung von ortsauflösenden Spurenelement-Analyseverfahren an die Besonderheiten von Fisch-Otolithen mittels modernster LA-ICP-MS- (Laserablations-Massenspektrometrie mit induktiv gekoppelter Plasma-Ionenquelle) Technologie wurde die Entschlüsselung des Wanderverhaltens von Aalen zwischen Gewässern unterschiedlicher Salinität ermöglicht. Informationen über unterschiedliche Migrationsmuster und damit individueller Habitatpräferenzen sollten mit verschiedenen Laicherqualitäts-Kriterien korreliert werden.

Die Analyse von Elementprofilen von 321 Aalen aus verschiedenen Gewässertypen, einschließlich Salzwasserstandorten der Nord- und Ostsee ergab eine in dieser Form für Europäische Aale noch nie gezeigte Komplexität des Wanderverhaltens dieser Fische. Das klassische Bild der kontinentalen Lebensphase von Aalen, nach dem die Fische als sogenannte Steigaale obligat ins Süßwasser aufsteigen und dort bis zur Umwandlung vom Gelbaal- zum Blankaalstadium und damit dem Beginn der Laichwanderung verbleiben, muss in Anbetracht der gewonnenen Erkenntnisse revidiert werden. Aale zeigen stattdessen komplexe individuelle Migrationsmuster und wechseln zum Teil mehrfach zwischen Süß- und Salzwasserhabitaten, lange bevor sie sich auf die Rückwanderung in ihr Laichgebiet in der Sargassosee begeben.

Als wichtiger Indikator für ihren Gesundheitszustand wurde die Parasitenbelastung der Aale untersucht. Von den insgesamt 35 nachgewiesenen Parasitenarten müssen

aufgrund ihrer hohen Befallsintensitäten und potenziellen Pathogenität vor allem der Schwimmblasenwurm *Anguillicola crassus* und Kiemenparasiten der Gattung *Pseudodactylogyrus* als potentiell gesundheitsschädlich eingestuft werden. Es handelt sich dabei um Neozoen, die durch unkontrollierten Handel nach Europa eingeschleppt wurden und sich hier weitestgehend flächendeckend in Süß- und Brackwasserregionen ausbreiten konnten. Ihr fehlendes Auftreten in Aalen aus reinen Salzwasserstandorten der Nordsee weist deshalb auf einen diesbezüglichen Selektionsvorteil im Meer hin und rechtfertigt eine differenziertere Betrachtung der gängigen Praxis des ausschließlich in Binnengewässern durchgeführten Aalbesatzes als bestandstützende Maßnahme.

Hinsichtlich der Belastung mit aalspezifischen Viren konnte in norddeutschen Gewässern ein nur vereinzelt, disjunktes Auftreten von *Herpesvirus anguillae* (HVA) und auch Eel Virus European-X (EVEX) nachgewiesen werden. Dies steht im Widerspruch zur mehrfach postulierten Annahme, die europäischen Aalbestände seien nahezu flächendeckend mit aalpathogenen Viren zumindest latent infiziert. Auch hinsichtlich der Belastung mit Schwermetallen konnten große Streuungen der gemessenen Werte verzeichnet werden. Einzelfische lagen vor allem in Hinblick auf ihre Quecksilberbelastung über dem gesetzlich für Fischereierzeugnisse festgelegten Grenzwert.

Von besonderer Bedeutung auch für eine zukünftige Einschätzung der Bestandsentwicklung des Europäischen Aals ist die Unterscheidung von Besatzfischen und Naturaufstieg. Anhand von Spurenelementprofilen in den Otolithen der Aale erscheint eine solche Unterscheidung für das Ostsee-Einzugsgebiet möglich, zumal bei natürlich eingewanderten Aalen das Brackwassersignal der Ostsee als Strontium-Messwert zwingend vorhanden sein muss. Diese Unterscheidung, verfälscht zum Teil sicherlich auch durch den anthropogenen Transport von Steig- und Gelbaalen zwischen Gewässern, sollte in Zukunft in stärkerem Maße für ein Monitoring des Rekrutierungserfolgs des Europäischen Aals genutzt werden, ist aber auch die Voraussetzung für eine absolut notwendige Erfolgskontrolle von Aal-Besatzmaßnahmen.

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

Das Projekt „Habitatselektion des Europäischen Aals“ ist in seiner Konzeptionierung in Europa bisher sicherlich einzigartig. Während Aale in früheren Untersuchungen in der Regel auf einzelne Faktoren (wie Schadstoffbelastung, Krankheiten oder auch Spurenelementverteilung in Otolithen) hin untersucht wurden, war und ist es unser Ansatz, möglichst viele dieser Untersuchungen an ein und denselben Individuen durchzuführen, um Wechselwirkungen verschiedener Einflussfaktoren zu erkennen und entsprechend zu quantifizieren. Zusätzlich zu den ursprünglich geplanten Zielen, das Wanderverhalten von Aalen mit der Parasitenbelastung und der Geschlechtsdifferenzierung zu korrelieren, konnte das Spektrum der Untersuchungen durch die Einbindung von Studenten im Rahmen ihrer Semester- und Diplomarbeiten sowie die sehr gute Zusammenarbeit mit einer Reihe von Kooperationspartnern noch deutlich erweitert werden. Eine Vielzahl der im Rahmen des Projektes genommenen Aal-Proben wurde so zusätzlich noch auf Viruserkrankungen, Quecksilber- und Arsenbelastung, Fettgehalt, Reifegrad sowie die ernährungsbedingte Bildung spezifischer Fettsäuremuster untersucht. Die Mehrzahl dieser Untersuchungen wurde erstmalig an Aalen in Deutschland durchgeführt, einzigartig ist aber vor allem auch der ursprüngliche Ansatz, hierfür Aale aus verschiedenen Gewässertypen vergleichend zu analysieren und dabei auch Aale aus Salzwasserstandorten der Nord- und Ostsee mit einzubeziehen.

Auch hinsichtlich der experimentellen Projekteinhalte wurde das ursprüngliche Ziel einer Kalibrierung der Spurenelementeinlagerung durch Aufzucht von Aalen unter verschiedenen Salinitäten im Laufe des Projektes deutlich ausgeweitet. Durch die zusätzliche Messung von Temperatur- und Nahrungseffekten wurden bzw. werden die wichtigsten möglichen Einflussfaktoren auf die Otolithen-Mikrochemie getestet und die Ergebnisse durch Publikation in international renommierten Fachzeitschriften einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Allgemein erschwerend für die gesamte Untersuchung wirkte der deutlich spürbare Rückgang des Aalbestandes und die damit einhergehenden Probleme der Probenbeschaffung. So konnten trotz intensivster Bemühungen auch der Kooperationspartner des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung nur 18 Aale aus der Nordsee um Helgoland untersucht werden, weil die ehemals deutlich höheren Fänge um die Insel und auch entlang der Westküste Schleswig-

Holsteins fast vollständig zum Erliegen gekommen sind. Der geringe Anteil an männlichen Aalen ist demgegenüber ein wohl vorwiegend methodisches Problem, das darauf beruht, dass wir hinsichtlich der Probenahme auf kommerzielle Fänge angewiesen waren, die aufgrund des vorgeschriebenen Mindestmaßes männliche Aale weitestgehend nicht umfassen.

Ein Teil dieser und auch anderer weiterführenden Fragestellungen wird sicherlich durch das bereits begonnene Folgeprojekt „Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen Binnengewässern“ (2807HS010) abgedeckt, bei der beispielhaft für das Einzugsgebiet der Schwentine über einen Zeitraum von drei Jahren die gesamte Aal-Zu- und Abwanderung kontrolliert wird. Dadurch soll auch der Anteil von abwandernden männlichen und weiblichen Blankaalen lückenlos erfasst werden. Weiterführende Untersuchungen zur Häufigkeit des Auftretens von Viruserkrankungen in Norddeutschland und dem Verlauf von Virusinfektionen vor allem in Hinblick auf den Erreger *Herpesvirus anguillae* (HVA) sind aus Mitteln der Fischereiabgabe des Landes Schleswig-Holstein geplant.

