

Abschätzung der Sterblichkeiten im Aalbestand und Modellierung der Aalbestandsentwicklung am Beispiel der Havel

Einleitung

Der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) ist eine wichtige Wirtschaftsfischart in Europa (TESCH 1999, DEKKER 2003). In Deutschland stellt er die ökonomische Basis vieler Seen- und Flussfischereibetriebe dar (BRÄMICK 2005), mit der beispielsweise in Brandenburg über 50 % der Einnahmen aus dem Eigenfang erzielt werden (BRÄMICK & FLADUNG 2006). Zudem ist der Aal eine beliebte Zielfischart der Angler.

In den letzten 15 Jahren haben sich die Aalbestände in den Binnengewässern Mitteleuropas deutlich verringert (DEKKER 2004). Vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) wird der europäische Aalbestand als außerhalb sicherer biologischer Grenzen eingeschätzt (ICES 1999).

Aus diesem Grund hat der Ministerrat der Europäischen Union (EU) eine Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Europäischen Aalbestandes verabschiedet (EU 2007). Sie verpflichtet alle Mitgliedsländer, wirksame Maßnahmen zur Gewährleistung einer ausreichenden Blankaalabwanderung zu ergreifen. Dafür sind detaillierte Bewirtschaftungspläne für die Aalbestände in den Flussgebietseinheiten aufzustellen und umzusetzen. Die ergriffenen Maßnahmen müssen durch geeignete Monitoringprogramme hinsichtlich ihrer Auswirkungen und Effekte auf den Aalbestand überprüft und dazu an die EU Kommission berichtet werden.

Eine wichtige Basis für die Einschätzung der Bestandsdynamik des Aals, die Ableitung wirkungsvoller Maßnahmen zur Erhöhung der Blankaalabwanderung und für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen ist die Modellierung der Süßwasser-Lebensphase der Aalbestände. Hierfür wiederum sind Kenntnisse zur Höhe und Einwirkdauer von Sterblichkeitsfaktoren auf die Aalbestände in unseren Binnengewässern erforderlich. Für deutsche Flussgebiete lagen solche Kenntnisse bislang nicht in ausreichendem Umfang vor.

Das Ziel des hier vorgestellten Forschungsvorhabens bestand in der Ermittlung wichtiger Populationsparameter (natürlicher Aalaufstieg, Besatz, Wachstum, Blankaalabwanderung) und der Quantifizierung von Sterblichkeitsfaktoren als Basis für die Modellierung der Populationsdynamik des Aalbestandes am Beispiel der Havel, einem Nebenfluss der Elbe. Die Ergebnisse sollen der Erhaltung des Aals als Bestandteil der Fischfauna in deutschen Binnengewässern und der Sicherung der zukünftigen fischereilichen Nutzung dieser Fischart dienen.

Material und Methoden

Die Havel ist ein großer Nebenfluss im Mittellauf der Elbe, der durch ein sehr geringes Gefälle (durchschnittlich 0,13 ‰), eine große Anzahl durchflossener Seen, zahlreiche seenartige Erweiterungen sowie viele Verzweigungen und z.T. kanalisierte Abschnitte geprägt ist (LUA BRANDENBURG 1995). Die Mündung in die Elbe liegt ca. 180 km von der Nordseeküste entfernt. Als Untersuchungsgebiet wurde ein Teileinzugsgebiet der Havel ausgewählt, das sich über die Bundesländer Brandenburg, Berlin und Sachsen erstreckt (Abb. 1). Mit einer Gewässerfläche von 56.291 ha deckt es mehr als 85 % der Wasserfläche des gesamten Haveleinzugsgebietes ab.

Um eine Modellierung des Aalbestandes vornehmen zu können, waren verschiedene Parameter zu quantifizieren. Zur Bemessung des Aalaufstieges wurde im Mündungsbereich der Havel in die Elbe am Wehr Gnevsdorf eine engmaschige Spezialreuse (Abb. 2, Maschenweite 4 mm) in der bestehenden Fischaufstiegsanlage installiert und über mehrere Jahre während der Hauptwanderungszeit der Steigaale zwischen Mai und Oktober betrieben (vgl. SIMON et al. 2006). Der Aalbesatz wurde anhand von vorliegenden Statistiken ermittelt.

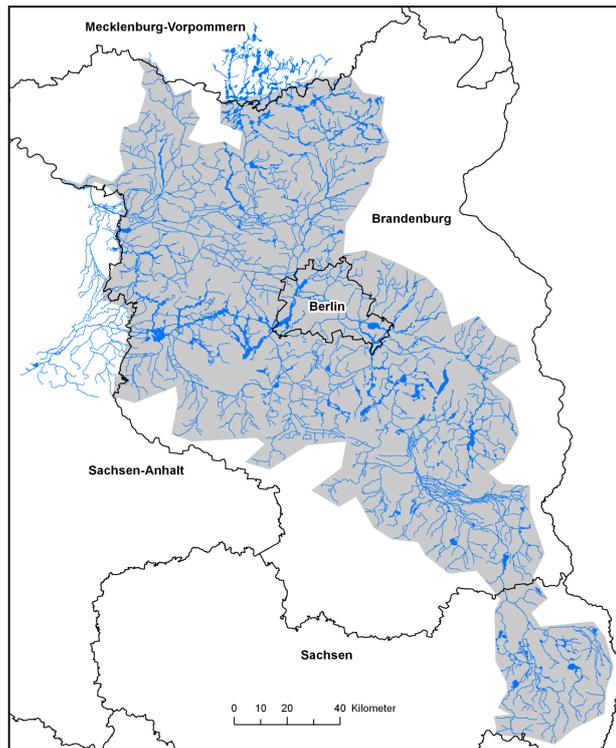


Abb. 1: Übersichtskarte der Havel mit Abgrenzung des betrachteten Untersuchungsgebietes (graue Fläche)



