



Fischereiamt

Fische in Berlin

Aalprojekt

Inhalt

Laichbestandserhöhung des Aals in Berliner Gewässern im Zeitraum 2005-2012

| | |
|---|-----------|
| 1 Einleitung | 3 |
| 2 Untersuchungsmethodik | 4 |
| 2.1 Besatzaale | 4 |
| 2.2 Gelbaalmonitoring | 5 |
| 2.3 Telemetrische Untersuchungen der Blankaalabwanderung | 6 |
| 3 Ergebnisse | 7 |
| 3.1 Aalbesatzmaßnahmen | 7 |
| 3.1.1 Gewässerauswahl und Besatzmengen | 7 |
| 3.1.2 Untersuchungen des Aalbesatzmaterials | 9 |
| 3.2 Gelbaalmonitoring | 11 |
| 3.2.1 Körperlänge, Kopfformen, Reifezustand, Geschlechterverhältnis | 11 |
| 3.2.2 Gesundheitsstatus | 13 |
| 3.2.3 Kondition | 14 |
| 3.2.4 Altersbestimmung, Wachstum | 15 |
| 3.3 Telemetrische Untersuchung der Blankaalabwanderung | 16 |
| 4 Diskussion | 17 |
| 5 Zusammenfassung | 22 |
| 6 Literatur | 23 |
| Impressum | 27 |

Laicherbestandserhöhung des Aals in Berliner Gewässern im Zeitraum 2005-2012

1 Einleitung

Der Europäische Aal unterliegt einem äußerst langwierigen Entwicklungszyklus. So lebt der Aal 8 bis 12 Jahre in unseren Flüssen und Seen und wächst dabei als Gelbaal auf bis zu 1.000 g heran. Als Blankaal wandern die ausgewachsenen Tiere die Flüsse herab, um eine 5.000 km weite Wanderung durch den Atlantik bis zur Sargassosee anzutreten. Hier legen die Aalweibchen 4 bis 5 Millionen Eier in etwa 700 m Meerestiefe ab, die anschließend von den Männchen befruchtet werden; daraufhin sterben die Elterntiere ab. Aus den Eiern schlüpfen weidenblattförmige *Leptocephalus*-Larven, welche etwa drei Jahre lang passiv mit dem Golfstrom in Richtung europäische und nordafrikanische Küste treiben. Hier angekommen, entwickeln sich die Larven zu kleinen, durchsichtigen, etwa 0,5 g schweren, nun aber aalförmigen Fischen, den sogenannten Glasaalen. Die Glasaale wandern zumeist in größeren Schwärmen, nun schon dunkel gezeichnet, als Steigaale flussaufwärts, um sich hier wiederum zu geschlechtsreifen (adulten) Tieren zu entwickeln.

Für die Fischereiunternehmen im Berliner Havel/Spree-Gebiet stellt der Aal die wichtigste Wirtschaftsgrundlage dar (BRÄMICK et al. 2008). Seit mehr als zwei Jahrzehnten sind die Fänge sowohl von Aalen vermarktungsfähiger Größe als auch von juvenilen Aalen (Glasaalen) in ganz Europa stark rückläufig (MORIARTY & DEKKER 1997, DEKKER 2004). Durch jährlich sinkende Fangerträge bei gleichzeitig deutlich gestiegenen Besatzkosten sind sowohl die Erwerbs- als auch die Angelfischerei stark von dieser Entwicklung betroffen. Der Rückgang der Aalfänge im europäischen Maßstab ist wahrscheinlich Ausdruck einer verringerten Bestandsgröße. Nach Einschätzung des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) befindet sich der Bestand des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) mittlerweile außerhalb sicherer biologischer Grenzen (ICES 1999), d.h. es ist keine nachhaltige Nutzung mehr möglich. Aus diesem Grund hat die Europäische Union eine „Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals“ (EUROPÄISCHE UNION 2007) verabschiedet, in der die Aufstellung von Aal-Managementplänen für alle Einzugsgebiete zur Sicherung einer Abwanderung von 40 % der ursprünglichen Blankaalmenge gefordert wird.

Die deutschen Aalbewirtschaftungspläne (ANONYMUS 2008) wurden im Jahr 2008 bei der Europäischen Kommission eingereicht und im April 2010 genehmigt. Der für das Berliner Havel/Spree-Gebiet relevante Aalbewirtschaftungsplan für die Elbe (BRÄMICK et al. 2008) beinhaltet als wichtige Managementmaßnahme Aalbesatz. Im Zusammenhang mit dem Projekt „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ werden die Berliner Gewässer seit 2005 in größerem Umfang mit vorgestreckten Aalen (Farm-aalen) besetzt. Die Maßnahmen werden durch Fördermittel der Europäischen Union und des Landes Berlin unterstützt. Langfristiges Ziel der Besatzmaßnahmen ist eine Erhöhung der Menge abwandernder Blankaale und damit des potentiellen Laicherbestandes des Europäischen Aals. Weitere Maßnahmen zum Schutz und Erhalt der Berliner Aalbestände betreffen die:

- Erhöhung des Mindestmaßes von 45 auf 50 cm für die Erwerbs- und Angelfischerei
- Beschränkung der Fangmengen für Angler auf maximal 3 Aale je Fangtag
- Verringerung der zulässigen Rechenstabweite an Wasserentnahmestellen von 20 auf 15 mm

- Verpflichtung zur Registrierung des gewerblichen Aalfangs, zur Führung einer detaillierten Fang- und Besatzstatistik und zur Dokumentation der Handelstätigkeit mit Aal

und sind mit der Ersten Verordnung zur Änderung der Berliner Landesfischereordnung vom 25. September 2012 (GVBl. S. 343) offiziell in Kraft getreten.

Im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitung der Aalbesatzmaßnahmen wurden Stichproben des Besatzmaterials hinsichtlich Geschlechterverhältnis, Kondition und Gesundheitszustand untersucht und auf Grundlage der Ergebnisse eine jährliche Einschätzung der Qualität des Besatzmaterials vorgenommen. Für die stetige Anpassung des Aalmanagementplans und die Validierung der darin enthaltenen Daten und Modellannahmen sind fundierte wissenschaftliche Erkenntnisse u.a. zur Struktur und Entwicklung der Aalbestände in unseren Binnengewässern unerlässlich. Im Jahr 2006 wurde deshalb ein Gelbaalmonitoring in Berliner Gewässern begonnen, das u.a. Untersuchungen des Geschlechterverhältnisses, der Kondition, des Gesundheitszustandes und des Wachstums der Aale umfasst. In den Jahren 2006 und 2009 durchgeführte, telemetrische Untersuchungen beschäftigten sich mit der Frage, ob und auf welchem Wege die abwandernden, geschlechtsreifen Aale (Blankaale) Wanderhindernisse wie Wehre und Schleusen überwinden können. Nachfolgend werden wichtige Ergebnisse dieser Untersuchungsprogramme vorgestellt und diskutiert.

2 Untersuchungsmethodik

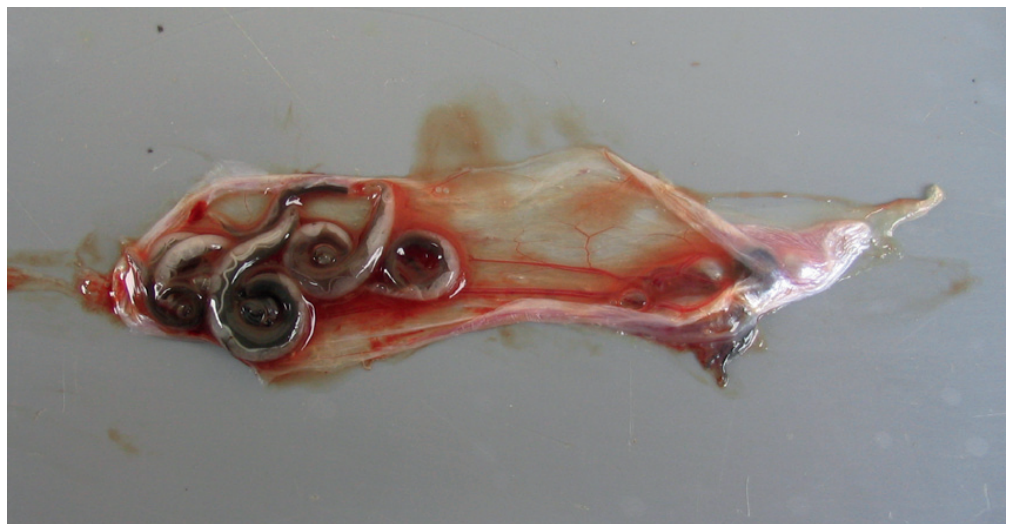
2.1 Besatzaale

Die aus den Aalbesatzlieferungen gezogenen Stichproben wurden bis zur Durchführung der Laboruntersuchungen vakuumverpackt und tiefgefroren gelagert. Folgende Parameter wurden an insgesamt 1.700 Aalen untersucht:

- allgemeine Körpermaße (Länge, Masse, Korpulenzfaktor, Kopfform)
- Geschlecht
- Gesundheitszustand
- Kondition (Bruttoenergiegehalt)
- Aalart.

Die Körperlänge der Aale wurde auf 1 mm genau, das Körpergewicht mit 0,1 g Genauigkeit bestimmt und mittels Korrekturfaktoren nach SIMON (2013) auf das lebende Tier zurückgerechnet. Die Kopfform wurde visuell drei Kategorien (Spitz-, Schmal-, Breitkopf) zugeordnet. Der Korpulenzfaktor (k) errechnete sich nach der Fulton'schen Formel (RICKER 1975).

Mit dem Schwimmblasennematoden (*Anguillicoloides crassus*) befallener Aal.



Nach Öffnung der Bauchhöhle wurde das Geschlecht der Aale unter einer Stereolupe visuell anhand der Form der Gonaden (TESCH 1999) bestimmt. Es wurden nur eindeutige Fälle als Männchen oder Weibchen und alle anderen Exemplare als undifferenziert bezeichnet.

Hinsichtlich des allgemeinen Gesundheitszustandes wurden Körperoberfläche, Flossen, Augen sowie die inneren Organe makroskopisch auf pathologische Veränderungen sowie das Vorhandensein von Parasiten untersucht. Zur Ermittlung eines möglichen Befalls mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* wurde die Schwimmblase geöffnet und die Parasiten gezählt. Der Grad der Schwimmblasenschädigung wurde visuell in Anlehnung an die Klassifizierung von HARTMANN (1994) bestimmt. Abschließend wurde der Magen-Darm-Trakt auf einen möglichen Befall mit Parasiten (Kratzer, Rundwürmer, Bandwürmer) untersucht.

Für die Bestimmung der Kondition (Bruttoenergiegehalt) wurden die Fische zerkleinert, homogenisiert und bei 105 °C bis zur Massekonstanz getrocknet. Der Bruttoenergiegehalt wurde anhand der Trockenmasse nach SCHRECKENBACH et al. (2001) berechnet.

Die Bestimmung der Aalart erfolgte mittels molekulargenetischer Untersuchungen durch das Von-Thünen-Institut für Fischereiökologie in Hamburg.