Als in besonderem Maße interessant und durch die oben genannten Projekte nur teilweise abgedeckt erscheint die Problematik der eindeutigen Erkennung von Besatz- gegenüber natürlich eingewanderten Aalen sowie der Erfassung möglicher Unterschiede sowohl in Hinblick auf individuelles Wachstum bzw. Sterblichkeit als auch hinsichtlich ihres Wanderverhaltens, zumal völlig ungeklärt ist, ob Besatzaale tatsächlich in gleichem Maße befähigt sind, die 5000 bis 6000 km lange Laichwanderung in die Sargassosee zu bewältigen. Hierfür wurden aus Mitteln dieses Projektes noch 50 Life-Storage Tags erworben, um in Form einer Pilotstudie das Wanderverhalten vor allem von Blankaalen in Küstennähe zu erforschen und bei Beeinträchtigungen spezifischer Bewegungsmuster Rückschlüsse auf mögliche Ursachen ziehen zu können.

## 6. Literaturverzeichnis

- Andersen, KH, Nielsen, A, Thygesen, UH, Hinrichsen H-H, Neuenfeldt S (2007) Using the particle filter to geolocate Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Baltic Sea, with special emphasis on determining uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 618-627
- Bath Martin G, Thorrold SR, Jones CM (2004) Temperature and salinity effects on strontium incorporation in otoliths of larval spot (*Leiostomus xanthurus*). *Can J Fish Aquat Sci* 61: 34-42
- Buckel JA, Sharack BL, Zdanowicz VS (2004) Effect of diet on otolith composition in *Pomatomus saltatrix*, an estuarine piscivore. *J Fish Biol* 64:1469–1484
- Busch AO, Lafferty KD, Jeffrey LM, Shostak AW (1997) Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *J Parasitol* 83(4): 575-583
- Bychowski BE (1961) Monogenetic trematodes, their classification and phylogeny, W.J. Hargis, and P.C. Oustinoff (eds.). American Institute of Biological Sciences, Washington, D.C., 626 pp
- Campana SE (1999) Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar Ecol Prog Ser* 188: 263–297
- Council Regulation (EC) 1100/2007 (2007) Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Official Journal of the European Union*, L248: 17–23
- Davidse A, Haenen OLM, Dijkstra SG, van Nieuwstadt AP, van der Vorst TJK, Wagenaar F, Wellenberg GJ (1999) First isolation of herpesvirus of eel (*Herpesvirus anguillae*) in diseased European eel (*Anguilla anguilla*) in Europe. *Bull Eur Ass Fish Pathol* 19(4): 137-141
- Dekker W (2003) On the distribution of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its fisheries. *Can J Fish Aquat Sci* 60: 787-799
- Di Cave D, Berrilli F, De Liberato C, Orecchia P, Kennedy CR (2001) Helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Adriatic coastal lagoons in Italy. *J Helminthol* 75: 7-13
- Durif C, Elie P (in press) Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel. In *Eels at the Edge: Science, Status, and Conservation Concerns*. Ed. by JM Casselman and DK Cairns. Proceedings of the 2003 International Eel Symposium. American Fisheries Society Symposium Publication, Bethesda, MD
- EELREP (2005a) Estimation of the reproduction capacity of European eel. Final report. <http://www.fishbiology.net/eelrepsum.html>.
- EELREP (2005b) Estimation of the reproduction capacity of European eel. Summary & recommendations. <http://www.fishbiology.net/eelrepsum.html>
- Farrell J, Campana SE (1996) Regulation of calcium and strontium deposition on the otoliths of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Comp Biochem Physiol* 115A(2):103–109



- Gallahar NK, Kingsford MJ (1996) Factors influencing Sr/Ca ratios in otoliths of *Girella elevata*: an experimental investigation. J Fish Biol 48:174–186
- Gibson DI, Jones A, Bray RA (2002) Keys to the Trematoda. Volume I. CABI Publishing, Wallingford, UK & The Natural History Museum, London, UK : 521 pp
- Hamer PA and Jenkins GP (2007) Comparison of spatial variation in otolith chemistry of two fish species and relationships with water chemistry and otolith growth. J Fish Biol 71: 1035-1055
- Hoff GR, Fuiman LA (1995) Environmentally induced variation in elemental composition of Red Drum (*Sciaenops ocellatus*) otoliths. Bul Mar Sci 56(2): 578-591
- ICES (2002) Report of the ICES/EIFAC working group on eels.
- Jones A, Bray RA, Gibson DI (2005) Keys to the Trematoda. Volume II. CABI Publishing, Wallingford, UK & The Natural History Museum, London, UK : 768 pp
- Kabata Z (1979) Parasitic copepoda of British fishes. The Ray Society, London 152: 468 pp
- Khalil LF, Jones A, Bray RA (1994) Keys to the cestode parasites of vertebrates. CAB International, Wallingford: 751 pp
- Kennedy CR, Di Cave D, Berrilli F, Orecchia P (1997) Composition and structure of helminth communities in eels *Anguilla anguilla* from Italian coastal lagoons. J Helminthol 71: 35-40
- Kennedy CR, Berrilli F, Di Cave D, De Liberato C, Orecchia P (1998) Composition and diversity of helminth communities in eels *Anguilla anguilla* in the River Tiber: long-term changes and comparison with insular Europe. J Helminthol 72: 301-306
- Kennedy CR (2007) The pathogenic helminth parasites of eels. J Fish Dis 30: 319-334
- Killworth PD, Stainforth D, Webbs DJ, Paterson SM (1991) The development of a free-surface Bryan-Cox-Semtner ocean model. J Phys Oceanogr 21: 1333-1348
- Køie M (1988a) Parasites in European Eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. Ophelia 29: 93-118
- Køie M (1988b) Parasites in eels, *Anguilla anguilla* (L.), from eutrophic Lake Esrum (Denmark). Acta Parasitologica Polonica 33: 89-100
- Køie M (1991) Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). Journal de la Conseil International pour l'Exploration de la 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. J Fish Biol 64: 435-447

- Lehmann A (1995) A three-dimensional baroclinic eddy-resolving model of the Baltic Sea. *Tellus* 47A: 1013-1031
- Lehmann J, Stürenberg FJ, Kullenmann Y, Kilwinski J (2005a) Umwelt- und Krankheitsbelastungen der Aale in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 2: 35-40
- Lehmann J, Stürenberg FJ, Mock D, Feldhaus A (2005b) Untersuchungen auf virale Infektionen bei Aalen. *Fischer & Teichwirt* 6: 205-206
- Limburg KE (1995) Otolith strontium traces environmental history of subyearling American shad (*Alosa sapidissima*). *Mar Ecol Prog Ser* 119:25–35
- Margolis L, Esch GW, Holmes JC, Kuris AM, Schad GA (1982) The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc committee of the American Society of Parasitologists). *J Parasitol* 68(1): 131-133
- Mayr A, Bachmann PA, Bibrack B, Wittmann G (1986) *Virologische Arbeitsmethoden Band I*, Gustav Fischer Verlag
- Moravec F (1994) Parasitic nematodes of freshwater fishes of Europe. Academy of Sciences of the Czech Republic. Academia, Praha: 473 pp
- Neuenfeldt S, Hinrichsen HH, Nielsen A, Andersen KH (2007) Reconstructing migrations of individual cod (*Gadus morhua* L.) in the Baltic Sea by using electronic data storage tags. *Fish. Oceanogr.* 16(6): 526-535
- Palstra AP, van Ginneken VJT, Murk AJ, van den Thillart G (2006) Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften* 93(3): 145-148.
- Palstra AP, Heppener DFM, van Ginneken VJT, Szekely C; van den Thillart GEEJM (2007) Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*. *J Exp Mar Biol Ecol* 352: 244-256
- Riemann F (1988) Nematoda. In: Higgins, R.P. & Thiel, H. (Hrsg.), *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press Washington D.C.: 293-301
- 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. *J Virol Method* 124: 87-95
- Scheinert P, Baath C (2004) Das Aal-Herpesvirus – Eine neue Bedrohung der Aalbestände? *Fischer & Teichwirt* 6: 692-693
- Scheinert P, Baath C (2006) Untersuchungen zum Vorkommen des *Herpesvirus anguillae* (HVA) in den Aalpopulationen bayerischer Gewässer. *Fischer & Teichwirt* 8: 289-293