Abb. 2: Spezialreuse für das Steigalmonitoring am Wehr Gnevsdorf

Zur Quantifizierung der natürlichen Sterblichkeit und des Wachstums wurden sieben abflusslose Seen (< 20 ha) in Brandenburg über mehrere Jahre regelmäßig mit markierten Glasaalen und vorgestreckten Aalen besetzt und die Entwicklung der Aalbestände untersucht (SIMON et al. 2013, SIMON & DÖRNER 2014).

Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) ist als fischfressender Vogel ein Bestandteil der natürlichen Sterblichkeit. Aufgrund seiner rasanten Bestandsentwicklung in den letzten Jahrzehnten wurde die dadurch bedingte Sterblichkeit bei Aalen jedoch gesondert betrachtet.

Eine Abschätzung der durch Kormorane gefressenen Menge an Aalen erfolgte anhand der Anzahl der Brutvögel und deren durchschnittlicher Aufenthaltsdauer im Untersuchungsgebiet, dem Nahrungsbedarf und dem mittleren Aalanteil in der Kormorannahrung gemäß einer Studie von BRÄMICK & FLADUNG (2006). Der Aalanteil wurde zudem in Relation zur Bestandsgröße der betreffenden Aaljahrgänge gesetzt, da die Abnahme der Aalbestände in unseren Binnengewässern in der jüngeren Vergangenheit auch zu einer Verringerung des Aalanteils in der Kormorannahrung geführt haben dürfte (SIMON 2011).

Für die Ermittlung der fischereilichen Sterblichkeit wurden Statistiken der Erwerbsfischerei ausgewertet und z.T. durch Schätzungen bzw. Hochrechnungen sowie durch Untersuchungen zur Längen-Häufigkeits-Verteilung der Aale in den Fängen der Fischer ergänzt. Die Aalfänge der Angler wurden auf Grundlage eines speziell dafür entwickelten und an eine Zufallsauswahl von 1.244 Fischereischeinbesitzern im Untersuchungsgebiet verschickten Fangbuches abgeschätzt.

Die Bestimmung der Blankaalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen (WKA) und Kühlwasserentnahmestellen (KWES) erfolgte kumulativ auf Grundlage der Anzahl und der Lage solcher Anlagen im Untersuchungsgebiet über die stromauf gelegene Einzugsgebietsfläche und die geschätzte Sterblichkeitsrate am jeweiligen Anlagenstandort.

Auf Basis der Daten zur Rekrutierung, den Sterblichkeiten im Aalbestand sowie weiterer Modelleingangsgrößen wurde das deutsche Aalbestandsmodell (German Eel Model, GEM II, OEBERST & FLADUNG 2011) zum GEM III weiterentwickelt. Dieses ermöglichte nunmehr eine Abschätzung der jährlich aus dem Untersuchungsgebiet abwandernden Menge an weiblichen und männlichen Blankaalen. Zur Überprüfung der Modellergebnisse wurden zudem die aus dem Untersuchungsgebiet in den Jahren 2009-11 abwandernden Blankaalmengen mittels Markierungs-Wiederfang-Versuch abgeschätzt. Insgesamt 547 Blankaale aus Hamenfängen der Erwerbsfischer wurden dazu per Zufallsstichprobe ausgewählt, markiert und 1-3 km oberhalb der Monitoringstationen wieder ausgesetzt. Über die mit dieser Methode ermittelte Fängigkeit und die jährliche Fangstatistik der Fischereigeräte erfolgte anschließend die Abschätzung des Gesamtbestandes abwandernder Blankaale. Weiterhin wurde die Laicherqualität der aus dem Untersuchungsgebiet abwandernden Blankaale durch Bestimmung der Kondition und des Gesundheitszustandes im Labor beurteilt. Mit Hilfe des Aalbestandsmodells GEM III wurden schließlich in verschiedenen Szenarien Managementmaßnahmen auf ihre Effektivität hinsichtlich der Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge geprüft.

Ergebnisse

Im Mündungsbereich der Havel wurde mit der Spezialreuse in den Jahren 2005-09 ein Aufstieg von im Mittel 33.000 Steigaalen pro Jahr (Spanne: 21.000-43.000) festgestellt. Dieser vollzog sich hauptsächlich in den Monaten Juni-August mit Schwerpunkt im Juli.