2.2 Gelbaalmonitoring

Die Situation des Aalbestandes in den Berliner Gewässern wird seit 2006 beispielhaft an einer Gelbaalpopulation aus der Unterhavel untersucht. Durch standardisierte Probefischungen mittels Elektrofischfanggerät im Uferbereich und Reusen in den tieferen Gewässerbereichen konnte im Frühjahr 2006 ein erster Überblick über die aktuelle Bestandsituation des Aals in diesem Havelabschnitt gewonnen werden. Im Jahr 2011 erfolgte eine Fortsetzung des Monitoringprogramms nach derselben Methodik, um eine direkte Vergleichbarkeit der Daten und Ergebnisse sicherzustellen. Die Elektrofischungen erfolgten vom Boot aus entlang eines 3,8 km langen Uferabschnitts der Jürgenlanke, die Reusenkette (9 Reusenpaare, Gesamtlänge: 72 m, Maschenweite 11 mm) wurde südlich der Insel Lindwerder eingesetzt.

Gelbaal



© Janek Simon, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

Für Laboruntersuchungen wurden 112 Aale (2006) bzw. 103 Aale (2011) entnommen und tiefgefroren gelagert. Etwa die Hälfte der Aale stammte jeweils aus dem Ufer- bzw. Tiefenbereich des Gewässers. Die weiteren Untersuchungen umfassten folgende Parameter:

- allgemeine Körpermaße (Länge, Masse, Korpulenzfaktor, Kopfform, Reifezustand)
- Geschlecht
- Gesundheitszustand
- Kondition (Bruttoenergiegehalt, Fettgehalt)
- Wachstum

Der Reifezustand der Aale wurde anhand von Brustflossenlänge, Augendurchmesser, Körpergewicht und Totallänge nach DURIF et al. (2009) berechnet. Die Bestimmung der übrigen Körpermaße, des Geschlechts, des Gesundheitszustandes und des Bruttoenergiegehaltes erfolgte nach der oben beschriebenen Methodik.

Bei etwa der Hälfte der Aale wurde der Gesamtfettgehalt im Muskelgewebe nach der im § 64 Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch festgelegten Methodik (BVL L 06.00-6) ermittelt.

Alter und Wachstum der Aale wurde anhand der Gehörsteinchen (Otolithen) nach der in SIMON (2007) beschriebenen Methode bestimmt. Die Wachstumsrückberechnung, die Ermittlung der Wachstumskurve und die Bestimmung der maximal möglichen Endlänge (L_{∞}) der Aale wurden nach BERG (1988) vorgenommen.

2.3 Telemetrische Untersuchungen der Blankaalabwanderung

Um die Passierbarkeit der in Berlin befindlichen Wehre und Schleusen für abwandernde Blankaale zu überprüfen, wurden in den Jahren 2006 und 2009 telemetrische Untersuchungen an der Schleuse Spandau (2006), der Mühlendammschleuse und der Charlottenburger Schleuse (beide 2009) durchgeführt.

Eingesetzt wurden dazu ein radiotelemetrisches System der Fa. WAGENER (2006) bzw. ein hydroakustisches System der Fa. VEMCO (2009), die beide über automatische Empfangsanlagen verfügen und eine selbsttätige, kontinuierliche Erfassung der vorbeischwimmenden, besenderten Blankaale ermöglichen. Während die unterhalb der Schleuse Spandau installierte Empfangsanlage der Fa. WAGENER nur den generellen Nachweis der Passage von Blankaalen gestattete, war es im Jahr 2009 durch den Einsatz von jeweils 3 VEMCO-Empfängern im Umkreis der beiden Wehre bzw. Schleusen möglich, zusätzliche Erkenntnisse zu den von Blankaalen genutzten Abwanderungswegen (Schleuse bzw. direkt über das Wehr) zu gewinnen.

Weiblicher Blankaal (oben) und männlicher Blankaal im Vergleich zu einem Gelbaal (Mitte)



© Janek Simon, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

Bei beiden telemetrischen Untersuchungen wurden jeweils 15 Blankaale mit einer Körperlänge von 61 - 87 cm während der Hauptabwanderungszeit im Herbst mit Sendern ausgerüstet. Verwendet wurden 7 bzw. 11 g leichte Sender des Typs C-1/1/3 N (Fa. WAGENER) bzw. V13-1L-A69-1303 (Fa. VEMCO).

Die automatischen Empfangsstationen wurden über einen Zeitraum von 22 - 68 Tagen nach dem Aussetzen der besenderten Aale kontinuierlich betrieben. Nach Abschluss der Untersuchungen erfolgte eine Nachsuche eventuell im Oberwasser verbliebener Aale mittels eines mobilen telemetrischen Empfängers.

3 Ergebnisse

3.1 Begleitung der Aalbesatzmaßnahmen

3.1.1 Gewässerauswahl und Besatzmengen

Im Rahmen des Projektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ wurden in Berlin im Zeitraum 2005-12 folgende Gewässer mit einer Gesamtfläche von 4.575 ha besetzt:

- Oberhavel mit Tegeler See und Niederneuendorfer See
- Unterhavel mit Großem Wannsee
- Spree-Dahme-System mit Seddinsee, Langer See, Großer Zug, Müggelspree, Großer und Kleiner Müggelsee, Zeuthener See und Dämeritzsee.

Unterhavel



© SenStadtUm

Alle diese Gewässer stehen permanent über Havel und Spree mit der Elbe in Verbindung, so dass eine spätere Abwanderung der geschlechtsreifen Blankaale gewährleistet ist.

Nachfolgende Abbildung 2 zeigt die Aalbesatzmengen im Berliner Einzugsgebiet von Havel und Spree der Jahre 1990-2012.

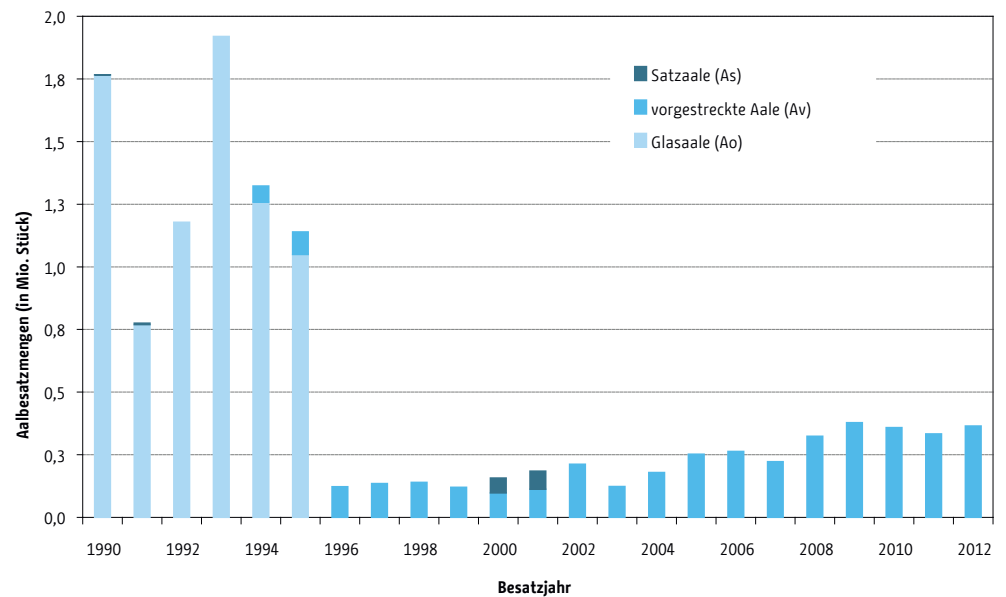


Abb. 1: Aalbesatzmengen im Berliner Einzugsgebiet von Havel und Spree im Zeitraum 1990-2012

Während im Zeitraum 1990-95 mit durchschnittlich 1,4 Mio. Aalen pro Jahr noch größere Aalmengen besetzt wurden, ging der Besatz danach aufgrund der rasant ansteigenden Glasaalpreise schlagartig auf 0,1 Mio. Aale pro Jahr zurück. In den Folgejahren wurde ausschließlich mit nunmehr verfügbaren vorgestreckten Aalen (Farmaalen) und in geringem Umfang mit Satzaalen besetzt.

Vorgestreckte Aale (Farmaale)



© FIA

Im Zeitraum 2000-04 bewegten sich die Besatzmengen leicht erhöht im Bereich von 0,1 - 0,2 Mio. Aalen pro Jahr. Durch EU-geförderte Besatzmaßnahmen konnten in den Jahren 2005-12 die Aalbesatzmengen mit durchschnittlich 0,3 Mio. Aalen pro Jahr deutlich gesteigert und im Vergleich zum Zeitraum 1996-2004 mehr als verdoppelt werden. Im Zeitraum 2005-12 wurden ausschließlich vorgestreckte Aale besetzt. Die jährlichen Besatzmengen schwankten von 49 - 83 A_v/ha und betragen im Durchschnitt 68 A_v/ha bzw. 688 g/ha.

3.1.2 Untersuchungen des Aalbesatzmaterials

Weiterführende Laboruntersuchungen des Aalbesatzmaterials wurden im Zeitraum 2006-12 an insgesamt 1.700 Aalen aus 18 Besatzlieferungen durchgeführt.

Alle folgenden Angaben stellen Hochrechnungen – ausgehend von den Untersuchungsergebnissen der Stichproben – auf die Gesamtbesatzmenge im Bezugsjahr bzw. -zeitraum dar.

Das Besatzmaterial wies in allen Jahren eine recht ungleichmäßige Sortierung auf (Abb. 2). Die Durchschnittslänge der Aale betrug 18,9 cm (10,4 - 26,9 cm) und das Durchschnittsgewicht 10,8 g (1,8 - 31,0 g). Rund 92 % der Besatzaale waren 4 - 17 g schwer.

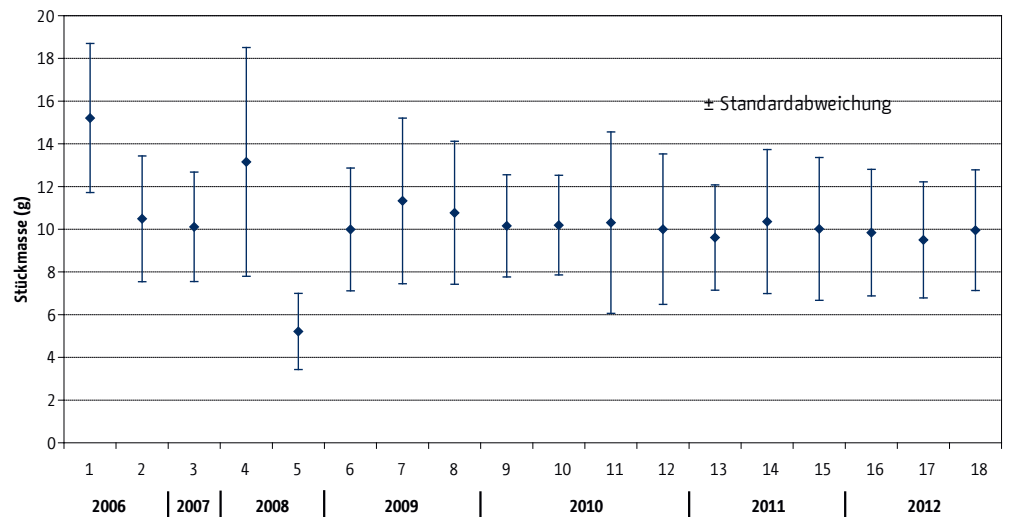


Abb. 2: Mitteleres Stückgewicht (\pm Standardabweichung) der Aale in den 18 Besatzlieferungen der Jahre 2006-12 (n = 1.700)

Die Geschlechtsdifferenzierung hatte – von einzelnen Besatzlieferungen abgesehen – erst in geringem Umfang stattgefunden. Von 1.700 untersuchten Besatzaalen konnten 230 Tiere als Weibchen und 88 Tiere als Männchen bestimmt werden. Der Anteil noch nicht geschlechtsdifferenzierter Aale betrug – hochgerechnet auf die Gesamtbesatzmenge – 78 % (Tab. 1).