Schmidt W (2008) Untersuchungen zur Schwermetall-Kontamination von Aalen (*Anguilla anguilla*) aus verschiedenen Habitaten. Diplomarbeit Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 83 pp

Schröder J (2004) Der Einfluss von Umweltfaktoren auf die chemische Mikrostruktur von Fischotolithen. Diplomarbeit Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 114 pp

Smedes F (1999) Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *Analyst* 124: 1711-1718

Svedäng H, Wickström H (1997) Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. *J Fish Biol* 50:475–486

Tesch FW (1999) *Der Aal*. 3., neu bearb. Aufl., Hamburg und Berlin: Paul Parey, 397 pp

van Ginneken VJT, van den Thillart GEEJM (2000) Eel fat stores are enough to reach the Sargasso. *Nature (London)* 403:156–157

van Ginneken V, van den Thillard G, Palstra A (2005) Possible causes for the decline of the European eel population. *Fish and diadromy in Europe. International symposium, Bordeaux 29 mars – 1er avril 2005*: 124.

Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Kommission zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln

Westin L (2003) Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Mar Ecol Prog Ser* 254: 307-311

## 7. Anhang

### Kooperationspartner

Dr. U Brämik und Erik Fladung  
Institut für Binnenfischerei e.V.  
Im Königswald 2  
14469 Potsdam

Rikke Frandsen  
National Institute of Aquatic Resources  
Technical University of Denmark  
Nordsøen Forskerpark  
9850 Hirtshals  
Dänemark

Herr A. Jacobsen  
Fischermeister  
Fischerweg 1  
23684 Scharbeutz / Pönitz am See

Prof. Dr. Sven Klimpel  
Institut für Zoomorphologie, Zellbiologie und Parasitologie  
Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf,  
Universitätsstraße 1,  
40225 Düsseldorf

Prof. Dr. Andreas Klügel  
Universität Bremen  
Fachbereich Geowissenschaften  
Klagenfurter Straße  
28359 Bremen

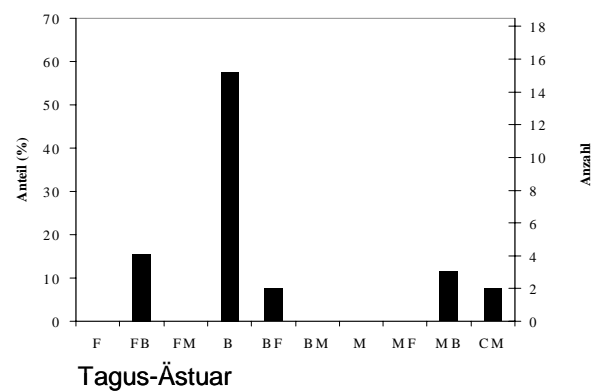
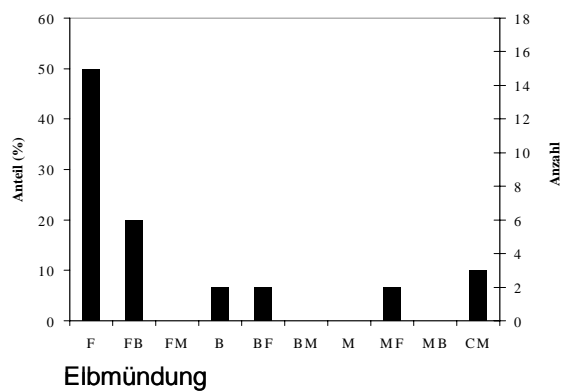
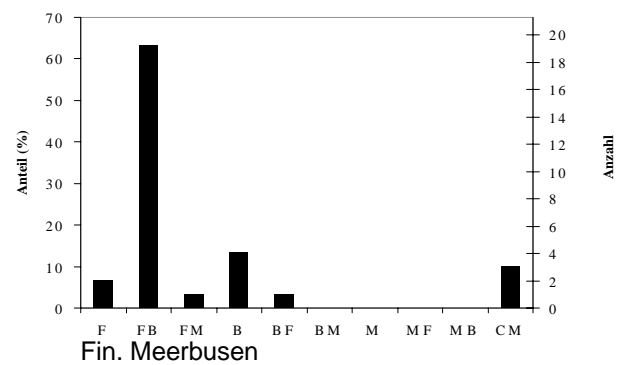
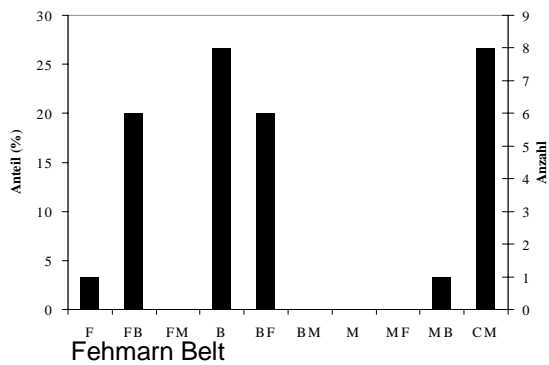
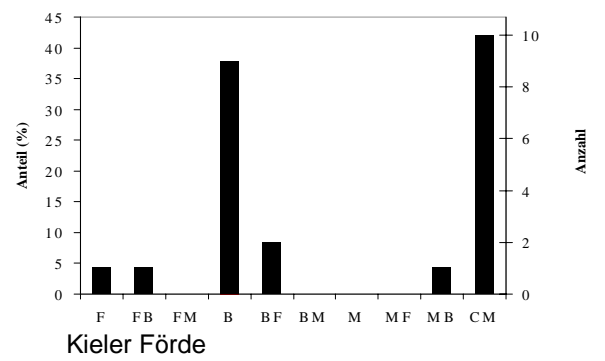
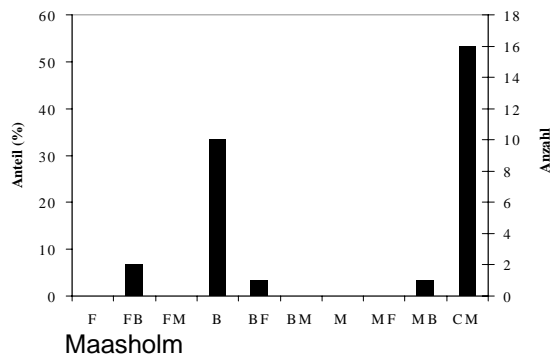
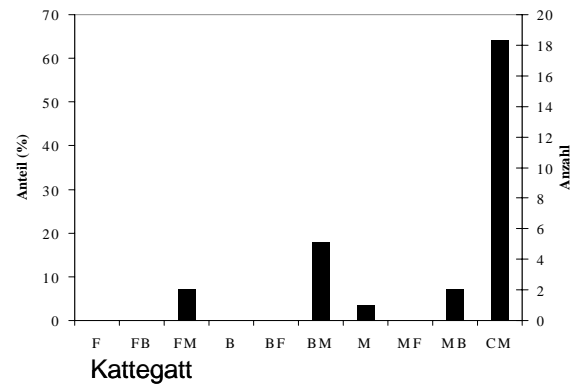
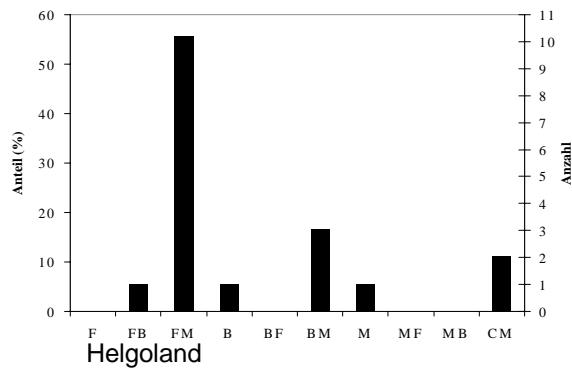
Joana Ferreira Marques, Ph.D.  
Instituto de Oceanografia  
Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa  
Campo Grande  
1749-016 Lisboa  
Portugal