Der Aalbesatz war im Vergleich dazu wesentlich umfangreicher, unterlag allerdings starken Schwankungen in der Menge und Größe der ausgesetzten Aale. Wurden im Zeitraum 1985-95 durchschnittlich 7,6 Mio. Aale pro Jahr besetzt, sank die Menge in den folgenden Jahren auf durchschnittlich nur noch 1,4 Mio. Aale pro Jahr und stieg erst nach dem Jahr 2005 durch geförderte Besatzmaßnahmen wieder auf durchschnittlich 4,4 Mio. Stück an. Gleichzeitig erfolgte eine Umstellung des Besatzmaterials von Glasaal auf vorgestreckte Aale und Satzaale.

Die Untersuchungen zu Geschlechterverhältnis, Kondition und Parasitierung zeigten keine wesentlichen Unterschiede zwischen eingewanderten und besetzten Aalen.

Unter den Sterblichkeitsfaktoren, die auf den Aalbestand wirken, ist die natürliche Sterblichkeit am bedeutsamsten. Die aus den sieben Brandenburger Versuchsseen gewonnenen Daten umfassen allerdings nur einen vergleichsweise kurzen Lebensabschnitt der Jungaale von 4 Jahren (Altersgruppen 3-6) (SIMON & DÖRNER 2014), der für die Erstellung einer Sterblichkeitskurve über alle Aallebensjahre nicht ausreicht. Sie deuten jedoch auf eine

Sterblichkeit im Untersuchungsgebiet hin, wie sie der Sterblichkeitskurve nach BEVACQUA et al. (2011) für niedrige Aalbestandsdichten entspricht. Daher wurde für das Aalbestandsmodell der Havel die Funktion der natürlichen Sterblichkeit nach BEVACQUA et al. (2011) angepasst und verwendet (Abb. 3). Im Ergebnis der Modellierung kann die jährliche natürliche Sterblichkeit im Aalbestand auf aktuell 3,1 Mio. Stück geschätzt werden.

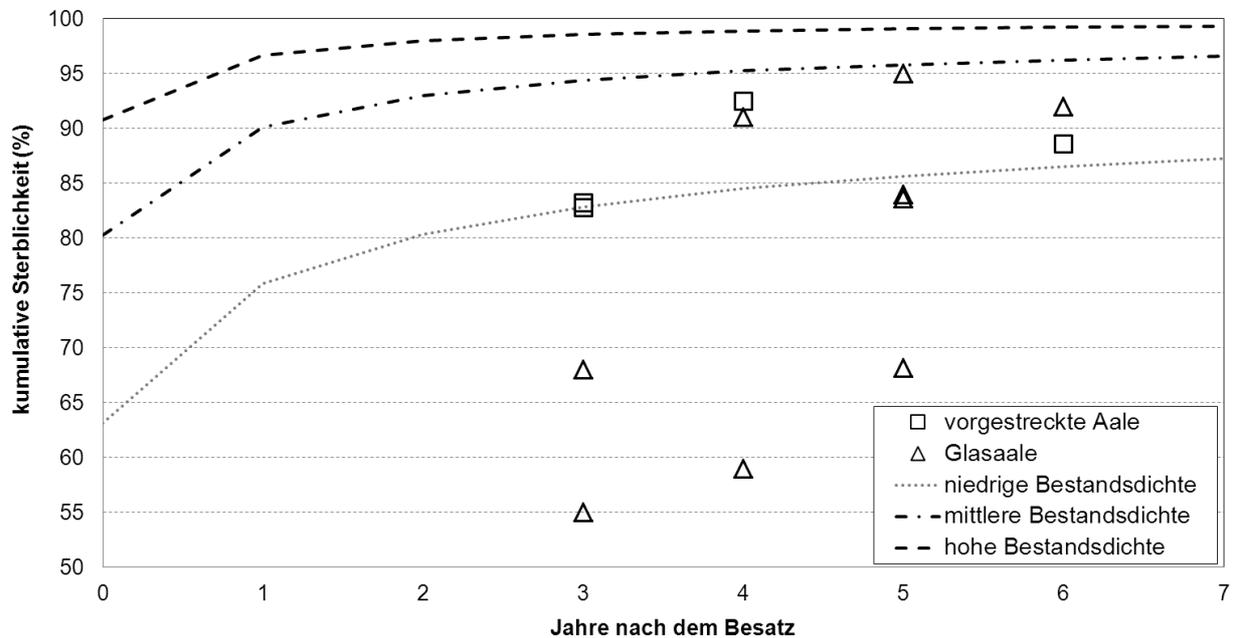


Abb. 3: Vergleich der ermittelten kumulativen Sterblichkeitsraten der in die Versuchsseen besetzten Aale beim Markierungs-Wiederfang-Experiment im Jahr 2010 mit den nach BEVACQUA et al. (2011) ermittelten Sterblichkeitsraten für weibliche Aale der Havel (mittlere Wassertemperatur 11,7 °C, Wachstumskurve der Havelaale) bei niedriger, mittlerer und hoher Aalbestandsdichte.