Tab. 1: Geschlechterverhältnis der Berliner Besatzaale in den Jahren 2006-12 (Hochrechnung der Untersuchungsergebnisse auf die jeweilige Gesamtbesatzmenge)

| Jahr | Besatzmenge (kg) | Ø-Länge (cm) | Anteil Weibchen (%) | Anteil Männchen (%) | Anteil undifferenzierter Tiere (%) |
|-----------|------------------|--------------|---------------------|---------------------|------------------------------------|
| 2006 | 1.647 | 20,5 | 90 | 4 | 6 |
| 2007 | 1.668 | 18,4 | 13 | 7 | 80 |
| 2008 | 3.012 | 19,6 | 42 | 13 | 45 |
| 2009 | 3.284 | 19,0 | 11 | 2 | 87 |
| 2010 | 3.661 | 18,9 | 3 | 6 | 91 |
| 2011 | 3.443 | 18,6 | 1 | 1 | 98 |
| 2012 | 3.479 | 18,0 | 1 | 5 | 94 |
| Ø 2006-12 | 2.885 | 18,9 | 17 | 5 | 78 |

Die Untersuchungen zum Gesundheitsstatus ließen (mit Ausnahme der Schwimmblase) keine krankhaften Veränderungen der Organe oder ungewöhnliche Häufungen von Parasitierungen erkennen. Bei 1,3 % aller Besatzaale wurden zumeist leichte äußere Verletzungen festgestellt sowie bei 2,8 % Entzündungen des Magen-Darm-Traktes diagnostiziert. Insgesamt 2,2 % der Besatzaale zeigten eine auffällige Verkürzung des Obermauls, durch die die Nahrungsaufnahme aber offensichtlich nicht behindert wurde. In einem Fall wurde eine Zyste an der Leber und in einem weiteren Fall ein hervortretender Augapfel festgestellt.

Durchschnittlich 7 % der Berliner Besatzaale waren mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* befallen, wobei die Befallsrate in den einzelnen Jahren 1 - 25 % betrug (Tab. 2). Im betrachteten Zeitraum 2006-12 lässt sich weder eine Zunahme noch eine Abnahme der Befallsrate feststellen. Die Befallsintensität war mit durchschnittlich 1,3 Nematoden pro befallenem Fisch relativ gering. Auch hier ist keine Tendenz zur Zu- oder Abnahme im Zeitraum 2006-12 erkennbar.

Tab. 2: Befallsrate und -intensität der Berliner Besatzaale mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* im Besatzzeitraum 2006-12 (N = 1.700)

| Jahr | Befallsrate (%) | mittlere Befallsintensität (Anzahl Nematoden pro befallenem Fisch) |
|-----------|-----------------|--|
| 2006 | 25,2 | 1,1 |
| 2007 | 1,0 | 1,0 |
| 2008 | 9,8 | 2,0 |
| 2009 | 0,5 | 1,0 |
| 2010 | 6,6 | 1,5 |
| 2011 | 10,2 | 1,2 |
| 2012 | 3,0 | 1,0 |
| Ø 2006-12 | 7,1 | 1,3 |

Der Anteil der Fische mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen betrug im Mittel 15 %, wenngleich der Grad der Schädigung (fast ausschließlich nur leicht geschädigt = Hartmannklasse 2) insgesamt sehr gering war. Über die Jahre ist ein leichter Trend zur Zunahme der Schädigungsrate zu beobachten, wobei die Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2010 aus methodischen Gründen nicht verwertbar waren (Tab. 3).

Tab. 3: prozentualer Anteil der Besatzaale mit Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *Anguillicoloides crassus* in den Untersuchungsjahren 2006-12

| Jahr | HARTMANN-Klasse 1 (ungeschädigt) | HARTMANN-Klasse 2 (leicht geschädigt) | HARTMANN-Klasse 3 (deutlich geschädigt) | HARTMANN-Klasse 4 (stark geschädigt) | HARTMANN-Klasse 5 (sehr stark geschädigt) |
|-----------|----------------------------------|---------------------------------------|---|--------------------------------------|---|
| 2006 | 94,2 | 5,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2007 | 100,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2008 | 98,5 | 1,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2009 | 83,3 | 15,8 | 0,9 | 0,0 | 0,0 |
| 2010 | - | - | - | - | - |
| 2011 | 71,0 | 26,5 | 1,1 | 1,0 | 0,4 |
| 2012 | 79,1 | 20,2 | 0,7 | 0,0 | 0,0 |
| Ø 2006-12 | 85,4 | 13,7 | 0,6 | 0,2 | 0,1 |

Die Kondition des Besatzmaterials kann als gut bis sehr gut eingeschätzt werden. Der mittlere Bruttoenergiegehalt der im Zeitraum 2006-12 besetzten Fische betrug 10,0 MJ/kg (Spannweite 3,6 - 16,5) (Abb. 3). Nur etwa 1,3 % der Besatzaale wiesen mit Bruttoenergiegehalten von 3,6 - 6,0 MJ/kg eine geringe Kondition bzw. einen vergleichsweise schlechten Ernährungszustand auf. Der für Fische kritische Grenzwert von 4 MJ/kg (SCHRECKENBACH et al. 2001) wurde nur bei einem von 1.653 diesbezüglich untersuchten Aale unterschritten.

Die Korpulenzfaktoren bewegten sich mit durchschnittlich 0,16 (Spannweite 0,06..0,22) im Normalbereich für kleinere Aale (vgl. SCHRECKENBACH 1998).

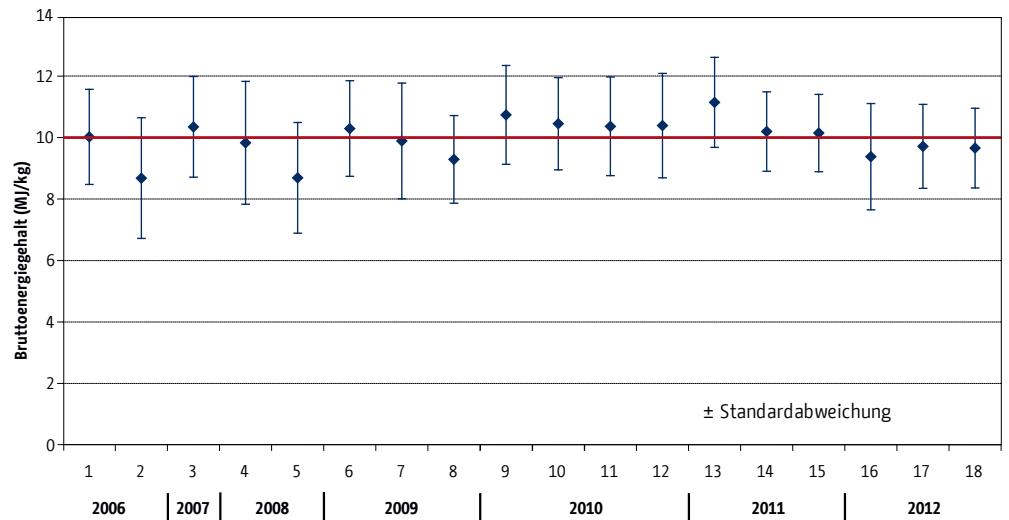


Abb. 3: mittlere Bruttoenergiegehalte der Berliner Besatzaale in den 18 Besatzlieferungen der Jahre 2006-12 (n = 1.653, rote Linie: Durchschnittswert aller Besatzlieferungen)

Bei allen diesbezüglich untersuchten 320 Aalen konnte die Artzugehörigkeit zum Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*) durch die vorgenommenen molekulargenetischen Untersuchungen bestätigt werden.

3.2 Gelbaalmonitoring

Bei den Probestichproben der gleichen Referenzstrecken in der Unterhavel wurden 241 Aale im Jahr 2006 und 103 Aale im Jahr 2011 gefangen. Dies entspricht einem Einheitsfang (catch per unit effort = CPUE) von 17 bzw. 6 Aalen pro 100 m² in der Uferzone und 8 bzw. 3 Aalen pro Reusenkettenstelltag im Tiefenbereich. Im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2006 wurden somit im Jahr 2011 in beiden Gewässerzonen deutlich geringere Einheitsfänge realisiert.

3.2.1 Körperlänge, Kopfformen, Reifezustand, Geschlechterverhältnis

Von den im Jahr 2006 gefangenen Aalen wurde eine repräsentative Stichprobe von 112 Tieren, die im Jahr 2011 gefangenen 103 Aale hingegen komplett untersucht. Das Längenspektrum der untersuchten Aale betrug 16..81 cm, wobei die Aale in der Uferzone mit durchschnittlich 41,3 cm signifikant kleiner als im Tiefenbereich (53,3 cm) waren (t-Test, p < 0,001). Im Unterschied zur Uferzone waren in den Fängen aus dem Tiefenbereich keine Aale < 30 cm Körperlänge vertreten (Abb. 4).

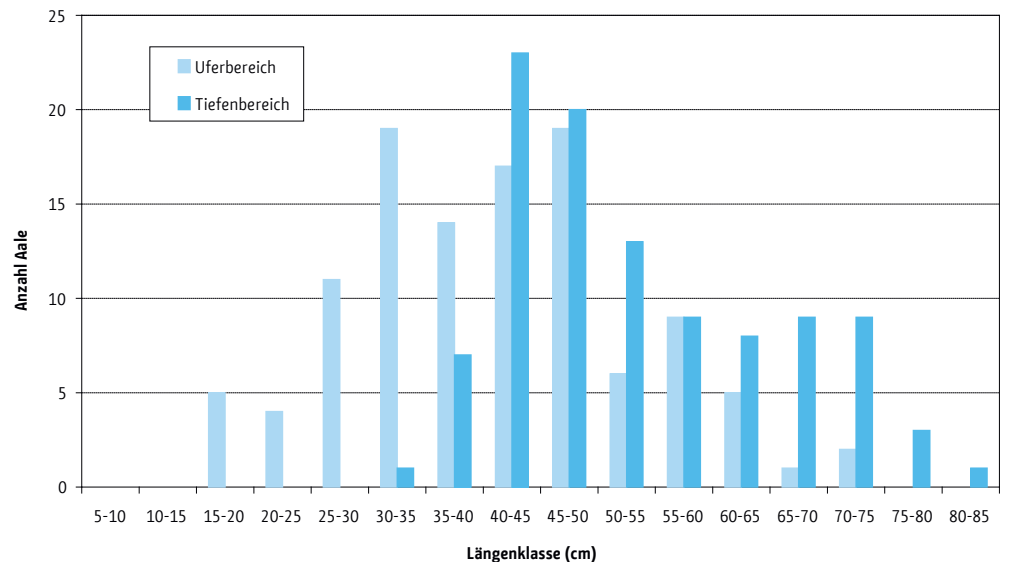


Abb. 4: Längenhäufigkeitsverteilung der 2006/11 untersuchten Aale aus der Uferzone (n=112) und der Tiefenzone (n=103) der Berliner Unterhavel

Während in der Uferzone fast ausschließlich Gelbaale (86 %) gefangen wurden, war in den Fängen im Tiefenbereich mehr als $\frac{1}{3}$ der Aale (38 %) bereits im Blankwerden begriffen bzw. blank (Reifestadien 3-6 nach DURIF et al. 2009).