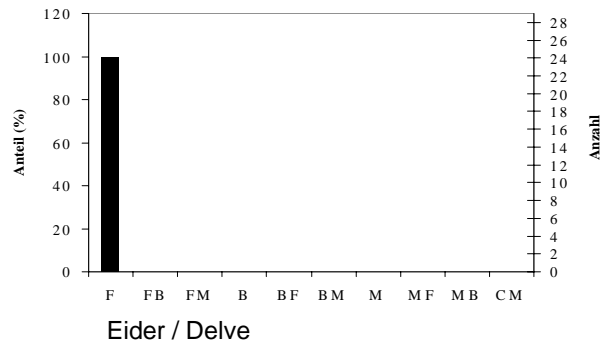
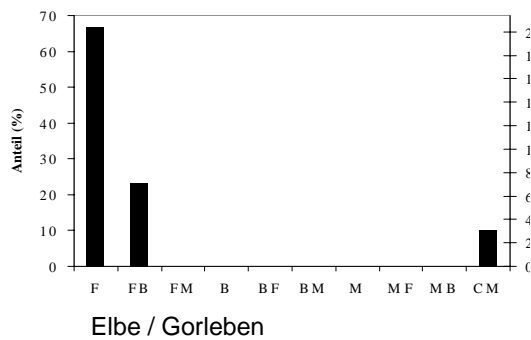
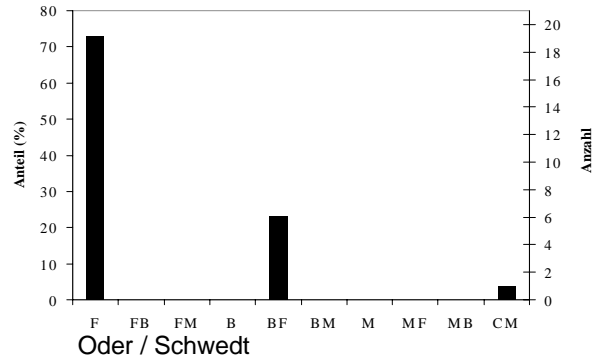
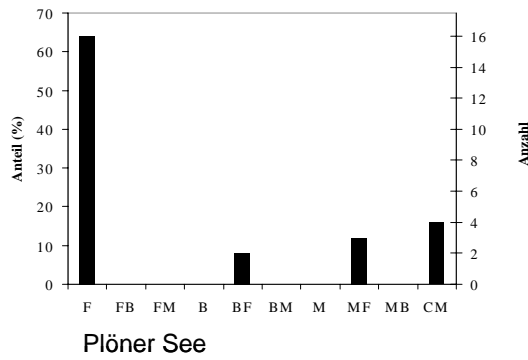
Prof. Dr. Bernd Sures  
Universität Duisburg-Essen  
Angewandte Zoologie / Hydrobiologie  
Universitätsstr. 5,  
45117 Essen

Prof. Dr. Dieter Steinhagen  
Tierärztliche Hochschule Hannover  
Abteilung Fischkrankheiten  
Bünteweg 17  
30559 Hannover

Jouni Tulonen  
Evo Game and Fisheries Research  
Finnish Game and Fisheries Research Institute  
Rahtijärventie 291  
16970 Evo  
Finnland

## Wanderverhalten der Aale an den verschiedenen Standorten





**Abbildung 19:** Abgebildet sind der prozentuale Anteil der Wandergruppen an der Gesamtheit der gefangenen Aale und die Anzahl der Individuen pro Wandergruppe für jeden Standort.

# Teilnahme an der Galathea-Expedition in die Sargassosee

21.03.-19.04.2007

**04HS065 - Aufstockung**

## Schlussbericht



**Prof. Dr. Reinhold Hanel**



**IFM-GEOMAR**

Leibniz-Institut für Meereswissenschaften  
an der Universität Kiel

**in Zusammenarbeit mit**  
Technical University of Denmark  
Institut Maurice Lamontagne, Mont-Joli, Canada  
School of Marine Sciences, University of Maine  
Université Laval, Québec, Canada  
Katholieke Universiteit Leuven, Belgien

## **1. Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens**

### **1.1. Planung und Ablauf des Vorhabens**

Im Rahmen des für die Zeit vom 21. März bis 19. April 2007 geplanten Fahrtabschnittes der dänischen Galathea 3 – Expedition in die Sargassosee sollten während der errechneten Hauptlaichzeit laichreife Elterntiere des Europäischen Aals gefangen werden. Um dieses, eines der Hauptziele der Expedition zu erreichen, wurde zusätzlich zum Einsatz der dänischen Korvette „RV Vedderen“ die „Newfoundland Alert“, ein 36 m langer der kanadische Fischerei-Trawler, gechartert.

Die wesentlichen Ziele der gesamten Expedition waren:

1. Analyse der Verteilung von Aal-Eiern und Larven in Relation zu ozeanographischen Besonderheiten (Strömungen, Fronten, Wirbel, Pyknoklinen)
2. Vergleich der Verteilungsmuster der Leptocephali des Europäischen und des Amerikanischen Aals
3. Vergleich mit den Ergebnissen früherer Expeditionen
4. Analyse der Zusammensetzung und Produktivität von Planktongemeinschaften in den Laichgebieten des Aals (südliche Sargassosee). Mageninhaltsanalysen an Aal-Larven anhand von DNA-Sonden
5. Bestimmung der genetischen Diversität über das Verbreitungsgebiet der Aal-Larven
6. Pelagische Schleppnetzfisherei zum Fang adulter, laichreifer Aale

### **1.2. Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde**

Die Kenntnisse über das Laichgebiet und die Laichzeit des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) beruhen auf Beobachtungen des räumlichen und zeitlichen Auftretens der Larven, wobei ein breiter Überlappungsbereich zum Amerikanischen Aal (*Anguilla rostrata*) besteht. In dem angenommenen Laichgebiet selbst, dessen nördliche Begrenzung vermutlich von der Temperaturfront der subtropischen Konvergenz gebildet wird, konnten bislang trotz mehrmaliger Versuche keine adulten Aale gefunden werden. Frühere Bemühungen zur Aufklärung des ozeanischen Teils der Lebensgeschichte des Europäischen Aals lieferten zwar zahlreiche wichtige Teilergebnisse, ohne jedoch die Wanderung der adulten Tiere zur Sargassosee und die Drift der Larven zurück zum Europäischen Schelf vollständig zu erklären. Zusätzlich gibt es noch ein weites Feld ungeklärter Fragen zu Verhalten und Physiologie der Aallarven.



## 2. Material und Methoden

Während auf der „RV Vedderen“ verschiedene Methoden vor allem zur Plankton-Probennahme, aber auch zusätzliche Fanggeräte wie Langleinen eingesetzt wurden, war die Aufgabe der „Newfoundland Alert“ vor allem der Fang adulter Aale mittels pelagischer Schleppnetz-Fischerei. Dazu wurde ein Netz mit einer horizontalen Öffnung von 80 m und einer Höhe von 18 m eingesetzt. Die gesamte Netzöffnung betrug also 1440 m<sup>2</sup> bei einer Schärpbrett-Distanz von 120 m. Dieses Netz wird zur kommerziellen Fischerei vor allem auf Rotbarsch im Nordwest-Atlantik eingesetzt. Um eine entsprechende Schleppgeschwindigkeit zu ermöglichen, nimmt die Maschenweite des Netzes von der Netzöffnung bis hin zum Steert kontinuierlich ab. An der Netzöffnung betrug die Maschenweite knapp 1 m, im Steert 19 mm. Die Vibrationen des Netzes sorgen aber dafür, dass pelagische Schwarmfische in den inneren Netzbereich „geleitet“ und damit effektiv gefangen werden.