Für die Bestimmung der Aalsterblichkeit durch Kormoranfraß waren im Zeitraum 1985-2011 für das Untersuchungsgebiet insgesamt 66 Brutkolonien aufgrund ihrer Lage und des Aktionsradius der jagenden Kormorane relevant. Der Kormoranbrutpaarbestand stieg von zunächst wenigen Tieren ab dem Jahr 1990 sprunghaft an. Im Jahr 2008 wurde mit 1.518 Brutpaaren ein vorläufiger Höchstwert erreicht. Seit 2009 ist der Brutpaarbestand im Untersuchungsgebiet rückläufig und betrug im Jahr 2011 noch 730 Brutpaare. Die aktuelle Aalfräßmenge durch Kormorane wurde auf 230.000 Stück pro Jahr geschätzt.

Die höchsten Aalerträge in der Fischerei wurden im Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich 280 t pro Jahr in den Jahren 1985-90 erzielt (Abb. 4). In den Folgejahren sank der Aalertrag mit längerfristigen Schwankungen auf durchschnittlich 120 t bzw. 415.000 Stück pro Jahr. Die aktuellen Aalerträge der Erwerbsfischerei betragen somit weniger als die Hälfte (43 %) der im Zeitraum 1985-90 erzielten Erträge.

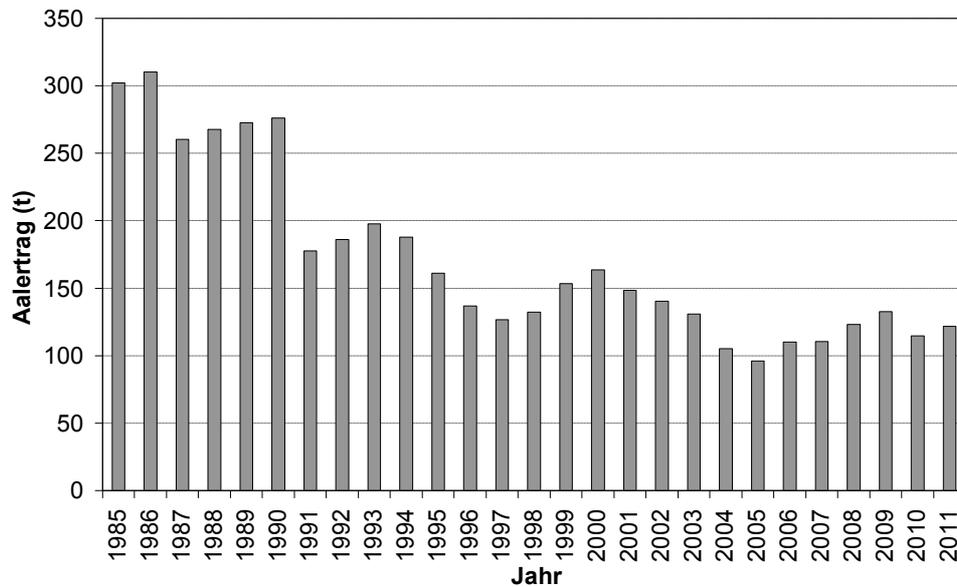


Abb. 4: Aalerträge der Erwerbsfischerei im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1985-2011

Bei der Abschätzung der Aalfänge der Angler konnte mit 503 zurückgesendeten Fangbüchern eine vergleichsweise hohe Rücklaufquote von 48,2 % erzielt werden. Die dokumentierten Aalfangmengen differierten mit 0 - 22 kg zwischen den Anglern beträchtlich. Rund $\frac{2}{3}$ der Angler entnahmen im Jahr 2010 überhaupt keinen Aal aus den Gewässern. Dagegen realisierten 14 % der Angler mit jährlichen Entnahmemengen von über 5 kg mehr als 50 % des Gesamtaalertrages (Abb. 5). Die im Untersuchungsgebiet der Havel ansässigen Fischereischeininhaber fingen im Jahr 2010 durchschnittlich 0,6 Aale bzw. 288 g Aalbiomasse pro Person. Bezogen nur auf die aktiven Aalangler im Untersuchungsgebiet waren es 1,4 Aale bzw. 663 g pro Angler und Jahr. Insgesamt werden von Anglern aktuell im Durchschnitt etwa 113.000 Aale pro Jahr aus den Gewässern des Untersuchungsgebietes entnommen.