Die Einteilung nach Kopfformen ergab 14 % Spitzköpfe und 33 % Breitkopfaale in den Fängen. Die übrigen 53 % waren der Übergangsform „Schmalkopf“ zuzuordnen. Im Unterschied zum Untersuchungsjahr 2006 war im Jahr 2011 in den Reusenfängen (Tiefenbereich) ein geringerer Anteil an Spitzköpfen und ein höherer Anteil an Breitköpfen als in den Elektrofängen im Uferbereich vertreten (Tab. 4).

Tab. 4: prozentuale Anteile der verschiedenen Reifezustände und Kopfformen in den Stichproben der Aale aus der Unterhavel der Untersuchungsjahre 2006 und 2011

| | Reifezustand | | Kopfform | | |
|----------------------|--------------|--------------|---------------|----------------|---------------|
| | Gelbaal (%) | Blankaal (%) | Breitkopf (%) | Schmalkopf (%) | Spitzkopf (%) |
| Uferzone (2006) | 84 | 16 | 18 | 75 | 7 |
| Uferzone (2011) | 88 | 12 | 41 | 43 | 16 |
| Tiefenbereich (2006) | 80 | 20 | 6 | 63 | 31 |
| Tiefenbereich (2011) | 44 | 56 | 67 | 27 | 6 |

Von den untersuchten Aalen war nur bei insgesamt 4 Tieren das Geschlecht noch nicht eindeutig ausgeprägt. Bei den übrigen 211 Aalen konnte das Geschlecht hingegen sicher bestimmt werden. Von diesen Aalen wurden 96 % als Weibchen und 4 % als Männchen identifiziert. Das Geschlechterverhältnis war in den Reusen- und Elektrofängen annähernd gleich.

3.2.2 Gesundheitsstatus

Die Untersuchungen zum Gesundheitsstatus ließen keine ungewöhnlichen Häufungen von Parasitierungen oder krankhafte Veränderungen der Organe erkennen. Gelegentlich trat ein gering- bis mittelgradiger Befall mit Bandwürmern (7 % der Aale) oder Kratzern (2 % der Aale) auf. In wenigen Fällen (1-5 Tiere) konnten mechanische Verletzungen bzw. Entzündungen des Verdauungstraktes festgestellt werden. Vereinzelt beobachtet wurden ein Geschwür in Afternähe und ein verkürzter Oberkiefer.

Bei rund $\frac{2}{3}$ (68 %) der untersuchten Aale war ein zumeist gering bis mittelgradiger Befall mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* festzustellen. Die durchschnittlich größeren und damit älteren Aale aus dem Tiefenbereich waren deutlich häufiger (Befallsextenalität) und stärker (Befallsintensität) befallen als die kleineren Tiere aus der Uferzone (Tab. 5).

Tab. 5: Befallsextenalität und -intensität der untersuchten Gelbaale aus der Unterhavel mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* (n = 215)

| | nicht befallen (%) | befallen (%) | mittlere Befallsintensität (Anzahl Nematoden/Fisch) |
|----------------------|--------------------|--------------|---|
| Uferzone (2006) | 41 | 59 | 4,1 |
| Uferzone (2011) | 41 | 59 | 3,5 |
| Tiefenbereich (2006) | 28 | 72 | 6,2 |
| Tiefenbereich (2011) | 17 | 83 | 6,9 |

Durchschnittlich 79 % aller untersuchten Aale ließen befallsbedingte Schwimmblasenschädigungen erkennen. Im Mittel wiesen 46 % geringe Schädigungen (HARTMANN-Klasse 2) und 27 % deutliche Schädigungen (HARTMANN-Klasse 3) der Schwimmblase auf. Nur bei wenigen Tieren (6 %) war die Schwimmblase stark bis sehr stark geschädigt. Im Vergleich der Untersuchungsjahre 2006 und 2011 sind dabei auffällige Unterschiede festzustellen, die möglicherweise auf eine aktuell höhere Schädigungsrate hindeuten (Tab. 6). Aufgrund des noch zu geringen Beprobungsumfanges ist anhand der bisherigen Ergebnisse jedoch noch keine belastbare Einschätzung möglich.

Tab. 6: prozentualer Anteil der Aale aus dem Ufer- bzw. Tiefenbereich mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *Anguillicoloides crassus*

| Jahr | HARTMANN-Klasse 1 (ungeschädigt) | HARTMANN-Klasse 2 (leicht geschädigt) | HARTMANN-Klasse 3 (deutlich geschädigt) | HARTMANN-Klasse 4 (stark geschädigt) | HARTMANN-Klasse 5 (sehr stark geschädigt) |
|----------------------|----------------------------------|---------------------------------------|---|--------------------------------------|---|
| Uferzone (2006) | 36 | 43 | 21 | 0 | 0 |
| Uferzone (2011) | 0 | 43 | 51 | 6 | 0 |
| Tiefenbereich (2006) | 47 | 47 | 6 | 0 | 0 |
| Tiefenbereich (2011) | 0 | 52 | 31 | 13 | 4 |

3.2.3 Kondition

Der Ernährungszustand (Kondition) der Aale aus der Unterhavel ist für die beiden Gewässerbereiche Ufer und Tiefenzone unterschiedlich zu beurteilen.

Der mittlere Bruttoenergiegehalt aller untersuchten Fische betrug 7,8 MJ/kg (Spannweite 4,5...16,7 MJ/kg) und liegt damit signifikant unterhalb des in früheren Untersuchungen von SCHRECKENBACH et al. (1997) gefundenen Durchschnittswertes von 11,5 MJ/kg (t-Test, $p \leq 0,001$). Die etwas größeren Fische aus dem Tiefenbereich waren dabei mit durchschnittlich 8,7 MJ/kg (Spannweite 5,0...15,0 MJ/kg) signifikant besser ernährt als die im Uferbereich gefangenen Aale, die mittlere Bruttoenergiegehalte von 7,0 MJ/kg (Spannweite 4,5 - 16,7 MJ/kg) aufwiesen (t-Test, $p \leq 0,05$, Abb. 5). Anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse sind Aale aus dem Tiefenbereich als noch ausreichend, Aale aus dem Uferbereich hingegen als überwiegend schlecht ernährt zu beurteilen. Der für Fische kritische Grenzwert von 4 MJ/kg (SCHRECKENBACH et al. 2001) wurde jedoch bei keinem Aal unterschritten.

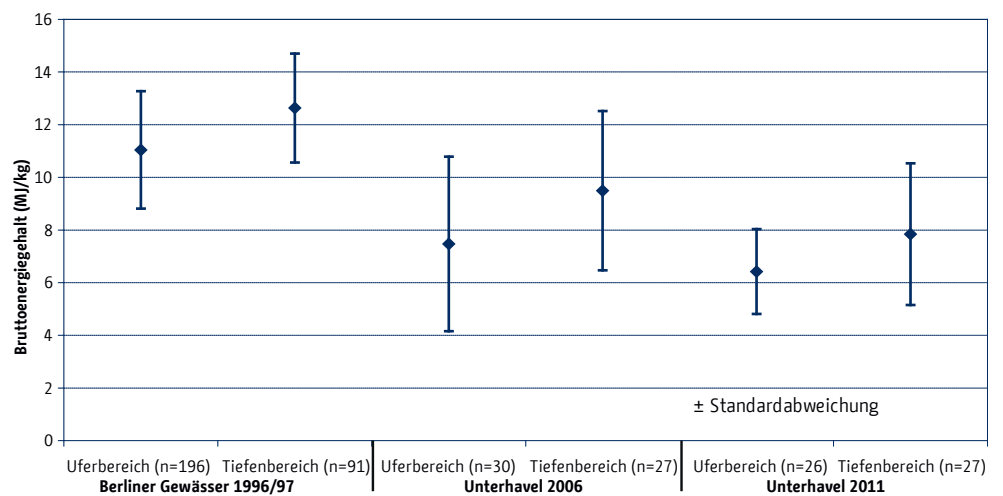


Abb. 5: Durchschnittlicher Bruttoenergiegehalt der untersuchten Aale aus der Unterhavel im Vergleich mit früheren Untersuchungen in Berliner Gewässern (SCHRECKENBACH et al. 1997)

Die Ergebnisse der Fettgehaltsuntersuchungen decken sich weitgehend mit denen zum Bruttoenergiegehalt der Aale. Auch hier wiesen die größeren Aale aus dem Tiefenbereich mit durchschnittlich 19,6 % (Spannweite 3,2 - 34,4 %) signifikant höhere Fettgehalte im Filet im Vergleich zu den im Uferbereich gefangenen Aalen mit durchschnittlich 9,5 % (Spannweite 0,6 - 37,4 %) auf (t-Test, $p \leq 0,001$, Abb. 6). Der mittlere Fettgehalt aller untersuchten Fische betrug 14,5 %.

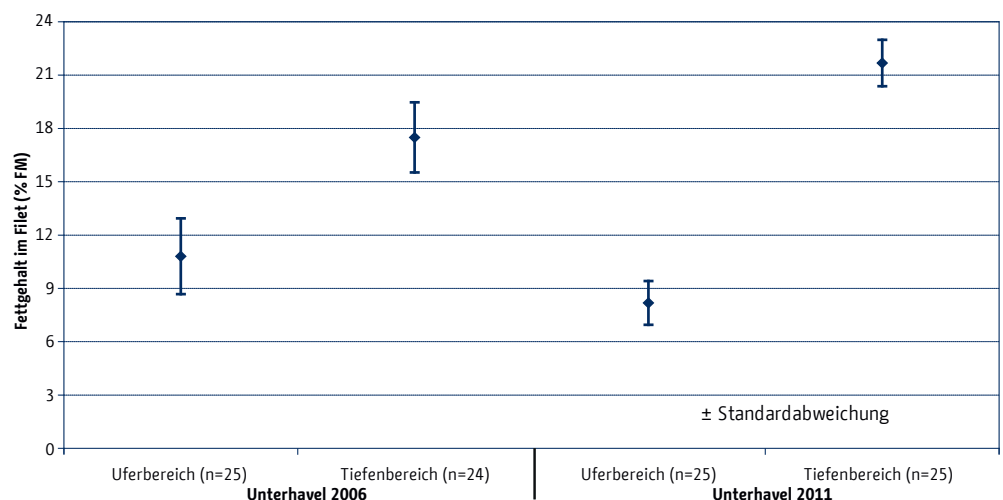


Abb. 6: Durchschnittlicher Fettgehalt im Filet der untersuchten Aale aus der Unterhavel

3.2.4 Altersbestimmung, Wachstum

Alter und Wachstum wurden an insgesamt 211 geschlechtsdifferenzierten Aalen aus der Uferzone (n=108) bzw. dem Tiefenbereich (n=103) untersucht. In die weitere Auswertung und Darstellung der Alters- und Wachstumswerte gingen jedoch nur 197 weibliche Aale bis zum beginnenden Blankaalstadium III nach DURIF et al. (2009) ein, da der Anteil der Männchen sowie der Blankaale in den Stichproben zu gering war, um repräsentative und vergleichende Aussagen treffen zu können.

In den Proben aus dem Uferbereich waren die Altersgruppen 2 bis 15 vertreten (Abb. 7). Die Längenrückberechnung ergab ein mittleres Wachstum der weiblichen Aale von 3,7 cm/Jahr, mit einer verhältnismäßig großen Schwankungsbreite von 1,8...9,9 cm/Jahr. Die Rückberechnung der ursprünglichen Glasaallänge ergab einen mittleren Wert von 6,7 cm, die physiologisch maximal mögliche Endlänge der Aale (Ford-Walford-Plot) wurde mit durchschnittlich 93 cm (Spannweite 40 - 130 cm) bestimmt (Tab. 7).

Tab. 7: Jährliche Wachstumsrate, rückberechnete Anfangslänge (Glasaalgröße) und potentielle Endlänge der weiblichen Aale aus der Unterhavel (n=199)

| | mittleres Wachstum (Schwankungsbreite) cm/Jahr | rückberechnete mittlere Glasaallänge (Spannweite) cm | mittlere potentielle Endlänge (Spannweite) cm |
|-----------------------------|--|---|--|
| Uferbereich (2006) | 3,6 (2,2...7,9) | 6,5 (5,2...8,1) | 90 (45...130) |
| Uferbereich (2011) | 3,8 (1,8...9,9) | 6,9 (5,6...8,7) | 95 (40...130) |
| Mittel Uferbereich | 3,7 | 6,7 | 93 |
| Tiefenbereich (2006) | 4,1 (2,3...8,7) | 7,0 (5,6...8,4) | 75 (60...130) |
| Tiefenbereich (2011) | 4,4 (1,6...10,5) | 7,4 (5,7...8,8) | 98 (50...130) |
| Mittel Tiefenbereich | 4,3 | 7,2 | 87 |

Unter den Aalen, die im Tiefenbereich mittels Reusen gefangen wurde, waren die Altersgruppen 4 bis 18 vertreten (Abb. 7). Das rückberechnete mittlere Längenwachstum der weiblichen Aale betrug hier 4,3 cm/Jahr, mit einer ebenfalls recht großen Spannweite von 1,6 - 10,5 cm/Jahr. Die ursprüngliche Glasaallänge kann nach den Ergebnissen der Rückberechnung auf im Mittel 7,2 cm geschätzt werden, die physiologisch maximal mögliche Endlänge der Aale (Ford-Walford-Plot) wurde mit durchschnittlich 87 cm (Spannweite: 50 - 130 cm) bestimmt (Tab. 7).

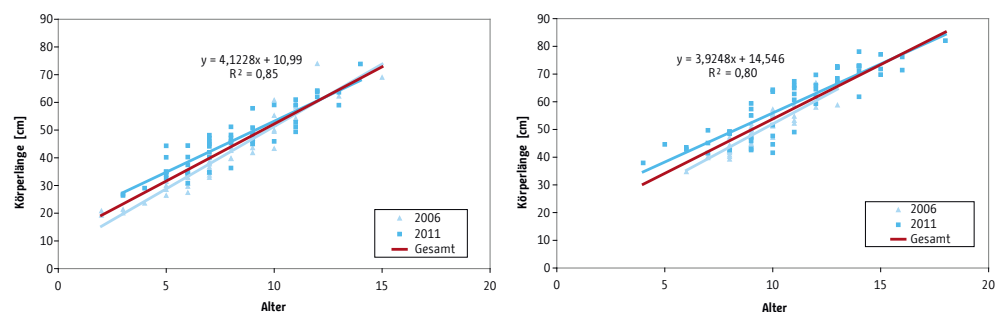


Abb. 7: Alters-Längen-Beziehung der weiblichen Gelbaale aus dem Uferbereich (links, n=101) und dem Tiefenbereich (rechts, n=96) der Unterhavel

Der Vergleich der Alterswerte und Wachstumskurven der Aale aus beiden Gewässerbereichen ergab, dass die weiblichen Aale aus dem Tiefenbereich mit durchschnittlich 4,3 cm/Jahr tendenziell besser wuchsen als die Aale aus dem Uferbereich mit 3,7 cm/Jahr (Tab. 7, Abb. 7). Der Unterschied war jedoch nicht signifikant (U-Test, $p > 0,05$).

3.3 Telemetrische Untersuchungen der Blankaalabwanderung

Nach Auswertung der Datenspeicher der Empfangsstationen sowie im Ergebnis der Nachsuche mittels eines mobilen telemetrischen Empfängers waren Aussagen zum Verbleib von 16 der 30 besenderten Aale möglich.

Danach haben innerhalb des jeweiligen Versuchszeitraumes 6 Aale die Spandauer Schleuse sowie weitere 4 Aale sowohl die Mühlendamm Schleuse als auch die Charlottenburger Schleuse passiert (Tab. 8). Die z.T. wiederholte Erfassung von Aalen zeigt, dass einige Tiere ihre stromabgerichtete Wanderung nicht sofort wieder aufgenommen, sondern sich nach der Passage noch einige Zeit im Bereich des Unterwassers des Wehres aufgehalten haben. Hinsichtlich des genutzten Wanderwegs konnte eine Passage direkt über das Wehr Charlottenburg durch alle 4 betreffenden Aale sicher belegt werden. Eine eindeutige Unterscheidung der Passage über die Mühlendamm Schleuse bzw. das daneben befindliche Spreeweher war hingegen aufgrund der räumlichen Nähe nicht möglich.

Der erste Aal wurde 5 Tage, der letzte Aal 35 Tage nach dem Aussetzen von den automatischen Empfangsstationen registriert. Die Passage erfolgte – von einer Ausnahme abgesehen – in den Dämmerungs- und Nachtstunden zwischen 16 und 03 Uhr. Die abgewanderten Blankaale decken praktisch das gesamte Längenspektrum der markierten Aale ab, sodass eine gröÙenselektive Einschränkung der Passierbarkeit der Wehre zumindest für den untersuchten Längenbereich (61...87 cm) ausgeschlossen werden kann.

Tab. 8: Ergebnisse der in den Jahren 2006 und 2009 durchgeführten telemetrischen Untersuchungen zur Passierbarkeit der Spandauer Schleuse (SPS) Mühlendamm Schleuse (MDS) und Charlottenburger Schleuse (CHS) durch abwandernde Blankaale

| Fisch-Nr. | Länge (cm) | Masse (g) | Blankaalstadium | Telemetriestation | Wanderweg | Datum, Uhrzeit 1. Registrierung |
|-----------|------------|-----------|-----------------|-------------------|---------------|---------------------------------|
| 1 | 77,5 | 980 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 15.10.2006, 23:29 |
| 2 | 66,0 | 557 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 17.10.2006, 22:47 |
| 3 | 63,5 | 458 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 21.10.2006, 20:43 |
| 4 | 64,5 | 458 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 22.10.2006, 14:49 |
| 5 | 62,0 | 417 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 29.10.2006, 16:02 |
| 6 | 67,5 | 561 | - | SPS | Wehr/Schleuse | 29.10.2006, 18:10 |
| 7 | 80,4 | 1.000 | 4 | MDS | Wehr/Schleuse | 29.09.2009, 18:27 |
| | | | | CHS | Wehr | 04.10.2009, 03:08 |
| 8 | 70,8 | 807 | 4 | MDS | Wehr/Schleuse | 29.09.2009, 20:02 |
| | | | | CHS | Wehr | 08.10.2009, 16:17 |
| 9 | 87,0 | 1.119 | 3 | MDS | Wehr/Schleuse | 09.10.2009, 17:40 |
| | | | | CHS | Wehr | 09.10.2009, 22:09 |
| 10 | 68,7 | 696 | 3 | MDS | Wehr/Schleuse | 12.10.2009, 19:18 |
| | | | | CHS | Wehr | 28.10.2009, 22:22 |

Insgesamt 5 Aale waren im Bereich des Oberwassers der Wehre/Schleusen verblieben und konnten bei der abschließenden Nachsuche mittels eines mobilen Telemetrieempfängers geortet werden. Ein weiterer Aal hatte die Mühlendamm Schleuse sowie die Charlottenburger Schleuse nachweislich nicht passiert, wurde aber stromab in der Unterhavel bei Paretz an einer dortigen Telemetriestation registriert. Es ist denkbar, dass dieser Aal nach dem Aussetzen zunächst ein Stück stromauf geschwommen und nachfolgend über den Teltowkanal in die Havel abgewandert ist. Über den Verbleib der übrigen 14 Aale waren keine gesicherten Aussagen möglich.

4 Diskussion

Der Aalbesatz im Rahmen des Projektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ in Berlin erfolgte ausschließlich in permanent mit der Elbe in Verbindung stehende Fließgewässer und Seen, sodass gemäß dem Projektziel eine spätere Abwanderung der geschlechtsreifen Blankaale grundsätzlich gewährleistet ist.

Sowohl bei der Vor-Ort-Begutachtung als auch bei den nachfolgenden Untersuchungen konnte eine insgesamt gute Qualität des Besatzmaterials festgestellt werden. Alle untersuchten Aale gehörten der Art *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal) an. Aufgrund des hohen Anteils von 78 % nicht geschlechtsdifferenzierter Tiere sind keine gesicherten Aussagen zur späteren Ausprägung des Geschlechterverhältnisses im Gelb- und Blankaalstadium möglich. Ein überwiegender Weibchenanteil erscheint jedoch angesichts des Geschlechterverhältnisses in den Stichproben von etwa 3 Rogner : 1 Milchler wahrscheinlich und ist auch für die Aalbestände in unseren Binnengewässern typisch (KNÖSCHE et al. 2004).

Die Ergebnisse der makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus waren – mit Ausnahme der Schwimmblase – ebenfalls unauffällig. Rund 7 % aller Besatzaale wiesen einen zumeist geringgradigen Befall mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* auf. Die Befallsintensität lag bei durchschnittlich 1,3 Nematoden je infiziertem Fisch. Der Anteil der Fische mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen betrug zwar 15 %, der Grad der Schwimmblasenschädigungen war aber ebenfalls sehr gering. Der festgestellte – zumeist geringgradige – Befall der Besatzaale mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* ist grundsätzlich ungünstig zu bewerten, da er sich vermutlich negativ auf die Reproduktionsfähigkeit der adulten Aale auswirkt (EELREP-PROJECT 2005). Er liegt jedoch noch deutlich unter den Befallsraten und -intensitäten, die aktuell in den Gelbaalbeständen unserer heimischen Gewässer anzutreffen sind (vgl. KNÖSCHE et al. 2004, BRÄMICK et al. 2008). Damit tragen die besetzten Aale nicht zu einer Ausbreitung von *A. crassus* in den Aalbeständen der Berliner Gewässer bei. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass sich umgekehrt ein der beobachteten Befallsrate in den Gelbaalbeständen entsprechender Anteil der Besatzaale nach dem Aussetzen infiziert.

Die Kondition der besetzten Aale war anhand des Bruttoenergiegehaltes und des Korpuslenzfaktors als durchschnittlich gut bis sehr gut einzuschätzen. Der Bruttoenergiegehalt betrug im Mittel 10,0 MJ/kg und liegt damit deutlich über dem Durchschnittswert der Farmaale, die im Zeitraum 2006-12 in Brandenburger Gewässer besetzt wurden (8,3 - 8,7 MJ/kg nach FLADUNG et al. 2009, 2013; FLADUNG & KOLEW 2011). Die gewählten Besatzdichten waren als der Gewässerproduktivität angemessen zu beurteilen. Insgesamt gesehen sind somit alle Voraussetzungen für ein verlustarmes Etablieren des Besatzmaterials mit durchschnittlichen Überlebensraten in den Folgejahren gegeben.