Abb. 1: Pelagisches Schleppnetz an Bord der „Newfoundland Alert“

Weiters sollten auch auf der „Newfoundland Alert“ nach Aal-Larven gefischt werden. Hierfür wurde ein Plankton-Ringnetz mit einem Öffnungsdurchmesser von 2 m und einer Maschenweite von 500 µm eingesetzt.



Abb. 2: Plankton-Ringnetz mit einem Öffnungsdurchmesser von 2 m.

Die strategische Planung des Einsatzes der „Newfoundland Alert“ sah vor, entlang der von West nach Ost verlaufenden thermischer Fronten in der südwestlichen Sargassosee anhand von Echolot-Signalen nach Aalen zu suchen und bei Erkennung akustischer Ziele das pelagische Schleppnetz einzusetzen.

Des Weiteren sollte entlang der Fronten und südlich davon, im Besonderen in Bereichen des konzentrierten Auftretens der schwimmenden Braunalge *Sargassum sp.* auch ohne klare Echolot-Signale nachts in Tiefen von 50 bis 100 m und tagsüber in Tiefen von 200 bis 300 m nach adulten Aalen, zwischendurch aber auch unter Einsatz des Planktonnetzes nach Aal-Larven gefischt werden.

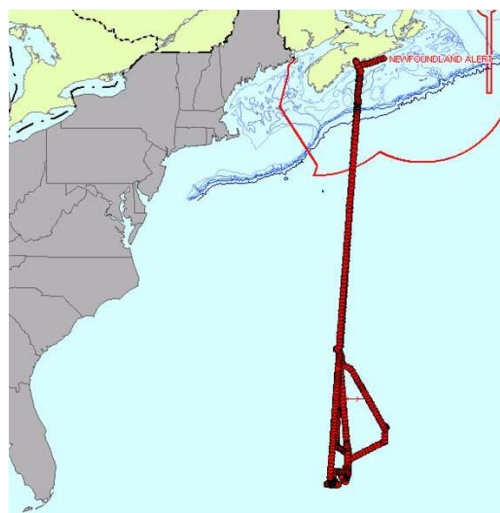


Abb. 4: Fahrtroute der „Newfoundland Alert“

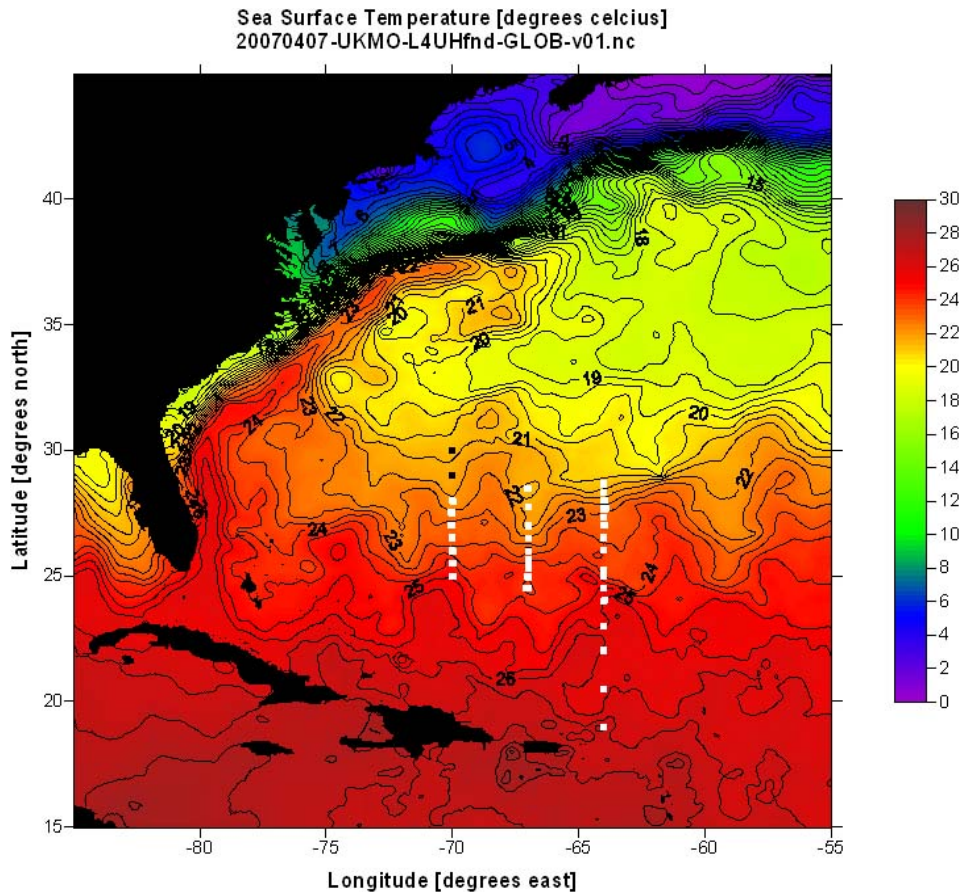


Abb. 3: Infrarot-Satellitenmessung der Oberflächentemperaturen im Bereich der Sargasso-see vom 07. April 2007. Die weißen Punkte zeigen die Probenahmestationen der "RV Vedderen".

Die Bestimmung der exakten Lage von thermischen Frontensystemen wurde durch die tägliche Übermittlung von online-Satellitenbildern in Form von Infrarot-Oberflächentemperatur-Karten (Sea Surface Temperature maps) ermöglicht. Des Weiteren erfolgte ein ständiger Transfer von Daten zwischen der „Newfoundland Alert“ und der „RV Vedderen“. Der Einsatz eines Seabird CTDs von Bord der „Newfoundland Alert“ war nur für den Fall des Fanges adulter Aale vorgesehen.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

##### 3.1.1. Planktonfänge

Insgesamt wurden 9 Ringnetz-Hols durchgeführt, mit dem Ziel, möglichst viele Aal-Leptocephali zu fangen. Des Weiteren wurden Proben direkt entlang von dichten *Sargassum-Feldern* und in geringer Entfernung parallel dazu genommen, um den Einfluss von *Sargassum*-Matten auf das Vorkommen von Leptocephali und anderen Fischlarven zu untersuchen. Die exakten Positionen der Fänge sind in Tabelle 1 dargestellt.

Station	Date	Time	Start position		End position		Tow speed, knots	Maximum depth, m
			Degrees, N	Degrees, W	Degrees, N	Degrees, W		
NA3	31.03.2007	20:40-21:50	26,25	64,09	26,29	64,08	2	100
NA14	11.04.2007	09:28-10:32	25,99	64,94	26,00	64,98	2,5	10
NA15	11.04.2007	11:40-13:10	26,00	65,01	26,03	64,95	1,9	10
NA16	11.04.2007	13:26-14:30	26,06	64,90	26,04	64,92	2	10
NA 17	11.04.2007	14:41-15:43	26,04	64,91	26,05	64,87	2	10
NA18	11.04.2007	16:00-17:00	26,05	64,87	26,05	64,84	2	10
NA19	11.04.2007	17:15-19:10	26,06	64,84	26,06	64,86	2	10
NA20	11.04.2007	19:35-22:35	26,09	64,86	26,16	64,97	2	100
NA21	11.04.2007	22:55-01:55	26,16	64,98	26,10	64,88	2	100
NA22	12.04.2007	02:15-06:30	26,10	64,87	26,20	65,01	2	100

Tab. 1: Stationsprotokoll für das Plankton-Ringnetz

Vor allem in den letzten 3 Hols wurden mit insgesamt 54 gefangenen *Anguilla*-Leptocephali entsprechend hohe Häufigkeiten des Auftretens von Aal-Larven nachgewiesen. Nachdem aber keine der Larven eine Körperlänge von 10 mm unterschritt (Abb xx), wiesen auch diese bereits ein Alter von mindestens 2 Wochen auf. Ein Nachweis eines Laichplatzes wurde damit also nicht erbracht.

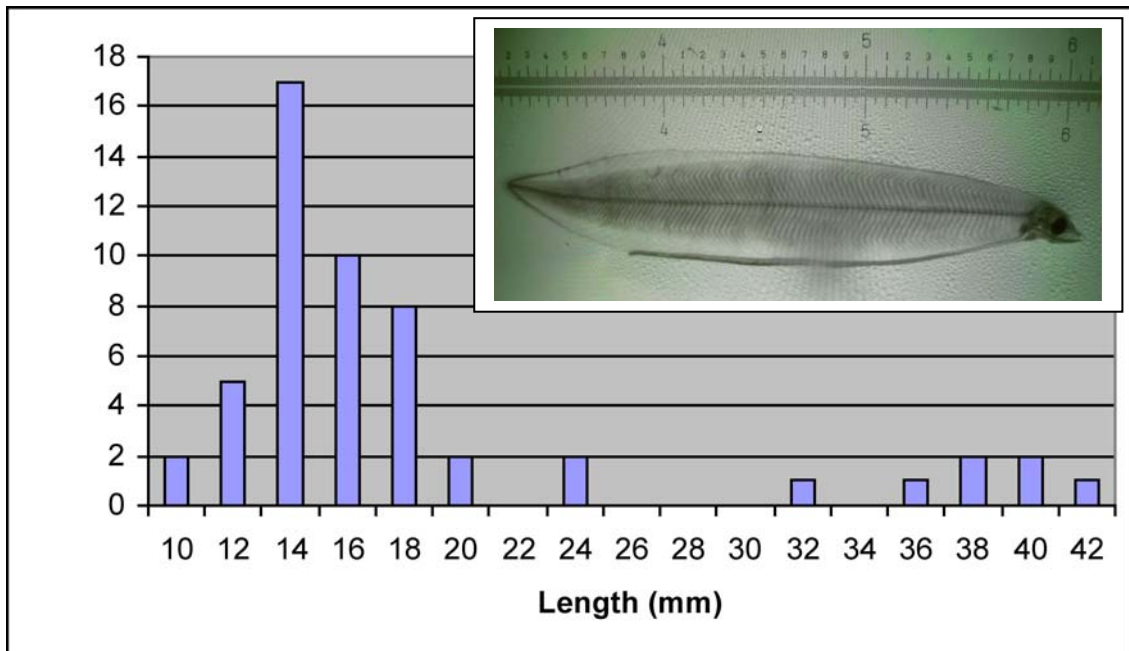


Abb. 5: Längenfrequenzhistogramm der gefangenen *Anguilla* sp. – Leptocephali

### 3.1.2. Pelagische Schleppnetz-Fänge

Das pelagische Schleppnetz wurde erstmals am 30.03.2007, kurz nach Erreichen der thermischen Frontensysteme, eingesetzt. Nachdem der erste Fang tagsüber praktisch erfolglos verlief, wurde wie geplant nachts im Bereich erhöhter *Sargassum*-Konzentrationen bis in eine Tiefe von 91 m gefischt. Nachdem bereits am frühen Abend Buckelwale in der Nähe des Schiffes gesichtet wurden, geschah in der Nacht das völlig Unerwartete, nämlich die vollständige Zerstörung des Schleppnetzes mehrere Tausend Meter über Grund. Die einzig logische Erklärung für das Abreißen des Netzes ist, dass sich ein Wal in die Netzöffnung verirrt haben muss. Derartige Unfälle mit Grosswalen sind kaum bekannt und offensichtlich äußerst selten. Der Vorfall hatte aber gravierende Folgen, nachdem die Reparatur des Netzes insgesamt 7 volle Tage in Anspruch nahm, verbunden auch mit der erforderlichen Rückkehr nach Bermuda, weil eine Endmontage der Netzteile an Bord nicht möglich war.

Nach Rückkehr in das Untersuchungsgebiet wurde die Probenahme am 7. April fortgesetzt, allerdings nur mit mäßigem Erfolg. In den 10 Hols, von denen allein 5 im Bereich 26°N, 65°W, also in der Zone des verstärkten Auftretens von Aal-Larven, durchgeführt wurden, konnten keine adulten Aale nachgewiesen werden.

## Expeditionsbericht - Sargassosee

Station	Start date	Start time (ADT)	Start position		End position		Tow speed, knots	Maximum depth, m
	(mm/dd/yyyy)		Degrees, N	Degrees, W	Degrees, N	Degrees, W		
NA1	30.03.2007	11:50-13:55	27,87	64,09	27,77	64,07	3,3	558
NA2	31.03.2007	04:00-07:00					4	91
NA4	07.04.2007	21:09-00:48	27,75	64,62	27,61	64,39	4	305
NA5	08.04.2007	01:55-07:00	27,58	64,34	27,38	64,03	4	512
NA6	08.04.2007	13:50-15:39	26,57	64,03	26,65	64,04	2,6	695
NA7	08.04.2007	17:08-19:00	26,60	64,04	26,45	64,03	4.5-5.0	302
NA8	08.04.2007	20:15-06:30	26,50	64,05	26,52	64,82	4	470
NA9	09.04.2007	12:13-14:16	25,88	64,85	25,88	64,95	3,4	549
NA10	09.04.2007	20:15-06:33	25,89	64,68	25,88	64,57	3,5	183
NA11	10.04.2007	11:35-14:21	25,92	64,98	26,02	65,08	4.5-2.8	933
NA12	10.04.2007	20:30-00:32	26,05	64,94	25,91	65,19	4,5	101
NA13	11.04.2007	01:20-07:00	25,92	65,18	26,11	64,76	4	91

Tab. 2: Stationsprotokoll für das pelagische Schleppnetz



Abb. 6: Zerstörtes Netz nach vermutlicher Beschädigung durch einen Wal

Es gab auch über die gesamte Zeit keine auswertbaren Echolot-Signale, die auf Fisch-Ansammlungen oder das Auftreten größerer Einzelfische hingewiesen hätten. Insgesamt lagen die Fangmengen jeweils deutlich unter 1 kg, nur wenige mesopelagische Fische wie Leuchtsardinen, Beilbäuche und Vipernfische und Tintenfische blieben in den Netzmaschen hängen. Eine vollständige Liste der gefangenen Organismen bietet Tabelle 3 im Anhang.

### **3.2. Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse**

Hinsichtlich der Plankton-Probenahmen kann die Teilnahme an der Expedition als Erfolg gewertet werden. Die Anzahl der gefangenen Leptocephali lässt interessante Ergebnisse sowohl hinsichtlich der genetischen Untersuchungen als auch der Untersuchungen der Otolithenmikrochemie erwarten. Etwa zwei Drittel der Aal-Larven wurden direkt nach dem Fang aus den Planktonproben sortiert und für weitere DNA- und RNA-Analysen in RNAlater fixiert. Alle nicht derart fixierten Larven wurden in Ethanol überführt und stehen nach Feststellung, ob es sich jeweils um *Anguilla anguilla* oder um *Anguilla rostrata* handelt auch für mikrochemische Untersuchungen am IFM-GEOMAR zur Verfügung. Auch die weitere Bearbeitung der Nicht-*Anguilla*-Ichthyoplankton-Proben der „Newfoundland Alert“ wird am IFM-GEOMAR erfolgen, zumal die taxonomische Expertise hier am besten gewährleistet ist. Eine vorläufige Artenliste für Fischlarven und Cephalopoden findet sich im Anhang.

Hinsichtlich der pelagischen Schleppnetzfisherei konnte trotz des Einsatzes eines kommerziellen Trawlers mit erfahrener Besatzung eines der angestrebten Ziele, nämlich der Fang adulter Aale in der Sargassosee, nicht erreicht werden. Unabhängig von den unerwarteten und wohl einmaligen Erfahrungen bezüglich der Beschädigung des Netzes durch einen Wal verbleiben hinsichtlich der Eignung des verwendeten pelagischen Schleppnetzes zum Fang von Aalen massive Zweifel. Der Netzaufbau mit großen Maschen an der Netzöffnung eignet sich im Besonderen zum Fang von pelagischen Schwarmfischen. Ob Aale im offenen Wasser ein ähnliches Verhalten zeigen und sich durch die Vibrationen des Netzes in den Steert leiten lassen, ist äußerst zweifelhaft. Auch die Verwendung eines hinsichtlich der verwendeten Maschenweiten ähnlich strukturierten Gloria-Trawls lässt kaum eine Verbesserung der Fangeffizienz erwarten. Es wäre daher zu überlegen, bei einem abermaligen Versuch ein modifiziertes Shrimp-Net zu verwenden, um bereits an der Netzöffnung mit deutlich geringeren Maschenweiten ein Entweichen von Fischen zu erschweren.

Die gewonnenen Erkenntnisse sowohl hinsichtlich der lokalen Eingrenzung des Laichgebietes als auch hinsichtlich der Eignung von Fanggeräten sind für zukünftige Untersuchungen von großem Wert. Zusätzlich sind durch die in Bearbeitung befindlichen Analysen zur genetischen Diversität der Leptocephali, zur mikrochemischen Zusammensetzung der Otolithen, zu Struktur und Verteilung der

Planktongemeinschaften und der genetischen Bestimmung der Mageninhalte der Aal-Larven weitere wichtige Ergebnisse auch hinsichtlich des Fischereimanagements des Europäischen Aals zu erwarten.

#### **4. Zusammenfassung**

Im Rahmen des vom 21. März bis 19. April 2007 durchgeführten Fahrtabschnittes der dänischen Galathea 3 – Expedition sollte neben Analysen der Verteilung von Aal-Eiern und Larven in Relation zu ozeanographischen Besonderheiten und der Zusammensetzung und Produktivität von Planktongemeinschaften in den Laichgebieten des Aals während der errechneten Hauptlaichzeit auch nach laichreifen Elterntiere des Europäischen Aals gefischt werden. Um dieses Expeditionsziel zu erreichen, wurde zusätzlich zum Einsatz der dänischen Korvette „RV Vedderen“ die „Newfoundland Alert“, ein 36 m langer der kanadische Fischerei-Trawler, gechartert. Während die Plankton-Probenahmen insgesamt sehr erfolgreich verliefen und sich anhand der gefangenen Aal-Larven neue Erkenntnisse sowohl zur genetischen Diversität als auch zu Verteilung und Physiologie der frühen Lebensstadien des Aals erwarten lassen, war der versuchte Fang adulter Aale nicht von Erfolg gekrönt. Unabhängig von den unerwarteten und wohl einmaligen Erfahrungen bezüglich der durch einen Wal verursachten Schäden und der damit erforderlichen Reparatur des Netzes verbleiben hinsichtlich der Eignung des verwendeten Fanggerätes massive Zweifel. Das verwendete pelagische Schleppnetz, konstruiert zum Fang von Schwarmfischen, eignet sich aus vermutlich nicht zum Fang von Aalen und ebenso wenig zur Erfassung der Begleitfauna in Wassertiefen von 200 bis 700 m, also dem vermuteten Laichareal in der Sargassosee.

#### **5. Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen**

Aufgrund der Tatsache, dass auch im Rahmen dieser Expedition keine adulten Aale an ihren Laichplätzen in der Sargassosee gefangen werden konnten, bleiben viele der entscheidenden Fragen hinsichtlich der Gründe für den Bestandesrückgang der Art weiter ungeklärt. Trotzdem bieten die von beiden Schiffen insgesamt etwa 450 gefangenen Leptocephali die Grundlage für eine Vielzahl neuer Erkenntnisse zum besseren Verständnis der frühen Lebensstadien des Europäischen und Amerikanischen Aals. Erstmals wurden die Larven nicht in Formalin fixiert, sondern



noch an Bord aus den Planktonfängen sortiert und in RNA later bzw. Ethanol überführt, um Fragen zur genetischen Diversität, Hybridisierung und Genexpression untersuchen zu können. Zusätzlich werden die Otolithen einer repräsentativen Anzahl von Larven sowohl des Europäischen als auch Amerikanischen Aals ebenso wie von Hybriden der beiden Arten isoliert und im Laufe des kommenden Jahres ans Leibniz-Institut für Meereswissenschaften für weiterführende mikrochemische Untersuchungen übermittelt. Des Weiteren sind wir mit unserer Arbeitsgruppe in die Analyse der Planktongemeinschaften involviert.

Kiel, am 14. Dezember 2007-12-14

Prof. Dr. Reinhold Hanel

Anhang



*Echiostoma barbatum*



Crustacea indet.



*Aristostomias* sp.



*Melanostomus valdiviae*



*Gonostoma denudatum*



*Avocettina infans*



*Ornithoteuthis antillarum*



*Ceratoscopelus warmingii*

Abb. 7: Auswahl gefangener Arten

## Chronologie der Reise

- 21.03.2007 Auslaufen der „Newfoundland Alert“ von Neufundland nach Halifax  
21.03.2007 Abflug von Hamburg über New York nach Halifax  
22.03.2007 Treffen der Expeditionsteilnehmer. Das für den 23.03.2007 geplante Auslaufen der „Newfoundland Alert“ verzögert sich aufgrund des bedingt durch die schlechten Witterungsbedingungen (Sturm!) verspäteten Auslaufens in Neufundland  
25.03.2007 Ankunft der „Newfoundland Alert“ in Halifax, Beladen und Auslaufen in Richtung Bermuda  
28.03.2007 Ankunft in St. George, Bermuda, Tanken  
29.03.2007 Auslaufen von St. George in Richtung Süden  
30.03.2007 Erster Einsatz des Pelagischen Schleppnetzes, Testfang  
31.03.2007 Weiterfahrt nach Süden in Richtung der ozeanischen Fronten, am Abend Sichtung von Buckelwalen, während des Trawlings in der Nacht Verlust des Schleppnetzes!  
01.04.2007 Crew-Wechsel, Michael Möller Hansen und Louis Bernatchez steigen um auf die RV Vedderen, Beginn der Netz-Reparaturarbeiten  
05.04.2007 Abschluss der Netz-Reparaturarbeiten auf den Docks von St. George, Bermuda  
06.04.2007 Auslaufen von St. George in Richtung Süden  
07.04.2007 Erreichen der Frontensysteme, erneuter Beginn der Probennahme mit pelagischem Schleppnetz und 2-m-Ringnetz entlang der ozeanischen Fronten  
12.04.2007 Abschluss der Probenahme, Rückfahrt nach Bermuda  
14.04.2007 Einlaufen in Bermuda, Entladen des Schiffes  
18.04.2007 Rückflug über New York nach Hamburg  
19.04.2007 Ankunft in Hamburg  
19.04.2007 Ankunft der „Newfoundland Alert“ in Halifax  
22.04.2007 „Newfoundland Alert“ zurück in Neufundland

## Midwater Trawl - Samples

Station	Genus	Species	Comments
NA1	<i>Argyropelecus</i>	<i>aculeatus</i>	
	Bryozoa	indet.	on <i>Sargassum</i>
	Nemertini	indet.	on <i>Sargassum</i>
NA4	<i>Echiostoma</i>	<i>barbatum</i>	
NA5	Myctophidae	indet.	
	Acari	indet.	
	Leptocephalus	indet.	
	Crustacea	indet.	
	Pyrosoma	indet.	
NA6	<i>Argyropelecus</i>	<i>aculeatus</i>	
	Crustacea	indet.	
	Phyllosoma	larvae, indet.	
	<i>Pyrosoma</i>	indet.	
NA7	Cephalopoda	indet.	only two arms
	<i>Vinciguerra</i>	cf. <i>nimbaria</i>	
NA8	Tunicata	indet.	
	<i>Echiostoma</i>	<i>barbatum</i>	
	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	
	<i>Aristostomias</i>	sp.	
	<i>Eustomias</i>	sp.	
	<i>Gonostoma</i>	<i>denudatum</i>	
	<i>Ceratoscopelus</i>	<i>warmingii</i>	
	<i>Diaphus</i>	<i>vanhoeffeni</i>	
	Cephalopoda	indet.	
	<i>Diaphus</i>	sp.	
	Myctophidae	sp.	
	Gonostomatidae	sp.	
NA9	Paralepididae	sp.	
	<i>Margrethia</i>	sp.	
	<i>Argyropelecus</i>	cf. <i>hemigymnus</i>	
	<i>Gonostoma</i>	<i>denudatum</i>	
	Myctophidae	indet.	
NA10	Melanostomatidae	indet.	
	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	
	<i>Eustomias</i>	sp.	
	<i>Diaphus</i>	cf. <i>taaningi</i>	
NA11	Cephalopoda	indet.	
	Bryozoa	indet.	
	Crustacea	indet.	
NA12	<i>Melanostomus</i>	<i>valdiviae</i>	
	Myctophidae	indet.	
	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	
	<i>Ceratoscopelus</i>	<i>warmingii</i>	
	<i>Diaphus</i>	<i>perspicillatus</i>	
	<i>Lampanyctus</i>	cf. <i>nobilis</i>	
NA13	<i>Avocettina</i>	<i>infans</i>	
	<i>Lampanyctus</i>	<i>photonotus</i>	
	Myctophidae	indet.	
	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	
	<i>Lampanyctus</i>	<i>photonotus</i>	

## Ringnet - Samples

NA14	fish larvae and cephalopods extracted, rest in formaldehyde
NA15	whole sample in formaldehyde
NA16	whole sample in formaldehyde
NA17	whole sample in formaldehyde
NA18	whole sample in formaldehyde
NA19	fish larvae and cephalopods extracted, rest in formaldehyde
NA20	leptos, fish larvae and cephalopods sorted, rest in EtOH
NA21	leptos, fish larvae and cephalopods sorted, rest in EtOH
NA22	leptos, fish larvae and cephalopods sorted, rest in EtOH

## Side Samples

ID	genus	species	latitude	longitude	date		
S1	<i>Exocoetus</i>	<i>obtusirostris</i>	28°02 N	64°05 W	30.03.2007	male	dead on board
S2	<i>Exocoetus</i>	<i>obtusirostris</i>	28°02 N	64°05 W	30.03.2007	male	dead on board
S3	Bryozoa	indet	26°53 N	64°05 W	31.03.2007	on <i>Sargassum</i>	cast / dip net
S4	Bryozoa	indet	27°08 N	65°55 W	02.04.2007	on <i>Sargassum</i>	cast / dip net
	Hydrozoa	indet	27°08 N	65°55 W	02.04.2007	on <i>Sargassum</i>	cast / dip net
S5	<i>Exocoetus</i>	<i>obtusirostris</i>	30°01 N	64°44 W	13.04.2007		dead on board
S6	Lepiidae	indet	26°04 N	64°54 W		on floating buoy	

## Tentative identification - Cephalopods

### NA-14

*Onykia carriboea*, 8 specimens (5.0; 4.5; 5.0; 5.5; 4.0; 3.0; 3.5; 3.0 mm)

Ommastrephidae, 1 specimen (1.5 mm)

*Thysanoteuthis rhombus*, nur Kopf

### NA-19

*Onykia carriboea*, 11 specimens (5.5; 4.5; 4.0; 3.0; 3.0; 3.0; 2.5; 2.5; 2.5; 2.0; 2.0 mm)

Ommastrephidae, 7 specimens (9.0; 6.0; 5.0; 5.0; 5.0; 4.0; 3.5 mm)

Enoploteuthidae (Typ *Enoploteuthis*) 2 specimen (3.0; 3.0 mm) gr. Saugnäpfe, 2 Photophoren pro Auge gut sichtbar bei großen Tieren)

*Thysanoteuthis rhombus*, 1 specimen (ca. 5.0 mm)

### NA-20

*Onychoteuthis banksi*, 1 specimen (5.5 mm) Gladius ragt posterior aus Mantel heraus

?Ommastrephidae, 1 specimen (8.5 mm) (schlanke Form, kein Rüssel)

### NA-22

*Pterygioteuthis gemmata* oder *P. giardi giardi*, 1 specimen (10.5 mm); Mantel ventral aufgeschnitten, um innere Photophoren-Muster zu erkennen.

*Onychoteuthis* sp., 1 specimen (5.0 mm)

Expeditionsbericht - Sargassosee

Familie	Art	N 20	N14	N22	Sonstige
Derichthyidae	<i>Derichthys serpentinus</i>			1	1
Nemichthyidae	<i>Nemichthys scolopaceus</i>			+	
Gonostomatidae	"Cyclothone" like			1	
Sternoptychidae	Sternoptychidae hatchet-Typ				+
Phosichthyidae	<i>Vinciguerria nimbaria</i>			+	+
Paralepididae	<i>Lestidiops</i> sp.	+		10	
Paralepididae	<i>Sudis atrox</i>			+	
Evermannellidae	<i>Evermannella</i> sp.			+	
Melamphaeidae	Melamphaeidae				1
Melanostomiidae	Melanostomiidae		2	+	+
Myctophidae	<i>Bolinichthys indicus</i>	+			
Myctophidae	<i>Bolinichthys supralateralis</i>	+			+
Myctophidae	<i>Centrobranchus nigroocellatus</i>				1
Myctophidae	<i>Ceratoscopelus warmingi</i>	+	47	24	+
Myctophidae	<i>Diaphus holti</i>			+	
Myctophidae	<i>Diaphus</i> sp.			1	
Myctophidae	<i>Diaphus</i> sp.	+			+
Myctophidae	<i>Diogenichthys atlanticus</i>			+	+
Myctophidae	Lampanyctinae L. indet			1	
Myctophidae	<i>Lampanyctus photonotus</i>	+			
Myctophidae	<i>Lampanyctus tenuiformes</i>	+		+	
Myctophidae	<i>Lepidophanes guentheri</i>		14	3	
Myctophidae	<i>Lobianchia gemellari</i>	+			
Myctophidae	cf. <i>Benthoosema</i> sp.			9	
Myctophidae	Myctophidae beschädigt	+	1	4	
Myctophidae	<i>Myctophum nitidulum</i>			1	
Myctophidae	<i>Nannobranchium</i> cf. <i>lineatum</i>			+	
Myctophidae	<i>Nannobranchium</i> sp.			+	
Myctophidae	<i>Notolychnus valdiviae</i>	+		+	+
Myctophidae	<i>Symbolophorus rufinus</i>			1	
Bregmacerotidae	<i>Bregmaceros</i> sp			+	
Gigantactinidae	cf. <i>Gigantactis</i> sp.		3		
Exocoetidae	<i>Exocoetus obtusirostris</i>				1
Exocoetidae	Cypselurinae: <i>Prognichthys</i> sp.		2		+
Hemiramphidae	<i>Oxyporhamphus micropterus</i>				1
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>				1
Scaridae	Scaridae			1	
Chiasmodontidae	Chiasmodontidae <i>Kali</i>			+	
Acanthuridae	<i>Acanthurus</i> sp.	+			
Gempylidae	<i>Diplospinus multistriatus</i>				+
Gempylidae	Gempylidae indet		2		+
Gempylidae	<i>Gempylus serpens</i>				
Bothidae	<i>Bothus</i> cf. <i>ocellatus</i>	+		8	