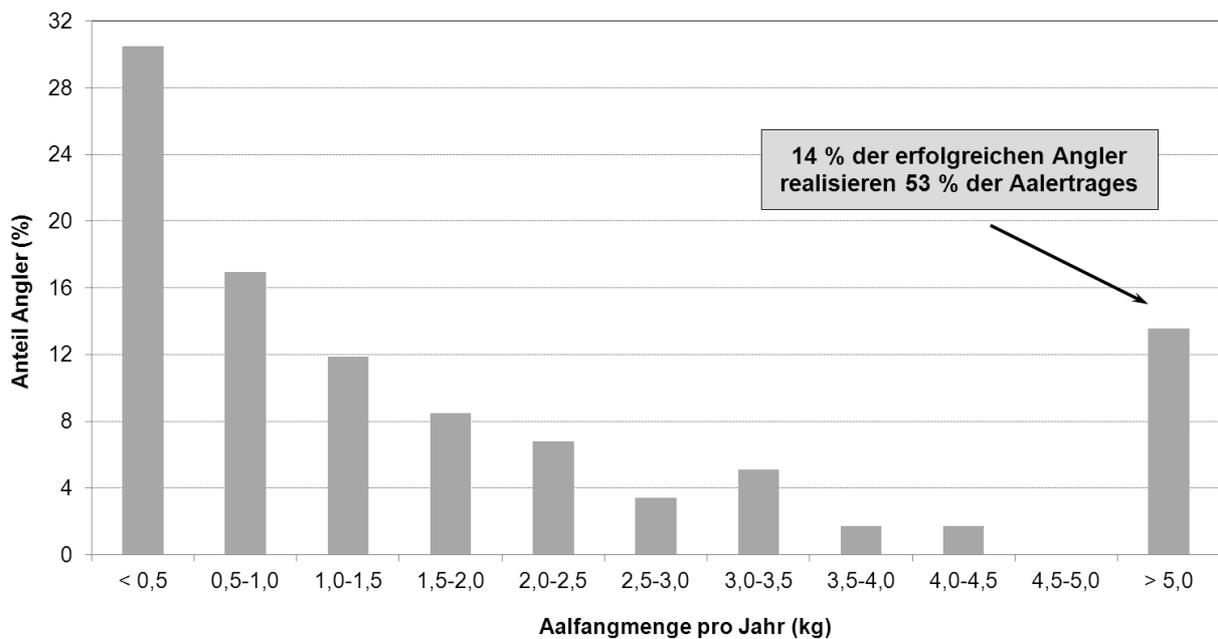


Abb. 5: Relative Häufigkeitsverteilung (%) der von den erfolgreichen Anglern angegebenen Aalfangmengen im Jahr 2010

Für die Abschätzung der Blankaalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen (WKA) und Kühlwasserentnahmestellen (KWES) lagen von insgesamt 45 bekannten Anlagen für 31 WKA und sieben KWES auswertbare Angaben vor. Blankaale können demnach aus rund $\frac{3}{4}$ der Gewässerfläche des Untersuchungsgebietes ungehindert abwandern. Auf etwa 25 % der Gewässerfläche verursachen hingegen WKA und KWES kumulative Verluste in Höhe von 30-60 %. Nur in wenigen kleineren Teileinzugsgebieten im Oberlauf der Spree (Nebenfluss der Havel) summieren sich die rechnerischen Sterblichkeiten an WKA auf 70-100 %. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet beträgt die kumulative Aalsterblichkeit durch WKA und KWES aktuell etwa 11 % der jährlich abwandernden Menge an Blankaalen. Das entspricht im Durchschnitt der Jahre 2009-11 etwa 9.000 Blankaalen.

Auf Basis dieser Daten ergab die Modellierung mit dem GEM III einen derzeitigen Bestand von etwa 17 Millionen Aalen im Untersuchungsgebiet der Havel. Mit dem Modell wurde für die Jahre 2010-12 eine aus der Bestandsentwicklung resultierende Zahl abwandernder Blankaale von durchschnittlich 44.000 Tieren pro Jahr geschätzt, was einer Blankaalmenge von 0,4 kg/ha entspricht. Die für den gleichen Zeitraum mittels Markierungs-Wiederfang-Versuch ermittelte Anzahl aus dem Untersuchungsgebiet abwandernder Blankaale betrug jährlich \approx 19.000 Stück.

Die Untersuchungen der Laicherqualität der Blankaale ergaben, dass die Mehrzahl der Aale mit einem mittleren Bruttoenergiegehalt von 12,9 MJ/kg hinreichend bis gut ernährt war. Etwa 76 % der Blankaale waren mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* infiziert. Der Anteil der Aale mit daraus resultierenden starken Schwimmblasenschädigungen betrug etwa 18 %. Lediglich bei einzelnen Blankaalen war eine Infektion mit dem Aalrhabdovirus (RVA bzw. EVEX) festzustellen.

Modellrechnungen mit dem Aalbestandsmodell ergaben, dass im Vergleich zu allen anderen Szenarien eine Erhöhung der Besatzmengen die mit Abstand wirkungsvollste Maßnahme zur Steigerung der abwandernden Blankaalmenge darstellt. Mit deutlichem Abstand folgen Managementmaßnahmen, die auf eine Verringerung von Mortalitätsfaktoren wie Fischerei, Wasserkraftanlagen und Kormoran abzielen.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Wie die Fangergebnisse von im Mittel 33.000 Steigaalen pro Jahr (\emptyset 2005-09) belegen, ist im Untersuchungsgebiet noch immer ein – wenn auch vergleichsweise geringer – Aalaufstieg vorhanden. Allerdings konnte nicht zweifelsfrei ausgeschlossen werden, dass es sich bei den in die Havel aufsteigenden Aalen - zumindest zum Teil - um zuvor in die Elbe besetzte Fische gehandelt haben könnte. Beim Vergleich der Menge aufgestiegener Aale mit der im gleichen Zeitraum besetzten Aalmenge von durchschnittlichen 4,4 Mio. pro Jahr wird deutlich, dass sich der Aalbestand im betrachteten Untersuchungsgebiet fast ausschließlich aus Besatzmaßnahmen und nur zu einem sehr geringen Teil aus Aufsteigern rekrutiert.