Bei den im Rahmen des Gelbaalmonitorings durchgeführten Probebefischungen von Referenzstrecken in der Unterhavel wurden im Jahr 2011 sowohl in der Uferzone als auch im Tiefenbereich erheblich geringere Aaldichten als noch im Jahr 2006 vorgefunden. Dies könnte auf einen zu erwartenden Rückgang der Aalbestände in den Berliner Gewässern infolge des verringerten Besatzes in den Jahren 1996-2004 hindeuten, lässt sich aufgrund des noch zu geringen Stichprobenumfangs aber nicht sicher einschätzen.

Die zwischen den Aalen aus dem Ufer- und dem Tiefenbereich bestehenden Unterschiede hinsichtlich Kopfform, Reifezustand, Befallsrate und -intensität mit *A. crassus*, Ernährungszustand und Wachstum wurden z.T. bereits in früheren Untersuchungen von SCHRECKENBACH et al. (1997) beobachtet und weisen auf eine unterschiedliche Habitatqualität

und differierende Lebensraumsprüche der verschiedenen Aalaltersklassen hin. Während sich jüngere (und kleinere) Aale bevorzugt in der Uferzone aufhalten, wo sie ein vielfältiges Nahrungsspektrum sowie Unterstände und Deckung vor Fressfeinden finden, präferieren größere Aale tendenziell die tieferen Gewässerbereiche der Havel, die ihnen entsprechend größere Nährtiere bis hin zu Muscheln und Kleinfischen bieten (vgl. LAFFAILLE et al. 2003).

Die untersuchten Gelbaale zeichneten sich durch einen ausgesprochen hohen Weibchenanteil von 96 % aus. Da es sich bei den untersuchten Aalen zum größten Teil um Farmaale aus Besatz der Jahre 1996-2008 handeln dürfte, können die Untersuchungsergebnisse zum Geschlechterverhältnis als Beleg gewertet werden, dass sich Farmaale zum Aufbau weibchendominierter Aalbestände eignen, wie sie für unsere Binnengewässer typisch sind (s. KNÖSCHE et al. 2004).

Die Untersuchungen zum Gesundheitsstatus waren (mit Ausnahme der Schwimmblase) insgesamt unauffällig und ließen keine ungewöhnlichen Häufungen von Parasitierungen oder krankhafte Veränderungen der Organe erkennen. Bei 68 % der untersuchten Aale war allerdings ein zumeist gering bis mittelgradiger Befall mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* festzustellen. Die mittlere Befallsintensität betrug 3,5 - 6,9 Nematoden pro befallenem Fisch. Die folgenden Abbildungen 8 und 9 zeigen eine Gegenüberstellung der aktuellen Befunde mit Untersuchungsergebnissen früherer Jahre, wobei der Vergleichbarkeit wegen nur die Elektrobefischungen in der Uferzone berücksichtigt wurden. Nach diesen Ergebnissen sind sowohl die Befallsintensität als auch die Befallsintensität der Berliner Aale mit *A. crassus* in den letzten 10 Jahren nahezu unverändert geblieben.

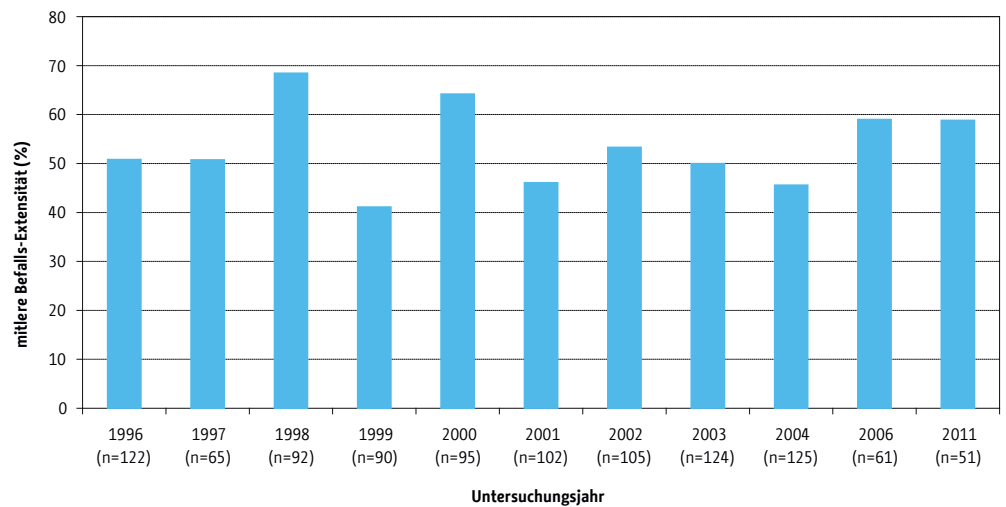


Abb. 8: Befallsintensitäten mit *Anguillicoloides crassus* in der Schwimmblase von Aalen – Ergebnisse des Gelbaalmonitoring 2006/11 in der Unterhavel im Vergleich zu älteren Befunden aus Elektrobefischungen verschiedener Berliner Gewässern

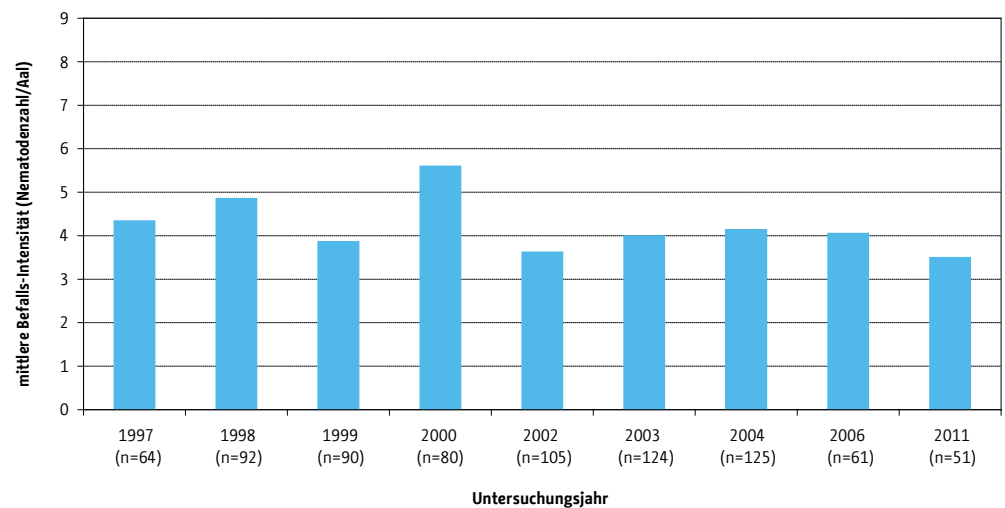


Abb. 9: Befallsintensitäten mit *Anguillicoloides crassus* in der Schwimmblase von Aalen – Ergebnisse des Gelbaalmonitoring 2006/11 in der Unterhavel im Vergleich zu älteren Befunden aus Elektrobefischungen verschiedener Berliner Gewässern

Insgesamt ist die derzeitige Befallsintensität (= Befallsrate) der Aale aus Berliner Gewässern als hoch einzuschätzen, entspricht jedoch durchaus dem Niveau, welches auch in anderen deutschen und europäischen Aalbeständen anzutreffen ist (vgl. SURES et al. 1999, REIMER 2000, KNÖSCHE et al. 2004, SCHEINERT & BAATH 2006, FAZIO et al. 2008, KANGUR et al. 2010, NETO et al. 2010). Im Vergleich zu älteren Untersuchungen in der Region ist keine augenscheinliche Erhöhung oder Verminderung festzustellen. So ermittelten LABATZKI et al. (1992) bei Untersuchungen von Aalbeständen aus 3 Berliner Seen Befallsraten von 8 bis 83 %. SPANGENBERG & REINHOLD (1992) fanden bei Aalen aus dem Havel-Spree-Gebiet Befallsintensitäten zwischen 66...100 %.

Die mittleren Befallsintensitäten der aktuell aus Berliner Gewässern vorliegenden Untersuchungen gleichen ebenfalls den Befunden aus anderen deutschen Gewässern (vgl. SURES et al. 1999, REIMER 2000, KNÖSCHE et al. 2004, HANEL et al. 2008). Im Vergleich zu älteren Erhebungen zeigt sich hier jedoch eine deutliche Verringerung. So wiesen infizierte Aale aus verschiedenen Brandenburger Gewässern Ende der 1980er Jahre noch durchschnittlich 11 - 37 *A. crassus* auf (SPANGENBERG & REINHOLD 1992).

Durchschnittlich 79 % der Aale ließen befallsbedingte Schwimmblasenschädigungen erkennen, wobei nur in wenigen Fällen (6 %) stark bis sehr starke Schädigungen der Schwimmblase auftraten. Verschiedene aktuelle Untersuchungen ergaben bislang keine Anhaltspunkte dafür, dass eine hohe Befallsintensität mit *A. crassus* zu einer schlechteren Kondition, einem schlechteren Wachstum oder zu höheren Verlusten der betroffenen Aale führt (KNÖSCHE et al. 2005, KANGUR et al. 2010, NETO et al. 2010). Nach Einschätzung von KNÖSCHE et al. (2005) haben die aktuellen Infektionen mit *A. crassus* daher keinen nennenswerten Einfluss auf die Aalpopulationen während ihres Aufenthaltes im Süßwasser. Dagegen sind gravierende Auswirkungen des Befalls mit *A. crassus* auf die Reproduktionsfähigkeit befallener Aale zu befürchten. Auf dem Weg zu ihren Laichplätzen in der Sargassosee legen Blankaale eine Strecke von ca. 6.000 km zurück und führen in dieser Zeit häufige und z.T. abrupte Tiefenwechsel durch (WESTERBERG et al. 2006). Untersuchungen an Blankaalen in einem Schwimmtunnel zeigten, dass mit *A. crassus* befallene Aale einen höheren Energieverbrauch beim Schwimmen haben, weshalb die Chancen dieser Aale für das Erreichen der Sargassosee als gering angesehen werden (EELREP-PROJECT 2005). Anhaltspunkte dafür lieferten auch Ergebnisse eines Blankaalmonitorings in der Ostsee (SJÖBERG et al. 2009).

Zumindest bei stark befallenen Aalen mit entsprechenden Schädigungen der Schwimmblase ist demzufolge unklar, ob sie zur Reproduktion des Bestandes beitragen können. Positiv ist in diesem Zusammenhang jedoch der nachweisliche Rückgang der Befallsintensität mit *A. crassus* zu Beginn der 1990er Jahre zu bewerten.

Aus den aktuellen Untersuchungen zum Ernährungszustand deutet sich im Vergleich mit früheren Untersuchungen von SCHRECKENBACH et al. (1997) ein Trend zur Abnahme des Bruttoenergiegehaltes und damit zu einer schlechteren Kondition der Aale in Berliner Gewässern an (Abb. 5). Möglicherweise wirkt sich hier bereits die in den letzten 20 Jahren zurückgegangene Nährstoffbelastung der Havel und ihrer Nebenflüsse (SENGESUMV & MUGV 2011) negativ auf die fischereiliche Produktivität und damit auf das Nahrungsangebot für die Fische aus. Die Ergebnisse zum Bruttoenergiegehalt der Aale in den beiden untersuchten Gewässerbereichen decken sich dabei gut mit den ermittelten Wachstumsdaten: die Aale aus dem Tiefenbereich weisen einen besseren Ernährungszustand und in der Folge ein schnelleres Wachstum als die Aale aus dem Uferbereich auf, was vermutlich auf ein reichhaltigeres Angebot an größeren Nahrungsorganismen im Tiefenbereich der Havel zurückzuführen ist.

Nach den Ergebnissen der Wachstumsuntersuchungen erreichen die Berliner Aale frühestens mit acht Jahren, meist aber erst mit neun bis zehn Jahren das derzeit geltende fischereiliche Mindestmaß von 50 cm und damit die Fanggröße. Dies stimmt recht gut mit den von SIMON (2007) in verschiedenen Brandenburger Gewässern gefundenen Werten von acht bis zwölf Jahren überein. BERG (1988) fand bei der Auswertung von Besatz- und Fangstatistiken Differenzen von neun bis elf Jahren und hält deutlich höhere Wachstumsleistungen unter Freilandbedingungen im mitteleuropäischen Raum für die Ausnahme.

Die für die Jahre 2006 und 2011 ermittelten Wachstumskurven waren sowohl untereinander als auch mit den von JÖRGENSEN (1988) in den 1980er Jahren für die Ober- und Unterhavel gefundenen Wachstumswerten annähernd vergleichbar (Abb. 10). Die geringen Abweichungen im Kurvenverlauf können ihre Ursache in Zufallsschwankungen haben oder auf ein leicht besseres Wachstum der Aale Ende der 80er Jahre hindeuten. Der untersuchte Bereich der Unterhavel steht mit dem benachbarten Jungferensee in enger Verbindung. Die in den eigenen Untersuchungen gefundenen Wachstumswerte decken sich erwartungsgemäß auch weitgehend mit dem von SIMON (2007) an Aalen aus dem Jungferensee ermittelten Wachstum (Abb. 10).

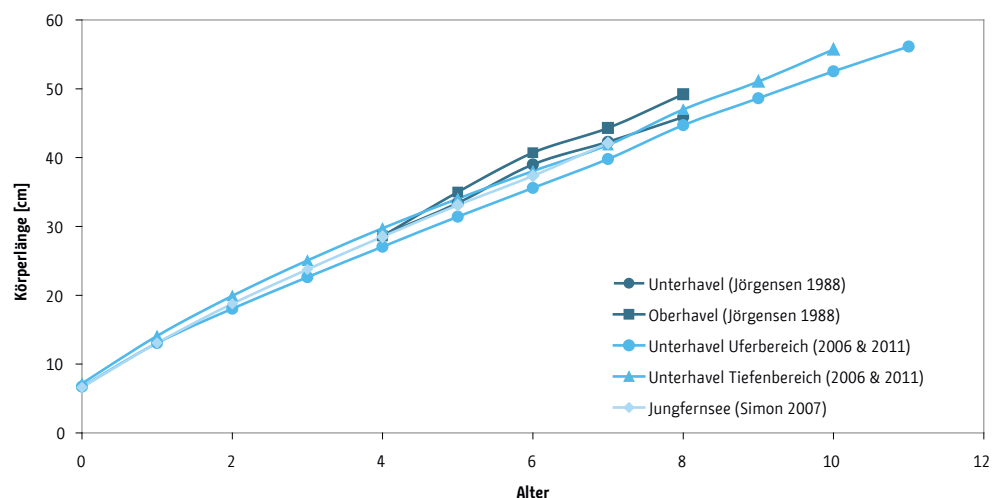


Abb. 10: Ergebnisse zum Alter und Wachstum der weiblichen Aale in den untersuchten Gewässerbereichen der Unterhavel (Ufer- und Tiefenbereich) im Vergleich zu früheren Untersuchungen von Aalen aus der Havel

Im Vergleich mit anderen deutschen Gewässern (Tab. 9) kann das Wachstum der Aale in der Unterhavel mit 3,7...4,3 cm/Jahr als durchschnittlich bezeichnet werden. Es entspricht den mittleren Wachstumswerten anderer Berliner Gewässer (Tegeler See, Müggelsee, Seddinsee, Langensee) und liegt geringfügig unter dem Durchschnitt Brandenburger Seen (SIMON 2007). Etwas höhere jährliche Zuwachsraten von im Mittel 4,9 cm weisen hingegen Aalbestände aus den Binnengewässern in Mecklenburg-Vorpommern auf (SIMON et al. 2011).

Tab. 9: aktuelle Wachstumswerte von weiblichen Aalen aus der Berliner Unterhavel im Vergleich mit anderen deutschen Binnengewässern

| Gewässer | untersuchte Altersgruppen | mittlerer jährlicher Zuwachs (cm) | | | Quelle |
|--|---------------------------|-----------------------------------|--------|------|----------------------|
| | | Min. | Mittel | Max. | |
| Tegeler See | 1 - 3 | 1,0 | 3,4 | 8,0 | DOERING 1992 |
| Müggelsee, Seddinsee, Langensee | 6 - 10 | 2,8 | 4,2 | 7,2 | LABATZKI et al. 1992 |
| 6 Seen in Brandenburg | 3 - 13 | 1,4 | 4,5 | 8,1 | SIMON 2007 |
| 3 Binnengewässer in Mecklenburg-Vorpommern | 3 - 19 | 2,6 | 4,9 | 8,3 | SIMON et al. 2011 |

Anhand der telemetrischen Untersuchungen konnte die grundsätzliche Passierbarkeit der betrachteten 3 Berliner Stadtwehre für abwandernde Blankaale belegt werden. Aus dem geringen Anteil nachweislich im Untersuchungszeitraum abgewanderter Blankaale (27 - 40 %) lassen sich keine Anhaltspunkte für Einschränkungen der Passierbarkeit ableiten. Durchaus wahrscheinlich ist, dass ein Teil der ausgesetzten Blankaale zunächst in weiter stromauf gelegene Gewässerbereiche gewandert ist und zu einem späteren Zeitpunkt seine Abwanderung wieder aufgenommen hat. Dass Blankaale ihre Abwanderung zeitweise unterbrechen und dann z.T. noch längere Zeit im Süßwasser verbleiben, ist aus der Literatur (VØLLESTAD et al. 1994) und durch eigene Untersuchungen in Brandenburger Gewässern bekannt. So wurden von 300 markierten und im Herbst 2005 in Oberhavel bzw. Rhin ausgesetzten Blankaalen insgesamt 50 Tiere wieder gefangen, davon 37 % bis zum Ende des Jahres 2005, 45 % im darauffolgenden Jahr, 16 % im Jahr 2007 und 1 Aal sogar erst im Jahr 2008 (SIMON & FLADUNG 2009). Möglich (und in einem Falle nachgewiesen) ist auch, dass die Aale den untersuchten Gewässerabschnitt über Querverbindungen umgangen haben. Verluste durch natürliche oder markierungsbedingte Sterblichkeit sowie ein Fang durch Fischer oder Angler können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Relativ unwahrscheinlich erscheint hingegen ein Durchschlüpfen von Aalen ohne Ortung durch die Empfänger, da alle Aale mit nachgewiesener Passage wiederholt und z.T. an zwei Empfängern gleichzeitig registriert wurden, so dass von einer guten Empfangsqualität und praktisch lückenlosen Erfassung der besenderten Aale ausgegangen werden kann.

Über die bevorzugten Wege zur Überwindung der Berliner Stadtwehre (Schleuse oder Wehr) sagen die telemetrischen Untersuchungen aus methodischen Gründen nur wenig aus. Zumindest aber haben die Ergebnisse an der Charlottenburger Schleuse gezeigt, dass sich die abwandernden Aale durchaus auch mit der Hauptströmung direkt über das überströmte Wehr fallen lassen. Wie aus Untersuchungen in anderen Fließgewässern bekannt ist, können Blankaale bei ihrer stromabgerichteten Laichwanderung sehr flexibel auf Wanderhindernisse reagieren und unterschiedliche Passagemöglichkeiten erkennen und nutzen (s.a. DURIF et al. 2003, JANSEN et al. 2007).

5 Zusammenfassung

Im Rahmen des von der Europäischen Union geförderten Projektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ wurden seit 2005 umfangreiche Aalbesatzmaßnahmen in Berliner Gewässern vorgenommen sowie exemplarisch ein Monitoring des Gelbaalbestandes in der Berliner Unterhavel begonnen. Darüber hinaus wurden telemetrische Untersuchungen durchgeführt, um die Passierbarkeit der in Berlin befindlichen Wehre und Schleusen für abwandernde geschlechtsreife Blankaale zu überprüfen.

Durch die EU-geförderten Besatzmaßnahmen im Rahmen des Elbeprojektes konnten in den Jahren 2005-12 in Berlin die Aalbesatzmengen mit durchschnittlich 0,3 Mio. Aalen pro Jahr deutlich erhöht und im Vergleich zum Zeitraum 1996-2004 mehr als verdoppelt werden.

Die durchgeführten Laboruntersuchungen bestätigten eine gute Qualität des Aalbesatzmaterials. Alle molekulargenetisch untersuchten 320 Aale gehörten der Art *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal) an. Gesicherte Aussagen zum Weibchenanteil unter den durchschnittlich 19 cm langen und 11 g schweren Besatzaalen waren nicht möglich, da der Anteil noch nicht geschlechtsdifferenzierter Aale 78 % betrug. Ein überwiegender Weibchenanteil erscheint jedoch wahrscheinlich. Der Ernährungszustand (Kondition) der besetzten Aale war anhand des Bruttoenergiegehaltes ($\bar{\varnothing}$ 10,0 MJ/kg) und des Korpulenzfaktors (0,06 - 0,22) als gut bis sehr gut einzuschätzen.

Die Untersuchungen zum Gesundheitsstatus ergaben (mit Ausnahme der Schwimmblase) keine Hinweise auf krankhafte Veränderungen der Organe oder ungewöhnliche Häufungen von Parasitierungen. Kritisch zu bewerten ist der – wenn auch insgesamt geringe – Befall von insgesamt 7 % der untersuchten Aale mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* sowie ein Anteil von 15 % der Aale mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen. Die festgestellten Befallsraten und -intensitäten der Besatzaale liegen jedoch deutlich unter denen in den Gelbaalbeständen unserer heimischen Binnengewässer (vgl. KNÖSCHE et al. 2004, BRÄMICK et al. 2008). Die Besatzdichte ist mit durchschnittlich 68 A_v/ha der fischereilichen Produktivität der Berliner Gewässer angemessen.

Der untersuchte Gelbaalbestand in der Unterhavel zeichnet sich durch einen hohen Weibchenanteil von 96 % aus. Die Kondition der Aale muss mit mittleren Bruttoenergiegehalten von 8,7 MJ/kg (Tiefenbereich) bzw. 7,0 MJ/kg (Uferbereich) als noch ausreichend bis schlecht eingeschätzt werden. Das Wachstum der Aale ist mit 3,7 - 4,3 cm/Jahr im Vergleich zu anderen deutschen Gewässern durchschnittlich.

Im Hinblick auf den Gesundheitszustand der Aale war eine hohe Befallsrate mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* von 68 % festzustellen, die jedoch der in anderen deutschen und europäischen Aalbeständen vergleichbar ist. Die Befallsintensität der Aale mit *A. crassus* hat sich seit Ende der 1980er Jahre deutlich verringert und ist derzeit mit 3,5...6,9 Nematoden/Aal als gering bis mittelgradig einzustufen. Ein Vergleich der aktuellen Befunde mit früheren Untersuchungsergebnissen belegt, dass die Befallsintensität und -intensität der Berliner Aale mit *A. crassus* in den letzten 10 Jahren unverändert geblieben sind.

Zusammenfassend kann auf Grundlage der vorhandenen Daten eingeschätzt werden, dass im Berliner Einzugsgebiet der Elbe die Voraussetzungen für ein verlustarmes Etablieren des eingebrachten Aalbesatzmaterials und eine normale Bestandsentwicklung mit durchschnittlichen Zuwachs- und Überlebensraten gegeben sind. Im Ergebnis der durchgeführten telemetrischen Untersuchungen konnte die grundsätzliche Passierbarkeit der Wehre in Berliner Gewässern durch abwandernde Blankaale belegt werden.

6 Literatur

- ANONYMUS (2008):** Aalbewirtschaftungspläne der deutschen Länder zur Umsetzung der EG - Verordnung Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals für die Flusseinzugsgebiete Eider, Elbe, Ems, Maas, Oder, Rhein, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser. www.portal-fischerei.de
- BERG, R. (1988):** Der Aal im Bodensee. Reihe: Ökologie & Landwirtschaft. Verlag J. Margraf, Gaimersheim, 246 S.
- BRÄMICK, U., FLADUNG, E. & DOERING-ARJES, P. (2008):** Aalmanagementplan – Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Bericht im Auftrag der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein u. Thüringen, Potsdam, 46 S.
- DEKKER, W. (2004):** Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. PhD Thesis, Universiteit van Amsterdam, 186 pp.
- DOERING, P. (1992):** Populationsdynamik von Blei, *Abramis brama* (L.), und Aal, *Anguilla anguilla* (L.), im Tegeler See von Berlin. -Wachstum und Populationsdichte-. Zoologische Beiträge N. F. 34, 185-239.
- DURIF, C., ELIE, P., GOSSET, C., RIVES, J. & TRAVADE, F. (2003):** Behavioral study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. In: DIXON, D. (Ed.): Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society. Symposium 33, 345-356.
- DURIF, C., GUIBERT, A. und ELIE, P. (2009):** Morphological Discrimination of the Silvering Stages of the European Eel. American Fisheries Society 58, 103-111.
- EELREP-PROJECT (2005):** Estimation of the reproduction capacity of European eel. Summary and Recommendations. Eelrep-Project, 01.11.2001-31.01.2005, 18 S.
- EUROPÄISCHE UNION (2007):** Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. Amtsblatt der Europäischen Union L 248 vom 22.09.2007, 17-23.
- FAZIO, G., SASAL, P., LECOMTE-FINIGER, R., DA SILVA, C., FUMET, B. & MONÉ, H. (2008):** Macroparasite communities in European eels, *Anguilla anguilla*, from French Mediterranean lagoons, with special reference to the invasive species *Anguillicola crassus* and *Pseudodactylogyrus* spp. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 390-391 (06), 12 S.
- FLADUNG, E. & KOLEW, J. (2011):** Wissenschaftliche Begleitung des Pilotprojektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ im Land Brandenburg 2010. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Projektabschlussbericht, Potsdam, 12 S.

- FLADUNG, E., SIMON, J. & WOLF, P. (2009):** Erfassung, Bewertung und Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandssituation des Aals im Brandenburger Einzugsgebiet der Elbe und Oder/Ücker. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht, Potsdam, 63 S.
- FLADUNG, E., SIMON, J., HANNEMANN, N. & KOLEW, J. (2011):** Wissenschaftliche Begleitung des Pilotprojektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ im Land Berlin 2011. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Projektabschlussbericht, Potsdam, 25 S.
- FLADUNG, E., WOLF, P. & KOLEW, J. (2013):** Wissenschaftliche Begleitung des Pilotprojektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ im Land Brandenburg in den Jahren 2011 und 2012. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Projektabschlussbericht, Potsdam, 13 S.
- HANEL, R., STEINHAGEN, D., NEUHAUS, H. & JAKOB, E. (2008):** Virologische und parasitologische Untersuchung von Aalen in Schleswig-Holstein. Amt für Ländliche Räume Schleswig Holstein, Endbericht zum Folgeprojekt, Fischereiabgabe, 12 S.
- HARTMANN, F. (1994):** Untersuchungen zur Biologie, Epidemiologie und Schadwirkung von *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi und Itagaki 1974 (Nematoda), einem blutsaugenden Parasiten in der Schwimmblase des europäischen Aals (*Anguilla anguilla* L.). Verlag Shaker, Aachen.
- ICES (1999):** ICES cooperative research report No. 229. Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management 1998, part 2, 446 S.
- JANSEN, H.M., WINTER, H.V., BRUIJS, M.C.M. & POLMAN, H.J.G. (2007):** Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. ICES Journal of Marine Science 64, 1437-1443.
- JÖRGENSEN, L. (1988):** Fischereibiologische Analyse der Altersstruktur der Aalbestände in der Havel, Berlin (West). Projektabschlussbericht, Berlin, 101 S.
- KANGUR, A., KANGUR, P., KANGUR, K. JÄRVALT, A. & HALDNA, M. (2010):** *Anguillicoloides crassus* infection of European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in inland waters of Estonia: history of introduction, prevalence and intensity. J. Appl. Ichthyol. 26 (Suppl. 2), 74-80.
- KNÖSCHE, R., SCHRECKENBACH, K., SIMON, J., EICHHORN, T., PIETROCK, M. & THÜRMER, C. (2004):** Aalwirtschaft in Brandenburg. Schriften d. Inst. f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 15, 76 S.
- KNÖSCHE, R., BRÄMICK, U., FLADUNG, E., SCHEURLEN, K. & WOLTER, C. (2005):** Untersuchungen zur Entwicklung der Fischerei im Land Brandenburg unter Beachtung der Kormoranbestände und Entwicklung eines Monitorings. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht., Potsdam-Sacrow. 121 S.
- LABATZKI, P., SCHRECKENBACH, K. & WELLNER, E. (1992):** Ermittlung des Zustandes der Aalbestände im Müggelsee, Langensee und Seddinsee in Bezug auf die Altersstruktur, Ernährungs- und Gesundheitszustand, Qualität und Beziehung zum Lebensraum der Gewässer und zur Aalwirtschaft, Gutachten i.A. der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, 34 S.

- LAFFAILLE, P., FEUNTEUN, E., BAISEZ, A., ROBINET, T., ACOU, A., LEGAULT, A. & LEK, S. (2003):** Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 254-264.
- MORIARTY, C. & DEKKER, W. (1997):** Management of the European Eel. *Fisheries Bulletin Dublin* 15, 167 S.
- NETO, A.F., COSTA, J.L., COSTA, M.J. & DOMINGOS, I. (2010):** Epidemiology and pathology of *Anguillicoloides crassus* in European eel *Anguilla anguilla* from the Tagus estuary (Portugal). *Dis. Aquat. Org.* 88, 225-233.
- REIMER, L. W. (2000):** Parasiten von Weserfischen. *Naturschutz und Landschaftspflege im Regierungsbezirk Detmold (NL10/2000)*, 35 S.
- RICKER, W. E. (1975):** Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191, 1-382.
- SCHEINERT, P. & BAATH, C. (2006):** Untersuchungen zum Vorkommen des Herpesvirus *anguillae* (HVA) in den Aalpopulationen bayerischer Gewässer. *Fischer & Teichwirt* 8, 289-293.
- SCHRECKENBACH, K. (1998):** Die Beurteilung und Beeinflussung der Kondition von Fischen bei der fischereilichen Bewirtschaftung natürlicher Gewässer und bei der Aquakultur. *Mitt. d. Landesforschungsanstalt f. Landwirtschaft u. Fischerei Mecklenburg-Vorpommern* 17, 96-110.
- SCHRECKENBACH, K., ZAHN, S. & THÜRMER, C. (1997):** Einfluß der Schadstoffbelastung (DDT, Endosulfan, Lindan, HCH-Isomere, Polychlorierte Biphenyle) auf die Kondition, den Ernährungs- und Gesundheitszustand von Aalen. *Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht, Potsdam*, 94 S.
- SCHRECKENBACH, K., KNÖSCHE, R. & EBERT, K. (2001):** Nutrient and energy content of freshwater fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 142-144.
- SENGESUMV (SENATSVERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) & MUGV (MINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2011):** Reduzierung der Nährstoffbelastungen von Dahme, Spree und Havel in Berlin sowie der Unteren Havel in Brandenburg. *Gemeinsames Handlungskonzept der Wasserwirtschaftsverwaltung der Bundesländer. Berlin und Brandenburg, Erster Teil, Eigenverlag, Berlin, Potsdam*
- SIMON, J. (2007):** Age, growth, and condition of European eel (*Anguilla anguilla*) from six lakes in the River Havel system (Germany). *ICES Journal of Marine Science* 64, 1414-1422.
- SIMON, J. (2013):** A correction factor for the shrinkage of total length and weight of European eels during freezing. *J. Appl. Ichthyol.* 29, 909-911.
- SIMON, J. & FLADUNG, E. (2009):** Untersuchungen zur Blankaalabwanderung aus Oberhavel, Rhin und Mittelbe. *Fischer & Teichwirt* 60, 288-289.

SIMON, J., DOROW, M. & UBL, C. (2011): Wachstum von Aalen (*Anguilla anguilla*) in den Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Fischer & Teichwirt 62, 449-451.

SJÖBERG, N.B., PETERSSON, E., WICKSTRÖM, H. & HANSSON, S. (2009): Effects of the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. J. Fish Biol. 74, 2158-2170.

SPANGENBERG, R. & REINHOLD, H. (1992): Fundbericht zum *Anguillicola*-Befall von Aalen in den ostdeutschen Bundesländern. J. Appl. Ichthyol. 8, 323-323.

SURES, B., KNOPF, K., WÜRTZ, J. & HIRT, J. (1999): Richness and diversity of parasite communities in European eels *Anguilla anguilla* of the River Rhine, Germany, with special reference to helminth parasites. Parasitology 119, 323-330.

TESCH, F.-W. (1999): Der Aal. Blackwell Wissenschafts Verlag Berlin – Wien, 397 S.

VØLLESTAD, L.A., JONSSON, B., HVIDSTEN, N.A. & NAESJE T.F. (1994): Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. Journal of Fish Biology 45, 641-651.

WESTERBERG, H, LAGENFELT, I. & SVEDÄNG, H. (2006): Silver eel migration behaviour in the Baltic. ICES Annual Science Conference, 19.-23.9.2006, Maastricht, ICES CM 2006/J, 26.

Impressum

Herausgeber

Senatsverwaltung
für Stadtentwicklung und Umwelt
Kommunikation
Württembergische Straße 6
10707 Berlin
www.stadtentwicklung.berlin.de

Inhalte und Bearbeitung

Senatsverwaltung
für Stadtentwicklung und Umwelt
Fischereiamt Berlin

in Zusammenarbeit mit

Institut für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow
Im Königswald 2
14469 Potsdam
Dr. Uwe Bramick
Erik Fladung
Janek Simon

Redaktion

Fischereiamt Berlin
Dipl. Biol. Susanne Jürgensen
Jens Puchmüller

Berlin, September 2014