Von den auf den Aalbestand wirkenden Mortalitätsfaktoren kommt der natürlichen Sterblichkeit (einschließlich des Kormorans) die mit Abstand größte Bedeutung zu (Abb. 6). Am stärksten betroffen sind entsprechend der verwendeten Sterblichkeitskurve von BEVACQUA et al. (2011) die jüngsten Altersgruppen im Bestand, während ältere Tiere nur noch geringen jährlichen Sterblichkeiten unterliegen (Abb. 3). Ein solcher Verlauf der Sterblichkeitskurve über die verschiedenen Altersgruppen entspricht den praktischen Erfahrungen für Fischbestände und erscheint plausibler als eine konstante jährliche Sterblichkeit für alle Altersgruppen, wie sie mit \approx 13 % von Dekker (2000) postuliert wurde.

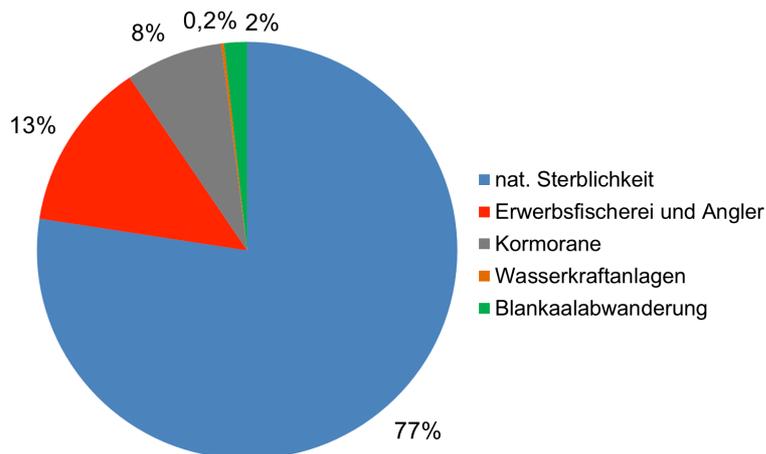


Abb. 6: Relative Anteile der verschiedenen Mortalitätsfaktoren sowie der Blankaalabwanderung an den jährlichen Gesamtverlusten im Aalbestand (Stück) im Zeitraum 2009-11

Unter den anthropogen bedingten Sterblichkeiten im Untersuchungsgebiet verursachen die Erwerbsfischerei und Angler den größten Anteil an den jährlichen Gesamtverlusten im Aalbestand mit aktuell zusammen etwa 13 %. Die Entwicklung der Aalerträge durch die Erwerbsfischerei im Untersuchungsgebiet unterscheidet sich nicht grundlegend von der im Elbeeinzugsgebiet (BRÄMICK et al. 2008) bzw. in Gesamtdeutschland (ANONYMUS 2008). Nicht zuletzt aufgrund der insgesamt deutlich höheren Aalbesatzmengen erzielen die Erwerbsfischer im Untersuchungsgebiet mit aktuell 2,2 kg/ha jedoch mehr als doppelt so hohe Aalerträge wie ihre Berufskollegen im übrigen Elbeeinzugsgebiet ($\bar{\varnothing}$ 1,0 kg/ha im Jahr 2010 n. FLADUNG et al. 2012). Die für das Jahr 2010 ermittelte Durchschnittsfangmenge von 663 g Aalbiomasse pro aktivem Angler und Jahr im Untersuchungsgebiet liegt in der Spannweite von Werten aus anderen Untersuchungen mit 452 – 670 g Aalbiomasse pro Angler und Jahr (WEDEKIND 2000, DOROW & ARLINGHAUS 2008) und kann aus dieser Sicht als plausibel bewertet werden. Insgesamt belegen die vorliegenden Untersuchungsergebnisse eine erheblich höhere Fischereiintensität auf Aal im Untersuchungsgebiet im Vergleich zum gesamten Einzugsgebiet der Elbe.

WKA und KWES haben einen vergleichsweise geringen Anteil von ca. 0,2 % an den jährlichen Verlusten im Aalbestand, wobei die Verluste fast ausschließlich Blankaale betreffen und sich damit unmittelbar auf die abwandernde Blankaalmenge auswirken. Mit einer kumulativen Gesamtsterblichkeit im Blankaalbestand von ca. 11 % ist die Mortalität durch WKA im Untersuchungsgebiet nicht unerheblich, aber dennoch deutlich geringer als z.B. im deutschen Einzugsgebiet der Weser (17 %), der Elbe (24 %) oder des Rheins (47 %) und ungefähr mit der Maas (10 %) vergleichbar (FLADUNG et al. 2012). Die größten Verluste im Blankaalbestand des Untersuchungsgebietes entstehen durch die in Oberhavel und Spree befindlichen WKA. Bei den ermittelten Sterblichkeiten durch WKA und KWES im Untersuchungsgebiet handelt es sich um grobe Schätzungen, die auf überwiegend pauschalen Annahmen beruhen, da die für eine präzisere Schätzung der Sterblichkeiten an den einzelnen Anlagen erforderlichen Detailinformationen und Daten nicht verfügbar waren. Dies ist ein generelles Problem in den meisten deutschen Flusseinzugsgebieten (vgl. FLADUNG et al. 2012), dem nur durch gezielte, flächendeckende Datenaufnahmen verbunden mit kontinuierlichen Aktualisierungen begegnet werden kann.

Nach dem Aalbestandsmodell GEM III verlassen jährlich ca. 44.000 geschlechtsreife Aale die Havel, um zur Vermehrung über Elbe und Nordsee in den westlichen Atlantik abzuwandern. Die Abweichung dieses theoretischen Modellwertes im Vergleich zu den Erhebungen mittels Markierungs-Wiederfang-Versuch (\approx 19.000 Blankaale) ist durch Ungenauigkeiten bei der Abschätzung einiger Modelleingangsgrößen sowie der realen Blankaalabwanderung

begründet. 44.000 Blankaale entsprechen einer abwandernden Blankaalmenge von 0,4 kg/ha. Damit wandern aktuell deutlich weniger Blankaale aus dem Untersuchungsgebiet im Vergleich zum gesamten Elbegebiet (0,9 kg/ha im Ø 2008-10 n. FLADUNG et al. 2012) ab. Die Ursachen dafür sind im komplexen Zusammenwirken von sehr geringem natürlichem Aalaufstieg, geringen Aalbesatzmengen in den Jahren 1996-2005, hohen Kormoranbeständen in den Jahren 1995-2008 sowie einer intensiven fischereilichen Nutzung des Aalbestandes durch Erwerbsfischerei und Angler zu sehen. Mit der erheblichen Steigerung der Aalbesatzmengen wurde die Grundlage für ein Anwachsen des Aalbestandes ab dem Jahr 2006 und einen voraussichtlichen Anstieg der abwandernden Blankaalmenge ab dem Jahr 2012 gelegt. Voraussetzung für letzteres ist, dass der Besatz im bisherigen Umfang fortgeführt wird und sich die wirkenden Mortalitätsfaktoren einschließlich der fischereilichen Entnahme nicht wesentlich erhöhen.

Als Mindestwerte für eine erfolgreiche Laichwanderung und Reproduktion (Ausbildung der Geschlechtsprodukte) von Blankaalen werden von verschiedenen Autoren Körperfettgehalte zwischen 14 % und 20 % genannt (PALSTRA et al. 2006, VAN DEN THILLART et al. 2007, BELPAIRE et al. 2009). Diese Fettgehalte entsprechen Bruttoenergiegehalten von 9,6 MJ/kg – 11,9 MJ/kg Körpermasse. Übertragen auf die Ergebnisse der Konditionsuntersuchungen der Blankaale bedeutet dies, dass 99 % bzw. 77 % der Blankaale aus dem Untersuchungsgebiet über ausreichende Fettreserven verfügen, um erfolgreich den Weg bis in die Sargassosee zurücklegen und reife Gonaden ausbilden zu können. Damit scheinen Blankaale aus der Havel über ein besseres energetisches Potential für eine erfolgreiche Reproduktion zu verfügen, als z.B. Aale aus belgischen und niederländischen Gewässersystemen (BELPAIRE et al. 2009). Der Anteil der aus der Havel abwandernden Blankaale mit gravierenden Schädigungen der Schwimmblase liegt mit 18 % im Bereich anderer europäischer Gewässer (KNÖSCHE et al. 2004, BERNIES et al. 2011). Nach Einschätzung von KNÖSCHE et al. (2004) haben Infektionen mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* keinen nennenswerten Einfluss auf die Aalpopulationen während ihres Aufenthaltes im Süßwasser. Dagegen sind gravierende Auswirkungen des Befalls mit *A. crassus* auf die Reproduktionsfähigkeit der Aale zu befürchten. Befallene Aale mit entsprechenden Schädigungen der Schwimmblase haben einen höheren Energieverbrauch beim Schwimmen, weshalb ihre Chancen für das Erreichen der Sargassosee als gering angesehen werden (EELREP-PROJECT 2005). Virusinfektionen mit EVEX scheinen hingegen noch keine bedeutsame Rolle zu spielen. Maximal 7-16 % der Blankaale sind nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen mit dem EVEX-Erreger infiziert. Zusammenfassend lässt sich aus den derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnisse einschätzen, dass die Mehrzahl der aus dem Untersuchungsgebiet abwandernden Blankaale gemessen an den untersuchten Parametern wahrscheinlich über die physiologischen Voraussetzungen verfügt, um die Laichwanderung zur Sargassosee zu vollziehen und erfolgreich am Laichgeschäft teilzunehmen. Die größte Unsicherheit besteht bei dieser Aussage allerdings in Bezug auf Schwimmblasenschädigungen durch den Befall mit *A. crassus*, da hier möglicherweise auch geringere Schädigungsraten problematisch sein können. Bei einer Analyse von verschiedenen Szenarien mit dem GEM III erwies sich die Steigerung der Besatzmengen als wirkungsvollste Maßnahme zur Erhöhung der Blankaalabwanderung aus der Havel, mit großem Abstand gefolgt von Einschränkungen für die Erwerbsfischerei und Angler, einer Reduzierung des Kormoranbestandes sowie einer Verringerung der Sterblichkeit durch WKA. Grundsätzlich sollten bei einer geplanten Ergreifung von Managementmaßnahmen alle Möglichkeiten in Betracht gezogen und die Maßnahmen im Hinblick auf ihre Effektivität, Kosten, zeitliche Umsetzbarkeit sowie sozioökonomischen Folgen überprüft werden. Ohne einen Besatz von mindestens 1,8 Mio. Aalen pro Jahr kann bei den derzeit wirkenden Sterblichkeiten die Zielgröße von 40 % der ursprünglichen Blankaalabwanderung aus der Havel nicht erreicht werden. Hinzu käme bei einem Besatzverzicht, dass mit der Havel ein hochproduktiver Teil des natürlichen Aaleinzugsgebiets vor allem in Folge der Verbauungen des Flusslaufs weitgehend frei von Aalen bleiben würde – mit unbekanntem Konsequenzen für den Gesamtbestand des

Europäischen Aals. Zusätzliche Besatzmaßnahmen sind allerdings erst mittel- bis langfristig wirksam, verursachen hohe Kosten und sind von den jährlichen Glasaalfangmengen und deren Verfügbarkeit abhängig. Zudem ist der Anstieg der Blankaalabwanderung aus dem Einzugsgebiet der Havel durch Besatz zwar unstrittig und die entscheidende Grundvoraussetzung für die Erfüllung der EU-Aalverordnung, doch resultiert aus dem Besatz von Binnengewässern mit zuvor an der Küste gefangenen Aalen nicht automatisch ein Gewinn für den Gesamtbestand des europäischen Aals. Hier bleibt die Wissenschaft gefragt, vergleichende Bilanzierungen zu entwickeln und damit Entscheidungsträgern und der Praxis eine bessere Basis für das Management zur Verfügung zu stellen.

Einschränkungen der Erwerbs- und Angelfischerei sind dagegen kurzfristig umsetzbar und zunächst mit geringen Kosten (z.B. für zusätzliche Kontrollinstrumente) verbunden. Allerdings wird der Aalbesatz in Deutschland in erheblichem Umfang durch Fischer und Angler finanziert. Fangeinschränkungen würden deshalb zu stark verringerten Besatzmengen und damit langfristig zu einer deutlichen Reduzierung der abwandernden Blankaalmenge führen. Zudem sind Fangeinschränkungen mit starken negativen sozio-ökonomischen Folgen verbunden. Der Aal stellt für die norddeutschen Seen- und Flussfischereibetriebe den sog. „Brotfisch“ dar. Er trägt z.B. in Brandenburg zu mehr als 50 % zum Deckungsbeitrag aus dem Fischfang bei (BRÄMICK & FLADUNG 2006). Die entstehenden sozio-ökonomischen „Wohlfahrtsverluste“ bei einer Einschränkung der Angelfischerei in Norddeutschland werden auf mehrere Million Euro pro Jahr geschätzt (DOROW et al. 2010). Ein europaweiter Managementplan für den Kormoran fehlt ebenso wie deutschlandweit koordinierte Vergrämungsmaßnahmen. Deshalb stellt eine gezielte und effektive Reduzierung des Kormoranbestandes derzeit keine realistische Managementoption dar. Die Verringerung der Aalsterblichkeit durch WKA ist u.a. Bestandteil der Umsetzungsmaßnahmen für die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG), sehr kostenintensiv und nur mittel- bis langfristig umsetzbar. Die Effektivität solcher Maßnahmen für Blankaale, aber auch viele andere Fischarten, ist in Einzugsgebieten mit bedeutsamen WKA (z.B. Rhein) aber als sehr hoch einzuschätzen.

Der vollständige Bericht zu diesem Projekt ist auf der Homepage der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) unter folgendem Link eingestellt: http://service.ble.de/fpd_ble/index2.php?detail_id=871&site_key=141&stichw_suche=07HS036&zeilenzahl_zaeher=2 (danach Button „Suche starten“ drücken)

Danksagung

Unser Dank gilt den Fischereiausübungsberechtigten für die Bereitstellung von Aalen für Markierungs- und Untersuchungszwecke sowie die Möglichkeit der Nutzung ihrer Fischereigewässer als Versuchseen. Weiterhin möchten wir uns bei P. Doering-Arjes, F. Stein, N. Hannemann, J. Kolew, P. Wolf und F. Weichler für die Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen bedanken. Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2807HS036. Die Deutsche Gesetzgebung zur Behandlung und Verwendung von Versuchstieren wurde eingehalten und die ethische Genehmigung für die Versuche durch das Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg erteilt.

Literatur

Das Literaturverzeichnis kann bei den Autoren per E-Mail angefordert werden: (erik.fladung@ifb-potsdam.de).

Erik Fladung, Dr. Janek Simon & Dr. Uwe Brämick
Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow