

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**

Inhaltsverzeichnis

1 Rahmen.....	3
1.1 Einleitung	3
1.1.1 Bestandsentwicklung und mögliche Ursachen des Rückganges.....	3
1.1.2 Entwicklungen auf politischer und rechtlicher Ebene	5
1.1.3 Die Aalfischerei in Deutschland - Rechtliche Grundlagen	5
1.1.4 Die Aalfischerei in Deutschland - Erträge und Bedeutung.....	6
1.2 Nationale Umsetzung der Verordnung (EG) 1100/2007.....	8
1.3 Wasserkraftnutzung und Aalbewirtschaftungspläne.....	11
1.4 Kurzbeschreibung des verwendeten Aalbestandsmodells	12
1.5 Gesamtbilanzierung der Blankaalabwanderung aus den Aaleinzugsgebieten der deutschen Gewässer	16
1.6 Monitoring – allgemeine Aspekte.....	18
1.6.1 Glas- und Steigaalmonitoring.....	18
1.6.2 Gelbaalmonitoring	18
1.6.3 Blankaalmonitoring	18
1.6.4 Monitoring in Küstengewässern.....	19
1.6.5 Zukünftige Projekte zur Ermittlung von Mortalitätsquellen.....	19
1.6.6 Verbindung zum Europäischen Datenerhebungsprogramm.....	19
1.7 Kontroll- und Vollzugsmaßnahmen.....	20
1.8 Änderung bzw. Anpassung der Aalbewirtschaftungspläne.....	21
1.9 Zusammenfassung und Abschlussbemerkungen	22
1.10 Literatur	23
1.11 Verzeichnis der Anlagen.....	25

1 Rahmen

1.1 Einleitung

1.1.1 Bestandsentwicklung und mögliche Ursachen des Rückganges

Der Europäische Aal ist eine bedeutende Art für die europäische Berufsfischerei. Nach Moriarty & Dekker (1997) erzielen europaweit etwa 25000 Menschen ihr Einkommen aus der Aalfischerei bzw. –aquakultur.

Das Glasaalaufkommen in Europa ist seit Ende der 70er Jahre des letzten Jahrhunderts stark gesunken (z. B. FAO 2003). Verglichen mit den sehr hohen Werten der 70er Jahre gingen die Zahlen auf etwa 1 % (Nordsee) bis 10 % (britische Inseln) zurück (ICES, in prep.). Auch die Erträge der kommerziellen Fischerei auf Gelb- und Blankaale sind rückläufig, jedoch in deutlich geringerem Maße (Ringuet et al. 2002, Dekker 2003, FAO 2003).

Einige Aussagen zur Bestandsentwicklung bedürfen allerdings einer Relativierung. So war häufig zu hören, dass die Aal**bestände** auf 1 % ihrer „normalen“ oder historischen Bestandsgröße gesunken seien. Dieser Darstellung muss widersprochen werden. Die Zahl 1 % bezieht sich lediglich auf den Rückgang des Glasaalaufkommens, und auch das nur im Vergleich zu den extrem hohen Werten der 1960er und 1970er Jahre. Bei den Gelb- und Blankaalbeständen liegen die Zahlen gegenwärtig deutlich höher, im Mittel bei etwa 20-30 %. In vielen Fällen bezieht man sich hier mangels exakter Bestandsdaten auf kommerzielle Fänge. Diese werden jedoch auch von ökonomischen Rahmenbedingungen beeinflusst. Aufgrund des Anstieges der allgemeinen Kosten und beispielsweise der Konkurrenz durch ein Ansteigen der Aalaquakulturproduktion haben sich diese Bedingungen verschärft. Deshalb sind rückläufige Aalfänge zumindest teilweise auch durch eine Abnahme der Aalfischerei insgesamt zu erklären. Außerdem sind die Gelb- und Blankaalbestände einzelner Gewässer in sehr unterschiedlichem Maße von Besatzmaßnahmen beeinflusst. In einer Studie kommen Knights et al. (2006) zudem zu dem Schluss, dass der Aalbestand dekadalen Schwankungen unterliegt und dass die gegenwärtigen Gelb- und Blankaalbestände nicht zwangsläufig unnormale niedrig sind.

Aale stellen eine alte Gattung dar und haben sich im Laufe ihrer Entwicklung mit extremen, auch großräumigen Veränderungen ihres Lebensraumes auseinandersetzen müssen. Hierzu zählen geologische Phänomene, wie die Kontinentalverschiebung, aber auch klimatische Veränderungen, wie beispielsweise Eiszeiten. Während die Kontinentalverschiebungen möglicherweise mit dem faszinierenden Lebenszyklus des Europäischen Aals und den sehr weit voneinander entfernt gelegenen Laich- und Aufwuchshabitaten zusammenhängen, führten die Vereisungen, die große Teile Nord- und Mitteleuropas erfassten, dazu, dass über lange Zeiträume heutige Aallebensräume nicht besiedelt werden konnten. Beträchtliche Schwankungen im Jungfischauftreten sind in der Geschichte der Art demzufolge mit großer Wahrscheinlichkeit auch auf völlig natürlichem Wege eingetreten.

Aale sind carnivor und zählen zu den katadromen Wanderfischen. Gegenwärtig deuten die meisten Untersuchungsergebnisse darauf hin, dass der Aal einen panmiktischen Bestand bildet (z. B. Dannewitz et al. 2005). Das hat Bedeutung für die Bewirtschaftung der Art. Der Lebenszyklus des Aals ist geprägt durch lange Wanderungen sowohl im Meer als auch in den Binnengewässern. Gerade in den Binnengewässern ist die Durchgängigkeit der Gewässer deshalb von großer Bedeutung, um die Besiedlung der potenziellen Aalaufwuchshabitate und das Heranwachsen ausreichend großer Laicherbestände zu ermöglichen. Das Laichen der Aale erfolgt in der Sargassosee, etwa 5.500-7.000 km von den europäischen Küsten entfernt. Die Zeit zwischen dem Schlupf der Larven und der Ankunft an den europäischen Küsten beträgt beim Europäischen Aal vermutlich etwa 3 Jahre. Während dieser Zeit entwickelt sich die Larve zunächst zum so genannten *Leptocephalus*. An den Küsten erfolgt die Umwandlung zum Glasaal. Über die Lebensbedingungen der Larven bis zur Ankunft an den Küsten ist wenig bekannt. Exakte Erkenntnisse über die Routen und Mechanismen bei den Wanderungen von und zu den Laichplätzen liegen bisher noch nicht

vor. In der Vergangenheit wurde angenommen, dass die meisten Aale in die Binnengewässer einwandern. Allerdings weisen neuere Erkenntnisse darauf hin, dass ein beträchtlicher Teil der Population in den Küstengewässern oder im Brackwasser bleibt und gar nicht in die Flüsse aufsteigt. In der Ostsee kann dieser Anteil bis zu 80 % betragen (Wickström, pers. Mitteilung).

Nach einer weitgehend stationären Phase als Gelbaal erfolgt vor der Abwanderung in das Laichgebiet eine weitere Umwandlung zum Blankaal. Die Abwanderung kann in südlichen Ländern bereits nach etwa 5 Jahren erfolgen, während es in Skandinavien 25 Jahre oder länger bis zur Abwanderung dauern kann. Weibliche Blankaale haben dabei mittlere Längen von etwa 55-60 cm, während die männlichen Tiere bereits mit etwa 35-40 cm abwandern (Tesch 1999). Die Weibchen produzieren, in Abhängigkeit von der Körpergröße, etwa 2–3 Millionen Eier. Während der Wanderung beginnt sich der Verdauungstrakt zurückzubilden und die Entwicklung und Reifung der Gonaden schreitet voran.

Aale besiedeln und durchwandern also Habitats im Ozean, im Brackwasser und natürlich auch eine Vielzahl unterschiedlichster Binnengewässer. Entsprechend vielfältig sind die verschiedenen Einflüsse, die auf die Bestandsentwicklung der Art einwirken.

Die Gründe für den starken Rückgang der Rekrutierung seit Anfang der 80er Jahre sind noch unklar. Es wurden verschiedene potenzielle Faktoren identifiziert, die relative Bedeutung der einzelnen Ursachen am Rückgang des Glasaalaufkommens ist bisher jedoch noch nicht bekannt.

Eine Unterscheidung ist nach verschiedenen Gesichtspunkten möglich. Bisher wird zumeist davon ausgegangen, dass der Rückgang des Glasaalaufkommens durch einen Mangel an Elterntieren hervorgerufen wurde beziehungsweise wird. Dieser Ansatz liegt auch der Verordnung 1100/2007 zugrunde. Dementsprechend werden dann Faktoren in den Mittelpunkt der Betrachtungen gerückt, die zu Mortalitäten ab dem Glasaalstadium führen, also vor allem **Fischerei** und insbesondere **der massive Export von Glasaalen nach Asien, Kraftwerksmortalitäten** oder der **Fraßdruck durch Kormorane**.

Eine weitere Gruppe von Faktoren bezieht sich nicht nur auf die Quantität der Laichfische sondern auf ihre Qualität. In diesen Bereich fallen beispielsweise **Schadstoffbelastungen, Krankheiten** sowie der **Befall mit Parasiten**.

Ein dritter Erklärungsansatz besteht darin, dass möglicherweise zwar ausreichend Elterntiere zum Laichen kommen, dass aber die Bedingungen für die jüngsten Lebensstadien der Aale die Überlebensraten negativ beeinflussen. Hier wären also **ozeanisch-klimatische Faktoren sowie daran gekoppelte indirekte biologische Effekte** zu nennen.

Eine detaillierte Bewertung der Situation des Aalbestandes ist vor allem deshalb so schwierig, weil bisher noch nicht schlüssig geklärt werden konnte, welcher der verschiedenen Erklärungsansätze in der Realität die größte Bedeutung hat. Es scheint aber klar, dass insgesamt Faktoren aus allen Gruppen die Bestandsdynamik beeinflussen.

Auf eine tiefgründige Diskussion der Gründe für den Rückgang wird an dieser Stelle verzichtet und auf die zahlreichen wissenschaftlichen Publikationen und auf Überblicksdarstellungen verwiesen (z. B. die Berichte der EIFAC/ICES Working Group on Eels). Aus praktischen Gründen ist es sinnvoll, zwischen ozeanisch-klimatischen Faktoren auf der einen, und kontinentalen Faktoren auf der anderen Seite zu unterscheiden, wobei im kontinentalen Bereich sowohl natürliche als auch anthropogene Faktoren wirken.

<p>Ansatzpunkte für eine aktive Stützung und Förderung der Aalbestände ergeben sich kurzfristig nur im kontinentalen Bereich.</p>
--

1.1.2 Entwicklungen auf politischer und rechtlicher Ebene

Aufgrund der besorgniserregenden Bestandsentwicklung bat die Europäische Kommission die wissenschaftlichen Gremien um Stellungnahmen und Vorschläge zur Verbesserung der Situation. Der Internationale Rat zu Erforschung der Meere (*International Council for the Exploration of the Sea – ICES*) stellte daraufhin fest, dass sich der Aalbestand „außerhalb sicherer biologischer Grenzen“ befindet. Da der gegenwärtige Rückgang des Glasaalauftkommens besorgniserregend ist, wurde eine dringende Notwendigkeit für Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen geschlussfolgert, um ausreichend große Laicherbestände zu gewährleisten (Russell & Potter 2003). Aus der Annahme eines panmiktischen Bestandes leitet sich notwendigerweise ein internationaler Ansatz zum Schutz des Bestandes ab. Als Konsequenz sah sich die Europäische Kommission zum Handeln gezwungen.

Zunächst präsentierte sie ein Programm zur „Entwicklung eines gemeinschaftlichen Aktionsplanes zur Bewirtschaftung des Europäischen Aals“. In der Folge wurden Konsultationen mit Vertretern der Mitgliedsstaaten und der verschiedenen Verbände durchgeführt. Im Oktober 2005 legte die Kommission dann einen ersten Entwurf für eine „*Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals*“ vor, über dessen Anpassung während eines längeren Zeitraums diskutiert wurde. Unter der deutschen Ratspräsidentschaft wurde letztlich im Juni 2007 eine fachliche Einigung erreicht; die formale Verabschiedung der Verordnung erfolgte im Herbst 2007 („Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals“, VO (EG) 1100/2007 des Rates). In den Erwägungsgründen, die der Verordnung vorangestellt sind, wird dargelegt, dass sowohl der Schutz als auch die nachhaltige Nutzung des Aalbestandes angestrebt werden.

Das Ziel der Verordnung, die sowohl für die Binnengewässer als auch die maritimen EU-Gewässer gilt, besteht darin, die Abwanderung von 40 % adulter Aale zuzulassen, gemessen am vom Menschen unbeeinflussten Zustand. Um dies zu gewährleisten, sollen alle Mitgliedsstaaten für die relevanten Gewässer Aalbewirtschaftungspläne vorlegen. Die Pläne sind nicht für jeden einzelnen Fluss zu erstellen, sondern sollen sich nach Möglichkeit auf die Flussgebietseinheiten beziehen, die im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60 EG) festgelegt wurden.

Aufgrund wissenschaftlicher Stellungnahmen vertritt die Europäische Kommission den Standpunkt, dass sich der Aal im Schwarzen Meer und seinen Zuflüssen an der Grenze seines natürlichen Verbreitungsgebietes befindet und lediglich ein sporadisches natürliches Vorkommen festzustellen ist. Die Ausarbeitung von Bewirtschaftungsplänen für diese Gewässer würde einen hohen Aufwand erfordern, dem Bestand aber kaum helfen. Diese Entscheidung hat die Kommission am 4. April 2008 getroffen (K (2008) 1217 endgültig). Für Deutschland bedeutet dies, dass für die Flussgebietseinheit „Donau“ kein Aalbewirtschaftungsplan zu erstellen ist, da die Donau nicht Gegenstand der Verordnung 1100/2007 gemäß Artikel 1 ist.

1.1.3 Die Aalfischerei in Deutschland - Rechtliche Grundlagen

Aufgrund der föderalistischen Struktur Deutschlands ist die Fischerei in den Landesfischereigesetzen geregelt. Einheitlich ist der Rechtsgrundsatz, dass die Aneignung von herrenlosen Fischen ausschließlich über ein eigentumsgleiches Recht, in Form von Fischereirechten, geregelt ist.

Ein solches Fischereirecht verpflichtet zur Erhaltung, Förderung und Hege eines der Größe und Beschaffenheit des jeweiligen Gewässers entsprechenden Fischbestandes in naturnaher Artenvielfalt.

Die auf der Grundlage der Fischereirechte vergebenen Fangerlaubnisse bzw. über Verpachtung vergebenen Fischereiausübungsrechte gestatten die nachhaltige Nutzung der Fischbestände in allen Flusseinzugsgebieten in Deutschland und sind somit die einzige rechtliche Voraussetzung zum Fang und damit zur Aneignung von Fischen.

1.1.4 Die Aalfischerei in Deutschland - Erträge und Bedeutung

Der Aal ist in Deutschland eine wichtige Art für den Fischereisektor. Insbesondere in der norddeutschen Binnenfischerei werden wesentliche Anteile des finanziellen Ertrages durch den Aal erzielt.

Nach einer Studie des Instituts für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow e. V. hat der Aal in der Brandenburger Erwerbsfischerei einen Anteil von 56 % an der Marktleistung und ist damit betriebswirtschaftlich die entscheidende Größe bei den Erlösen aus dem Eigenfang (Knösche et al. 2005). In Berlin machte der Aal im Jahr 2007 42 % vom Erlös aus Eigenfang ohne Veredelung aus; der Anteil veredelter Aalprodukte an den Erlösen der Berufsfischerei ist noch weit höher (JÜRGENSEN, Fischereiamt Berlin, mdl. Mitt.). In Mecklenburg-Vorpommern stellte der Aal trotz des Ertragsrückganges in den letzten Jahren die wichtigste Wirtschaftsfischart in der Binnenfischerei mit einem Erlösanteil von ca. 30 % des Gesamterlöses dar. Im Jahre 1992 lag der Erlösanteil am Gesamterlös der Binnenfischerei noch über 50 % (Anonymus 1994-2005). Aber auch in der Kleinen Kutter- und Küstenfischerei werden trotz des geringen Anteils von ca. 0,5 % an den Gesamtanlandungen ca. 7 % der Gesamterlöse mit dem Aal erzielt (Anonymus 2001-2007). Diese Beispiele belegen, dass die wirtschaftliche Existenz der Betriebe in hohem Maße durch die Aalfischerei gesichert wird. Im Vergleich zu anderen Fischarten erzielt er den mit Abstand höchsten Verkaufspreis und verzeichnet eine dauerhaft hohe Nachfrage.

In Deutschland ist die Fischerei zum größten Teil auf Gelb- und Blankaale gerichtet. Die Hauptfanggeräte der Erwerbsfischerei auf den Aal sind Reusen, die in verschiedenen Konstruktionen und Größen zum Einsatz kommen. Hierzu zählen auch die weit verbreiteten Aalkörbe. In geringem Umfang werden auch Hamen und Aalschokker zur gezielten Aalfischererei eingesetzt. In den Küstengewässern ist zudem die Langleinenfischerei von Bedeutung. Anglern ist der Fang von Aalen mit Handangeln und regional auch mit Kleinreusen gestattet.

Die Aalerträge der deutschen Binnenfischerei sind in den letzten ca. 15 Jahren etwa um 50 % gesunken, wobei in den letzten 4 Jahren kein weiterer Rückgang verzeichnet wurde (Tab. 1). Sie liegen gegenwärtig laut Statistik bei knapp 200 t pro Jahr. Es ist vor allem dem Besatz zu verdanken, dass zumindest das derzeitige Niveau gehalten werden konnte.

In der Küstenfischerei sind seit den 1970er Jahren deutliche Ertragsrückgänge zu verzeichnen. Während im Nordseebereich in den 1960er und 1970er Jahren Aalerträge von etwa 200 bis 300 t pro Jahr gemeldet wurden (Aker & Koops 1974), lagen die Fänge in den letzten zehn Jahren etwa bei 20-40 t (Wysujack & Ingendahl 2007), im Jahr 2007 bei 24 t. Dies wurde allerdings auch durch einen Rückgang der Fischereiintensität verursacht. So existierte in der Nordsee zeitweilig eine Schleppnetzfisherei auf den Aal, die inzwischen eingestellt wurde und die teilweise bis zu 50 % der Erträge ausmachte. Während in den 1960er und 1970er Jahren folglich sowohl echte Küstengewässer als auch die Unterläufe der Nordseezuflüsse zu den Erträgen der Küstenfischerei beitrugen, findet die Fischerei heute nur noch im Bereich der Übergangsgewässer (Unterläufe der Flüsse) statt.

Größere Bedeutung hat die Aalfischerei immer noch in den Küstengewässern der Ostsee. Für Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern wurden zusammen in den letzten Jahren etwa Fänge von 100-130 t Aal pro Jahr gemeldet (Wysujack 2008). Auch dies stellt allerdings einen deutlichen Rückgang gegenüber den 70er Jahren dar. Im Jahr 2007 lagen die Fänge laut Statistik bei 87 t. Auch in der Ostsee wurde die Schleppnetzfisherei auf Aal mittlerweile eingestellt.

Die jährlichen Produktionsmengen von Aalen aus Aquakultur (Tab. 2) blieben in den letzten Jahren zunächst relativ konstant bei ca. 350-400 t. In den Jahren 2006 und 2007 war jedoch ein spürbarer Anstieg der Produktion bis auf 740 t zu beobachten. Hierfür war vor allem ein Anstieg der Produktion von vorgestreckten Aalen für Besatzzwecke verantwortlich.

Tab. 1: Aalerträge der deutschen Binnenfischerei seit 1995 (Quelle: Jahresberichte über die deutsche Binnenfischerei).

Jahr	Aalerträge (t)
1995	369,3
1996	300,2
1997	280,7
1998	251,9
1999	261,0
2000	276,4
2001	239,3
2002	236,9
2003	170,9
2004	168,6
2005	174,4
2006	185,6
2007	206,0

Tab. 2: Produktion von Aalen in Kreislaufsystemen in Deutschland

Jahr	Produktion (t)
1995	186
1996	204
1997	221
1998	ca. 260
1999	ca. 400
2000	422
2001	347
2002	381
2003	372
2004	328
2005	329
2006	567
2007	740 (davon 300 t vorgestreckte Aale für Besatz)

Auch für die Angelfischerei besitzt der Aal einen sehr hohen Stellenwert. Es ist davon auszugehen, dass die Fänge zumindest regional in derselben Größenordnung liegen wie die Erträge der Berufsfischerei. Es ist jedoch hervorzuheben, dass sich die Anglervereine in nicht unbeträchtlichem Umfang an den Besatzmaßnahmen beteiligen und damit auch zur Hege des Bestandes beitragen.

Ein wesentlicher Bestandteil der Bewirtschaftung der Aalbestände ist bereits seit langer Zeit die Durchführung von Besatzmaßnahmen. Diese reichen in einigen Gebieten nachweislich bis in die 70er Jahre des 19. Jahrhunderts zurück (Anonymus, 1935; Meyer, 1951). Insbesondere in der Zeit des sehr hohen Glasaalaufkommens in den 50er bis 70er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden hohe Mengen an Glasaalen besetzt, um den durch den zunehmenden Gewässeraus- und -verbau erschwerten natürlichen Aalaufstieg zu stützen, aber auch um die Produktionskapazität der Gewässer auszunutzen. Die Glasaalpreise waren zu diesem Zeitpunkt sehr niedrig, wohingegen beim Speiseaal gute Preise erzielt werden konnten. Diese Besatzmaßnahmen kompensierten die verringerte Zuwanderung aufgrund der Gewässerverbauung, dienten jedoch gleichzeitig auch der Sicherung bzw. Erhöhung des fischereilichen Ertrages.

In Deutschland werden die Aalbestände auch in Fließgewässern seit über 100 Jahren durch Besatzmaßnahmen gestützt.

Trotz enorm gestiegener Preise für Glasaale in den letzten Jahren auf bis zu 1.000 € pro kg wurde in Deutschland noch Aalbesatz auf einem beachtlichen Niveau durchgeführt. Insgesamt wurden im Jahr 2007 etwa 13,5 Millionen Aale unterschiedlicher Größe besetzt. Details sind in den nachfolgenden Plänen der einzelnen Flussgebietseinheiten zu finden. Untersuchungen von Brämick et al. (2006) zeigten, dass im Einzugsgebiet der Havel (FGE Elbe) in den vergangenen Jahren etwa sechsmal so viele Aale besetzt wurden, wie in Folge des rückläufigen Glasaalaufkommens an der Küste auf natürlichem Wege eingewandert wären. Dies unterstreicht die Bedeutung der Besatzmaßnahmen, und es belegt damit auch die Bedeutung der Fischerei für die Erhaltung der Aalbestände in den deutschen Binnengewässern.

Aufgrund des starken Rückganges des Glas- und Steigaalaufkommens wurde beispielsweise im Einzugsgebiet der Elbe bereits vor der Verabschiedung der Verordnung 1100/2007 mit einem Pilotprojekt zur Erhöhung des Laicherbestandes des Aals begonnen. Im Rahmen dieses Projektes wurde eine erhebliche Erhöhung der Besatzmaßnahmen erreicht, wobei die Finanzierung aus FIAF-Mitteln, einer Beteiligung der öffentlichen Haushalte der beteiligten Bundesländer sowie aus Eigenmitteln der Berufs- und Angelfischerei erfolgte. Details sind im Bewirtschaftungsplan der FGE Elbe dargestellt.

Im Jahr 2007 wurden in Deutschland zur Bestandsstützung ca. 13,5 Millionen Aale unterschiedlicher Größen für etwa 4 Mio. € besetzt.

1.2 Nationale Umsetzung der Verordnung (EG) 1100/2007

Als Reaktion auf die EU-Aktivitäten hat das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) bereits im Jahr 2005 eine "Arbeitsgruppe Aal des Bundes und der Länder" gegründet, in der Vertreter aus der Verwaltung, der Wissenschaft, den Verbänden und der Praxis mitarbeiten. Diese Arbeitsgruppe hat sich regelmäßig getroffen und frühzeitig damit begonnen, die Bewirtschaftungspläne vorzubereiten. Dadurch war es möglich, eine ausreichende Datenbasis und wissenschaftliche Grundlage für die Bilanzierung und die Bewirtschaftungsempfehlungen zu erarbeiten und die Sachverhalte und Probleme gemeinsam mit Praxis und Verwaltung zu diskutieren.

Die Erarbeitung der Aalbewirtschaftungspläne ist auch im Zusammenhang mit der **Listung des Aales in Anhang II des Abkommens über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten (CITES)** zu sehen. Sowohl die VO 1100/2007 als auch die Listung in

Anhang II von CITES haben den Schutz des Aals und die Vermeidung Bestands schädigender Aktivitäten zum Ziel. Die neue Rechtslage wird vor allem auch eine Verbesserung der Datenlage beim Aal bewirken, da sowohl fischereiliche Daten als auch Handelsströme genauer erfasst werden.

Die Umsetzung der Aal-Verordnung verlangt einige Kontrollmechanismen (Erfassung der Fischereibetriebe und Erstvermarkter, Gewährleistung der Nachverfolgbarkeit ein- und ausgeführter Aale), die auch die Umsetzung von CITES erleichtern können. Hier entstehen Synergien, die im Interesse des Aalbestandes genutzt werden können.

Die Bewirtschaftungspläne haben das Ziel, sowohl den Aalbestand zu schützen als auch eine Aalfischerei zu erhalten. Anhand von verfügbaren Daten und Informationen wurden in den Plänen Bilanzierungen der Aalbestände vorgenommen. Die Ergebnisse werden genutzt um Beurteilungen der Situation sowie Prognosen für die zukünftige Entwicklung der Bestände vorzunehmen. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, die schwierige Balance zwischen dem Schutz der Art und der gleichzeitigen Erhaltung der Fischerei zu erreichen.

In dem vorliegenden Dokument werden die Inhalte der Aalbewirtschaftungspläne für die neun deutschen Flussgebietseinheiten (FGE) zusammengefasst. Die Pläne der jeweiligen FGE's enthalten in sich geschlossene Bilanzierungen der Aalbestände sowie Darstellungen der Gewässer und der einzuleitenden Maßnahmen. Allgemeine Fragen und für alle teilnehmenden Länder gemeinsam geltende Fakten werden in dem allgemeinen Teil (Rahmen) dargestellt. Dieser zusammenfassende Teil stellt auch die Gesamtbilanz der Abwanderung dar.

Der von der Europäischen Kommission vorgelegte Leitfaden zur Erstellung der Aalbewirtschaftungspläne wurde berücksichtigt.

In den Ländern wurden entsprechend der VO (EG) 1100/2007 Aalbewirtschaftungspläne für die natürlichen Aaleinzugsgebiete erarbeitet, um den Aalbestand zu stabilisieren und wieder aufzufüllen und gleichzeitig eine nachhaltige Bewirtschaftung des Bestandes zu gewährleisten.

Aufgrund der angestrebten Verbindung zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurden für Deutschland Aalbewirtschaftungspläne für folgende Flussgebietseinheiten erarbeitet, die als Einzelpläne diesem einleitenden Abschnitt nachgestellt werden (Abb. 1):

- a) Eider
- b) Elbe
- c) Ems
- d) Maas
- e) Oder
- f) Rhein
- g) Schlei/Trave
- h) Warnow/Peene
- i) Weser

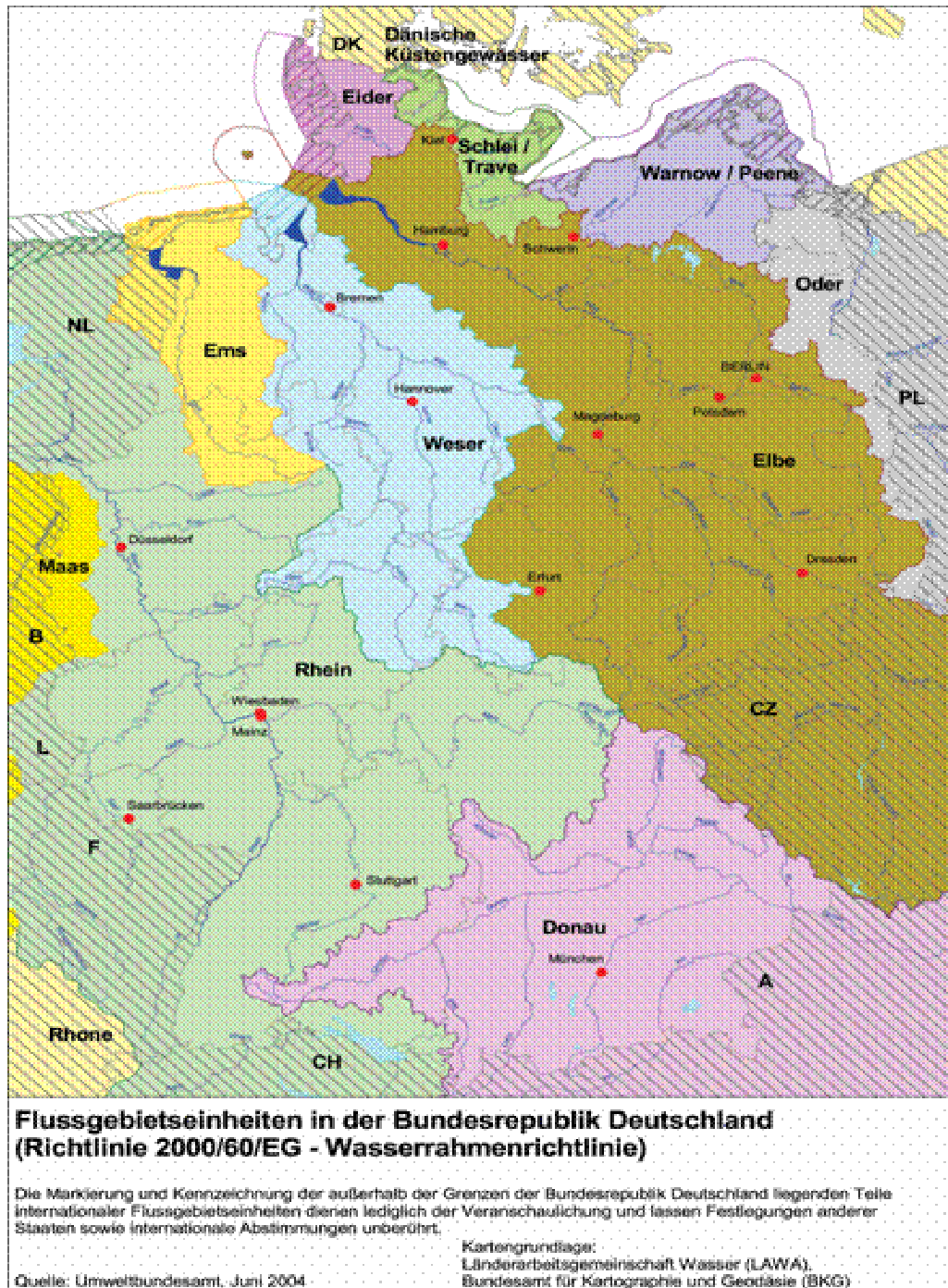


Abb. 1: Karte der Flussgebietseinheiten in Deutschland (Quelle: Umweltbundesamt)

1.3 Wasserkraftnutzung und Aalbewirtschaftungspläne

Zweifellos unterliegt der Aalbestand in den Binnengewässern auch verschiedenen, zum Teil beträchtlichen negativen Einflüssen durch nicht-fischereiliche Faktoren. Zu nennen wären hier in erster Linie Querverbauungen einschließlich der Wasserkraftanlagen, Kühlwasserentnahmen und Schöpfwerke sowie der gestiegene Fraßdruck durch einen enorm angewachsenen Kormoranbestand. Deshalb wurde versucht, insbesondere beim Thema „Wasserkraftmortalität“ Verbesserungen zu erreichen und der Dialog mit den Wasserkraftbetreibern gesucht. Da dies zunächst auf Bundesebene koordiniert wurde, wird im folgenden Abschnitt eine Überblicksdarstellung zum Thema gegeben.

Im Licht der aktuellen Debatte über Klimaschutz und Klimawandel gewinnt die Erzeugung von Energie aus erneuerbaren Quellen an Bedeutung. Innerhalb der erneuerbaren Energien hat die Nutzung der Wasserkraft eine große Bedeutung. In Deutschland beträgt der Anteil der Wasserkraft an der Gesamterzeugung etwa 3,5% (21,6 GWh, Stand 2006). Damit nimmt die Wasserkraft in Deutschland gegenwärtig nach der Windenergie den zweithöchsten Anteil an Strom unter den erneuerbaren Energien ein. Sie stellt einerseits eine regenerative und nahezu emissionsfreie Form der Energieerzeugung dar, mit einem relativ hohen Wirkungsgrad und der Möglichkeit, nachfragegerecht Strom zur Absicherung der Grundlast zu produzieren. Andererseits ist die Nutzung der Wasserkraft jedoch vielfach mit erheblichen Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden. Die Bewertung der Wasserkraft bedarf folglich einer differenzierten Abwägung zwischen den Belangen des Klima-, Natur- und Gewässerschutzes. Insbesondere die verminderte Durchgängigkeit der Gewässer für Langdistanzwanderfische wie Lachs und Aal ist als vordringliches Problem erkannt worden.

In Deutschland existieren gegenwärtig etwa 7.700 Wasserkraftanlagen. Es ist davon auszugehen, dass sich alle Anlagen an einem von gegenwärtig etwa 55.000 erfassten Querbauwerken befinden. Dabei werden 90-92% des Wasserkraftstroms von 355 Anlagen mit einer Leistung größer als 1 MW, die restlichen 8-10% von etwa 7.300 Kleinwasserkraftanlagen erzeugt. In Deutschland sind insgesamt ca. 4.700 MW Leistung installiert, wobei 3.420 MW in die Leistungsklasse über 5 MW fallen.

Querbauwerke verursachen im Gewässer häufig erhebliche ökologische Veränderungen. Dies betrifft sowohl abiotische Faktoren (Temperatur, Sauerstoffverhältnisse, Strömungsbedingungen, Substrateigenschaften etc.) als auch dadurch bedingte Veränderungen der Lebensgemeinschaften. Während für den Fischaufstieg an Querbauwerken mittlerweile viele funktionsfähige Lösungen und Konzepte existieren (obwohl bei weitem noch nicht alle Querbauwerke mit funktionierenden Fischaufstiegsanlagen ausgestattet sind), besteht beim Fischabstieg noch ein beträchtliches Potenzial für Verbesserungen. Die teilweise sehr hohen Sterblichkeiten von Fischen an Kraftwerksturbinen wurden mittlerweile in zahlreichen Studien belegt und sind unstrittig. Der Grad der Schädigung hängt dabei von verschiedenen Faktoren ab (u. a. Turbinentyp, Fischgröße, Umlaufgeschwindigkeiten), sodass es nicht möglich ist, einen allgemein gültigen Wert anzugeben. Es existieren jedoch Übersichtsdarstellungen, die die Spannweite der Schädigungsraten dokumentieren (z. B. ICES 2003) und die einen Bereich von 20-60 % geschädigter oder getöteter Aale pro Turbinenpassage als möglich erscheinen lassen.

Strom aus Wasserkraftanlagen wird in Deutschland nach dem „Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften vom 25.10.2008“ (EEG) vergütet. Das Gesetz sieht dabei vor, dass nur Strom aus solchen Anlagen nach dem EEG vergütet wird, die ökologisch vertretbar sind. Nach § 23 wird die Vergütung nach EEG auf Fälle beschränkt, in denen „nachweislich ein guter ökologischer Zustand erreicht oder der ökologische Zustand gegenüber dem vorherigen Zustand wesentlich verbessert wird.“

Die Wasserkraft hat in Deutschland bereits einen hohen Ausbaugrad erreicht. Die Anlagen sind naturgemäß nicht gleichmäßig verteilt, sondern konzentrieren sich auf Gewässer mit besonderer Eignung. So spielt die Wasserkraftnutzung im norddeutschen Tiefland bisher

eine untergeordnete Rolle, während Gewässer in südlicheren Regionen, wie der Main, der Neckar oder die Mosel, sehr stark genutzt und beeinträchtigt werden.

Die Nutzung erneuerbarer Energien und damit auch der Wasserkraft hat jedoch eine hohe politische Priorität. Es ist folglich nicht zu erwarten, dass die Nutzung der Wasserkraft in absehbarer Zeit besonders starken Restriktionen bzw. Anforderungen in Bezug auf Schädigungen wandernder Fische unterworfen wird. Diesen Tatsachen muss sich die Fischerei stellen, auch in Bezug auf die Aalbewirtschaftungspläne.

Die Nutzung der Wasserkraft kann negative ökologische Auswirkungen für die Gewässer zur Folge haben. Im Zuge der aktuellen Debatte über Klimaschutz und Klimawandel hat die Nutzung erneuerbarer Energien jedoch eine hohe politische Priorität, sodass mit einem weiteren Ausbau der Wasserkraftnutzung zu rechnen ist.

Aus diesem Grunde wurde auf Bitten der Länder unter Federführung des BMELV im Rahmen der Erarbeitung der Aalbewirtschaftungspläne der Dialog mit den Wasserkraftbetreibern gesucht. Im Zuge dieser Gespräche haben sich die vier größten Wasserkraftbetreiberfirmen (E.ON, RWE, Vattenfall, EnBW) als Verband (BdEW) prinzipiell zu ihrer Verantwortung in diesem Rahmen bekannt und ihre Bereitschaft zur aktiven Mitarbeit erklärt. Ein entsprechendes Positionspapier ist als Anlage 1 angefügt.

Da sich wirklich funktionsfähige technische Möglichkeiten an großen Anlagen oft nur schwer oder praktisch gar nicht umsetzen lassen und eine genaue Vorhersage von Abwanderungsspitzen noch nicht möglich ist, werden kurzfristig Lösungen wie „Fang & Transport“ favorisiert. Aufbauend auf dem Positionspapier soll zukünftig auf lokaler und regionaler Ebene nach den entsprechenden Detaillösungen gesucht und die entsprechenden Projekte initiiert werden. Es ist aber klar, dass dies eine gewisse Zeit benötigt und mit einem Beginn erster Projekte frühestens im Jahresverlauf 2009 begonnen werden kann.

Bei der Planung und Durchführung derartiger Projekte kann von den positiven Erfahrungen eines Projektes an der Mosel profitiert werden, wo bereits seit 1994 ein solches Projekt mit einem finanziellen Umfang von derzeit etwa 200.000–300.000 € jährlich erfolgreich durchgeführt wird. Diese von RWE bereitgestellten Mittel werden für Besatz, „Fang & Transport“ sowie Forschungsprojekte verwendet. Im Rahmen dieser Initiative gelang es, die Berufsfischerei in diesem Bereich zu erhalten und jährlich mehrere Tonnen Blankaale vor den Querbauwerken abzufangen und in nicht durch Turbinen beeinträchtigte Gewässerbereiche zu bringen.

Eine kurze Darstellung der Aalschutzinitiative Mosel ist als Anlage 2 angefügt.

Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz führte Gespräche zwischen Fischereiverwaltungen der Länder und den größten Betreiberunternehmen von Wasserkraftanlagen herbei, bei denen sich die Energieunternehmen zur aktiven Zusammenarbeit zum Schutz des Aales bekannten. Kurzfristig werden von den Wasserkraftwerksbetreibern dabei „Fang & Transport“ – Projekte an Vorranggewässern favorisiert.

1.4 Kurzbeschreibung des verwendeten Aalbestandsmodells

Die entscheidende Bezugsgröße der Verordnung ist die Biomasse abwandernder Blankaale. Zahlen zur Blankaalabwanderung lagen jedoch nicht oder als Schätzungen vor (z. B. Rhein;

Klein Breteler et al. 2007, Ingendahl et al. 2008). Aus diesem Grunde war zur Abschätzung der Abwanderung und der Bestandsentwicklung der Aale in den deutschen Gewässern die Entwicklung eines geeigneten Bestandsmodells notwendig.

Dieses Modell wurde in Zusammenarbeit zwischen dem Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow und dem Institut für Ostseefischerei des Johann Heinrich von Thünen-Institutes (vTI; Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei) entwickelt. Das Modell wurde für die meisten Flussgebietseinheiten (FGE) angepasst und verwendet. Lediglich in den FGE's Eider sowie Schlei/Trave war die Datenbasis für die Anwendung dieses Modells aufgrund der Einbeziehung der Küstengewässer nach RL 2000/60/EG nicht ausreichend, sodass die Abwanderung von Blankaalen für diese Gewässer nach einer anderen Methode kalkuliert wurde (vgl. dazu Ausführungen zum Monitoring). Die für diese Gewässer verwendete Methode ist in den jeweiligen Plänen beschrieben.

Das Ziel war ein Alters-basiertes Modell, welches die Bestandsdynamik des Aalbestandes als Anzahl pro Jahrgang beschreibt. Um die bedeutendsten Faktoren für die Bestandsentwicklung zu erfassen, sollten natürlicher Aufstieg, Besatz, natürliche Sterblichkeit, Berufs- und Freizeitfischerei, Aalentnahme durch Kormorane, Sterblichkeit an Wasserkraftanlagen sowie das Aalwachstum und die Umwandlung vom Gelb- zum Blankaal im Modell berücksichtigt werden. Dafür waren verschiedene vereinfachende Annahmen notwendig.

Grundsätzlicher Aufbau des Modells

Ausgehend von den Bestandseingangsgrößen natürlicher Aufstieg und Besatz wird unter Berücksichtigung verschiedener Mortalitätsfaktoren die abwandernde Blankaalmenge auf Basis von Stückzahlen geschätzt. Die Umrechnung auf Biomasse erfolgt über eine Längen-Gewichtsbeziehung, die an Aalen aus der Havel ermittelt wurde.

Die Berechnung erfolgt jahrgangswise und für alle Aalaltersklassen separat. Ausgehend von der Größe des Bestandes am Anfang eines Jahres (Altbestand aus dem Vorjahr + natürlicher Aufstieg + Besatz) wird die Anzahl der Aale, die ausscheiden (natürliche Sterblichkeit, Berufsfischerei, Angler, Kormoran, Wasserkraftanlagen, Blankaalabwanderung) abgezogen. Der resultierende Endbestand stellt gleichzeitig den Ausgangsbestand für das Folgejahr dar.

Aufgrund des Fehlens detaillierter Daten wird angenommen, dass die fischereiliche Mortalität (Berufsfischerei + Angler) ausschließlich auf die Gelbaalbestände wirkt, d. h. Blankaalfänge eines Jahrgangs werden wie Gelbaalfänge aus demselben Jahrgang behandelt. Weiterhin wird angenommen, dass die Wasserkraftmortalität ausschließlich auf die abwandernden Blankaale wirkt. Gelbaale sind in so geringem Umfang betroffen, dass diese vernachlässigt werden können.

Beides sind Annahmen, die nicht in vollem Umfang zutreffen. In beiden Fällen sind aber gegenwärtig die Anteile von betroffenen Blank- bzw. Gelbaalen nicht genau bekannt, sodass die dargelegten Annahmen notwendig waren. Gezielte Untersuchungen zu diesen Aspekten könnten in der Zukunft zu einer exakteren Modellierung führen. Da sich die Effekte zumindest teilweise aber aufheben, sind diese Annahmen bei der gegenwärtigen Datenlage sinnvoll und begründbar.

Das Modell geht vereinfachend von einer Lebensphase der Aale im Süßwasser von maximal 20 Jahren aus. Zur Schätzung der aktuellen Blankaalabwanderung (2005-2007) läuft es von 1985 bis 2007 und kann in der Folge auch zur Berechnung von Prognosen genutzt werden.

Die Umwandlung vom Gelb- zum Blankaal wird durch eine mathematische Formel beschrieben. Männliche Aale werden im Modell insofern erfasst und berücksichtigt, als dass ein geringer Prozentsatz der Aale im Längenbereich von 32–45 cm blank wird und abwandert. Vereinfacht wird angenommen, dass Männchen genauso schnell wachsen wie Weibchen und grundsätzlich denselben Mortalitätsfaktoren unterliegen.

Der mögliche Einfluss von Krankheiten (z. B. HVA, EVEX) und dem Befall mit Parasiten (z. B. *Anguillicola crassus*) auf Überlebensrate und Vermehrungsfähigkeit der Aale bleibt im Modell unberücksichtigt. Hierzu liegen keine empirischen Daten vor.

Das Modell besteht aus einzelnen Datenblättern, für die folgende Angaben erforderlich sind:

Rekrutierung

- Anzahl der pro Jahr natürlicherweise einwandernden Steigaale bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit (gegebenenfalls mithilfe von Rückberechnungen)
- Längen-Häufigkeitsverteilung der natürlicherweise einwandernden Steigaale (gegebenenfalls ein Mittelwert oder Daten von anderen Gewässern)
- Anzahl der besetzten Aale bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit (getrennt nach Satzfishgrößen: Glasaale (A_0), vorgestreckte Aale (A_V) und Satzaale (A_S))

Natürliche Sterblichkeit

- Die natürliche Sterblichkeit wurde in Anlehnung an Dekker (2000) gewählt. Sie wurde dort mit etwa 13 % (entspricht $M=0,14$) konstant über die gesamte Lebensdauer angenommen. Da für Aale eine dichteabhängige Sterblichkeit besteht, muss davon ausgegangen werden, dass die natürliche Sterblichkeit bei den hohen Dichten des Referenzzustandes höher war als zum aktuellen Zeitpunkt. Quantitative Aussagen dazu gibt es kaum. Veröffentlichte Daten vom Lough Neagh, Nordirland (ICES 2008, und R. Rosell, pers. Mitteilung), weisen aber darauf hin, dass der Unterschied im Bereich der hiesigen Bestandsdichten bei etwa 2-4 % jährlicher Mortalität liegen könnte. Aus diesem Grund wurde je nach vorliegenden Daten eine fließende Anpassung der natürlichen Mortalität in Abhängigkeit von der Bestandsdichte (Elbe; ca. 14 % Referenz bis etwa 11 % heute) eingefügt oder eine stufenweise Änderung (übrige Flussgebietseinheiten, in denen das Modell verwendet wurde; 14 % Referenz, 13 % Übergangszeit in den 1990er Jahren, 12 % heutzutage) vorgenommen. Details sind in den jeweiligen Bilanzierungen angegeben.

Sterblichkeit durch Berufsfischerei

- Gesamtfang in kg pro Jahr bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit

Sterblichkeit durch Angler

Entweder:

- Anzahl der Angler bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit
- Einheitsfang in kg pro Angler und Jahr (vorhandene Daten oder Übertragung von anderen Gewässern)

Oder:

- Gesamtfang in kg bezogen auf die jeweilige FGE (z. B. aus Fangstatistiken)

Sterblichkeit durch Kormorane

- Anzahl der Brutpaare bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit
- Anzahl der Küken pro Brutpaar (bekannter Wert, Schätzung oder Übertragung aus anderem Gebiet)
- Anzahl überwinternder Brutvögel bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit (bekannter Wert oder Schätzung)
- Anzahl der Nichtbrüter innerhalb der Kolonien bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit (bekannter Wert oder Schätzung)
- Anzahl der Nichtbrüter außerhalb der Kolonien bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit (bekannter Wert oder Schätzung)

- Anzahl der Durchzügler / Rastvögel bezogen auf die jeweilige Flussgebietseinheit
- Aufenthaltsdauer der vorgenannten Kormoranteilpopulationen (bekannter Wert, Schätzung oder Übernahme der Zahlen von anderem Gebiet)
- Aalanteil in der Kormorannahrung (bekannter Wert oder Übernahme der Zahlen von einem anderen Gebiet)
- Längen-Häufigkeitsverteilung der Aale in der Kormorannahrung (bekannte Verteilung oder Übernahme der Zahlen anderem Gebiet)

Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen

- Sterblichkeitsrate in % am jeweiligen Standort für die betreffenden Jahre (bekannter Wert oder Schätzung)
- gesamte oberhalb des jeweiligen Standortes liegende Wasserfläche (Aaleinzugsgebiet)
- Mit diesen Daten kann man die Flächenanteile angeben, die einer bestimmten Wasserkraftsterblichkeit unterliegen und auch die Effekte von Verbesserungen an einzelnen Standorten abschätzen.

Blankaalabwanderung

- Längen-Häufigkeitsverteilung der abwandernden Blankaaale (eigene Daten oder Übernahme von anderen Gewässern)

Im Datenblatt „Ergebnisse“ werden die einzelnen Mortalitäten und die abwandernde Blankaalmenge für jedes einzelne Jahr sowohl in Stück als auch in Biomasse ausgewiesen.

Prognosefunktion und Datenrückberechnung

Das Modell bietet die Möglichkeit, die Bestandsentwicklung bei Änderungen von Eingabegrößen darzustellen (Prognosefunktion). Dies gestattet es, die Wirksamkeit verschiedener Managementmaßnahmen zu prüfen. Beispielsweise sind folgende Simulationen möglich:

- Erhöhung der Besatzmengen und/oder Veränderungen der Satzfishgröße
- Änderung des natürlichen Aalaufstieges
- Verringerung der Fangentnahme durch Fischer und/oder Angler (z. B. als Folge von Schonzeiten, beschränkte Angelkartenausgabe)
- Erhöhung des Mindestmaßes, Einführung eines Höchstmaßes für die Fischerei (Berufsfischer und Angler)
- Einführung einer Fangbegrenzung für Angler (Verringerung des Einheitsfanges)
- Verringerung des Kormoranbestandes (getrennt nach Brutpaaren, Durchzüglern, Nichtbrütern usw. möglich)
- Veränderung des Aalanteils in der Kormorannahrung (z. B. in Küstengewässern)
- Veränderung der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen

Da separate Ausgangsdaten für jedes Jahr und alle Altersklassen (in Stück) vorliegen, besteht auch die Möglichkeit, die Ausgangsbestände zu modellieren. Dies kann insbesondere dort von Bedeutung sein, wo lückenhafte oder gar keine Angaben zur Rekrutierung für bestimmte Zeiten vorliegen.

Das Modell kann auch für die Berechnung des Referenzwertes verwendet werden, indem bei bekannten oder plausibel hergeleiteten Rekrutierungszahlen die anthropogenen Mortalitätsfaktoren eliminiert werden. Mit Ausnahme der FGE's Schlei/Trave und Eider wurde bei den deutschen FGE's dieses Verfahren zur Ermittlung des Referenzwertes angewandt.

Die Referenzwerte für die Rekrutierung wurden dabei über die Verknüpfung bekannter aktueller Zahlen mit den Daten über die Entwicklung der Glas- oder Steigalindices seit den 1970er Jahren ermittelt.

Für die Küstengewässer der FGE Warnow/Peene wurde die aktuell im Fang wirksam werdende Rekrutierung mit dem Modell zurückgerechnet und in der Folge ebenso mit der Entwicklung des Rekrutierungsindex' für die Ostsee verknüpft.

Die Verwendung des Modells zur Ermittlung des Referenzwertes hat den Vorteil, dass für beide Perioden (Referenz 1970er Jahre sowie aktueller Zustand) dieselbe Modellstruktur mit bekannten oder zumindest begründbar geschätzten Variationen einzelner Einflussgrößen zum Einsatz kam.

Plausibilitätsprüfung

Das Modell liefert verschiedene Kontrollgrößen, die zum Vergleich mit Felddaten geeignet sind. Je mehr Schätzungen aus Felddaten vorliegen, desto besser kann man Ausgangsgrößen des Modells anpassen und begründen.

Wenn für bestimmte Punkte Daten fehlen, muss eine qualifizierte und begründbare Schätzung erfolgen („bestmögliche Schätzung“, konform zu Art. 2 Abs. 4 der VO (EG) 1100/2007).

Im Modell sind Zufallsschwankungen eingebaut, die Aussagen über mögliche Schwankungsbreiten von Parametern und damit über die Robustheit des Modells gestatten. Derzeit sind die Zufallsschwankungen auf einen sehr niedrigen Wert (nahe Null) gesetzt, um die exakte Berechnung von Werten zu ermöglichen.

Das beispielhaft für die Elbe entwickelte Modell wird zur Publikation in einer wissenschaftlichen Zeitschrift eingereicht. Dieses Manuskript (Oeberst et al., in prep.) ist als Anlage 3 angefügt und enthält die verwendeten mathematischen Formeln sowie eine exakte Modellbeschreibung.

1.5 Gesamtbilanzierung der Blankaalabwanderung aus den Aaleinzugsgebieten der deutschen Gewässer

Die vorgenommene Bilanzierung zeigt, dass der Aalbestand in den deutschen Gewässern und die Abwanderung von Blankaalen gegenüber dem Referenzzustand deutlich zurückgegangen sind. Allerdings ist dieser Rückgang schwächer ausgeprägt, als es aufgrund des dramatischen Rückganges des Glasaalaufkommens möglicherweise zu erwarten gewesen wäre. Gegenwärtig werden in den meisten Flussgebietseinheiten die geforderten Abwanderungsraten erreicht und überschritten.

Die ermittelten Referenzwerte (100%) für die Abwanderung von Blankaalen unter unbeeinflussten Bedingungen reichen von 6,9–9,5 kg/ha für die in die Nordsee entwässernden Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider (Binnen- und Übergangsgewässer) bis zu 1,9–2,8 kg/ha für die Flussgebietseinheiten, die in die Ostsee entwässern (Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder – Binnen- und Küstengewässer). Für die Flussgebietseinheiten Rhein und Maas wurde ein Wert von 4,2 kg/ha ermittelt. Die Differenz dieses Wertes zu den übrigen Nordsee-zuflüssen lässt sich damit begründen, dass bei beiden Flüssen die typischerweise hohe Aalerträge und –dichten erbringenden küstennahen Gewässer in der deutschen Bilanz nicht enthalten sind. Stattdessen sind insbesondere beim Rhein sehr küstenferne Gewässerbereiche eingeschlossen, die von Natur aus durch eine erheblich geringere Zuwanderung von Aalen charakterisiert sind. Die Unterschiede zwischen dem Nordsee- und dem Ostsee-einzugsgebiet sind plausibel, da sie die deutlich geringere Einwanderung von Aalen in den baltischen Raum widerspiegeln.

Tab. 3: Zusammenfassung der Bilanzierungen der Blankaalabwanderung aus den einzelnen Flussgebietseinheiten und Gesamtbilanz

FGE	Detail	Referenz 100%	Ziel 40%	Aktuelle Abwanderung (Durchschnitt 2005-2007)
Eider	Binnengewässer	91 t	36 t	37 t (41%)
	Küstengewässer	149 t	59 t	90 t (60%)
Elbe	Binnen- und Übergangsgewässer	1381 t	552 t	425 t (31%)
Ems	Binnen- und Übergangsgewässer	406 t	162 t	284 t (70%)
Maas	Binnengewässer	4 t	2 t	0 t (1%)
Oder	Binnen- und Übergangsgewässer	195 t	78 t	100 t (51%)
Rhein	Binnengewässer	252 t	101 t	173 t (68 %)
Schlei/Trave	Binnengewässer	200 t	80 t	66 t (33%)
	Küstengewässer	441 t	176 t	292 t (66%)
Warnow/Peene	Binnengewässer	73 t	29 t	20 t (28%)
	Küstengewässer	961 t	384 t	802 t (84%)
Weser	Binnen- und Übergangsgewässer	424 t	169 t	261 t (62%)
Gesamt		4573 t	1826 t	2550 t (56%)

Die Bilanzierungen in den einzelnen FGE's erlauben auch eine grobe Gesamtdarstellung aller Mortalitätsquellen. Demnach entnimmt die Berufsfischerei (Binnen- und Küstenfischerei) etwa 470 t, die Freizeitfischerei etwa 390 t jährlich. Nur unwesentlich darunter bzw. auf vergleichbarem Niveau liegen allerdings die Sterblichkeiten durch technische Anlagen (Wasserkraftanlagen, Kühlwasserentnahmen) mit ebenfalls 390 t sowie der Fraß durch den Kormoran mit 340 t.

Dem gegenüber stehen enorme Besatzmaßnahmen. Entsprechend der Angaben in den einzelnen Plänen wurden in Deutschland im Jahr 2007 etwa 7,4 Mio. Glasaale, 4,9 Mio. vorgestreckte Farmaale sowie 1,1 Mio. Satzaale in die Gewässer besetzt, insgesamt also ca. 13,5 Mio. Aale.

In der Gesamtbilanz für die in den Plänen betrachteten deutschen Binnen- und Küstengewässer liegt die Abwanderung gemessen am unbeeinflussten Zustand nach bestmöglicher Schätzung bei 56 %. Dies ist maßgeblich auf die seit vielen Jahren auf beträchtlichem Niveau durchgeführten Besatzmaßnahmen zurückzuführen. Mit Ausnahme der Küstengewässer und einiger küstennaher Binnengewässer wurde nahezu flächendeckend Aalbesatz durchgeführt. Daran beteiligt sind sowohl die Berufs- als auch die Freizeitfischer. Hinzu kommt mittlerweile eine beträchtliche Förderung durch öffentliche Mittel. Außerdem werden Mittel als Kompensation durch Wasserkraftwerksbetreiber gezahlt, die ebenfalls für Besatzmaßnahmen verwendet werden. Ohne diese Besatzmaßnahmen wäre in Anbetracht von etwa 55.000 Querverbauungen eine ausreichende Besiedlung der Gewässer durch die Aale selbst bei „normaler“ natürlicher Einwanderung unmöglich gewesen.

Bezogen auf Gesamtdeutschland übersteigt die aktuelle Blankaalabwanderung im Vergleich zum Referenzzustand mit 56 % derzeit die Zielabwanderungsrate von 40 %.

1.6 Monitoring – allgemeine Aspekte

An dieser Stelle werden ein allgemeiner Überblick und eine Einordnung der Maßnahmen im gesamtdeutschen Kontext gegeben sowie Forschungsinitiativen des Bundes zur Klärung offener Fragen dargestellt.

Spezielle Aspekte zum Monitoring in einzelnen FGE's werden in den jeweiligen Plänen behandelt, zumindest wenn über die hier dargestellten Punkte hinausgehende Aktivitäten vorgesehen sind.

Die vorgelegten Bilanzierungen der Aalbestände und der Abwanderungsraten stellen Modellrechnungen dar. Diese basieren zum Teil auf bekannten Daten aus den jeweiligen Einzugsgebieten, zum Teil aus Daten aus der Fachliteratur und zum Teil auf Annahmen und Verallgemeinerungen. Zukünftig müssen diese Modellannahmen und –ergebnisse überprüft und die Modelle gegebenenfalls angepasst werden. Dazu ist ein Monitoring verschiedener Parameter notwendig. Aufgrund der enormen Flächen und der sehr unterschiedlichen geographischen Gegebenheiten wird dies nicht flächendeckend möglich sein. Insbesondere ein Blankaalmonitoring in den Unterläufen der großen Flüsse ist extrem schwierig und derzeit noch nicht praktikabel. Ein umfassendes Blankaalmonitoring wird folglich nicht möglich sein.

1.6.1 Glas- und Steigalmonitoring

Es ist geplant, die bereits existierenden Projekte zum Steigalmonitoring (z. B. den FGE's Warnow/Peene, Oder, Ems und Elbe) weiterzuführen und nach Möglichkeit noch weitere Monitoringstandorte zu erschließen. In Schleswig-Holstein sind ab dem Jahr 2010 Haushaltsmittel für die Durchführung eines Steigalmonitorings beantragt.

1.6.2 Gelbaalmonitoring

Gelbaalmonitoringprogramme laufen derzeit in zwei norddeutschen Kanälen sowie in sieben Brandenburger Seen. In Schleswig-Holstein sind ab dem Jahr 2010 Haushaltsmittel für die Durchführung eines Gelbaalmonitorings an ausgewählten Gewässern beantragt. Im Rahmen von öffentlich geförderten Besatzmaßnahmen soll im Bundesland Nordrhein-Westfalen zukünftig eine Erfassung der Gelbaalbestände in den Maaszuflüssen erfolgen.

1.6.3 Blankaalmonitoring

An einigen Gewässern wurden und werden gegenwärtig Studien zur Blankaalabwanderung durchgeführt. Am Rhein läuft seit einiger Zeit ein internationales Projekt zur Erfassung der Wanderungen verschiedener Fischarten, unter anderem auch von Aalen, mittels radio-telemetrischer Untersuchungen, die auch mit Farbmarkierungen kombiniert wurden (Klein Breteler et al. 2007; Ingendahl et al. 2008). In der Havel (FGE Elbe) wurde durch das Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow e. V. eine Studie mit hydroakustischen Transpondern begonnen. Auch hier wird begleitend mit Farbmarkierungen gearbeitet. In der Warnow (FGE Warnow/Peene) ist ein Blankaalmonitoring auf fischereiunabhängiger Basis gestartet worden. Die Fänge eines durch das Institut für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern betriebenen Hamens werden im Rahmen eines Farbmarkierungsexperimentes ausgewertet. Es ist beabsichtigt, auch an diesem Gewässer im Jahr 2009 mit hydroakustischen Transpondern zu arbeiten und dadurch noch detailliertere Informationen zu gewinnen. Die Mittelbewilligung für diese Studie steht derzeit allerdings noch aus.

1.6.4 Monitoring in Küstengewässern

In den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern (Ostsee, FGE Warnow/Peene) soll ein Monitoringsystem entwickelt werden, in dessen Rahmen zufällig ausgewählte, definierte Flächen mit einer festen Fanggerätekombination befischt werden (in Anlehnung an die Internationalen Jungfischsurveys des ICES). Dadurch sollen verbesserte Kenntnisse über den Aalbestand in den Küstengewässern erlangt werden, die nach Möglichkeit auch Angaben zur Bestandsdichte erlauben. Die Vorarbeiten laufen gegenwärtig, sodass erste Ergebnisse bereits im Jahr 2009 vorliegen könnten.

Allerdings sind die in Mecklenburg-Vorpommern geplanten Untersuchungen zunächst nur ein erster Ansatz, sich diesem Problem zu nähern. Generell ist festzustellen, dass bislang keine überzeugenden methodischen Ansätze vorliegen, um Aalbestände in Küstengewässern habitatbezogen und quantitativ zu erfassen. Daher können derzeit auch keine umfassenden Monitoringvorhaben geplant werden. Es wäre wünschenswert, dass die Europäische Kommission mittels der ihr zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Beratungsgremien dieses Problem aufgreift und diesbezüglich fachliche Hilfestellung leistet. Dies entspricht der Auffassung der EIFAC/ICES Working Group on Eels, die die Einrichtung einer „*Study Group on anguillid eels in saline (brackish/salt) waters*“ unterstützt (ICES in prep.). Der ICES hat im Jahr 2009 einen ersten Workshop zu diesem Thema geplant, sodass eventuell wissenschaftliche Fortschritte bei diesem Thema zu erwarten sind.

Von der damaligen Bundesforschungsanstalt für Fischerei wurden in den 1970er Jahren Schätzungen der Aalbestandsgröße in der Deutschen Bucht (Nordsee) durchgeführt. Gegenwärtig wird im Institut für Fischereiökologie des vTI (Bundesforschungsinstitut) geprüft, inwiefern diese Untersuchungen wiederholt werden können, um einen Vergleich der damaligen Bestandsdichten mit den heutigen im Bereich der Deutschen Bucht zu ermöglichen. Deren Ergebnisse könnten in den ersten Bericht im Jahr 2012 eingehen. Sie würden insbesondere dazu dienen, die Zahlen aus den flächenmäßig sehr bedeutenden Küstengewässern zu überprüfen. Da die früheren Untersuchungen genau in dem zur Ermittlung des Referenzzustandes verwendeten Zeitraumes stattfanden, wäre auch ein direkter Vergleich Referenz vs. aktuelle Situation möglich.

1.6.5 Zukünftige Projekte zur Ermittlung von Mortalitätsquellen

In den nächsten Jahren werden im Binnenland exemplarisch in zwei Teileinzugsgebieten die auf den Aalbestand wirkenden Mortalitätsfaktoren umfassend analysiert. Die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung hat im Jahr 2008 Finanzmittel von **394.024 €** und **313.289 €** für zwei Projekte bewilligt. Die Projektergebnisse werden helfen, die in den Modellrechnungen enthaltenen Annahmen zu überprüfen und somit zu einer Verbesserung und Absicherung der Bilanzierung in der Zukunft führen. Gleichzeitig wird damit eine Überprüfung der Modellergebnisse möglich, was die Entwicklung relativ einfach zu ermittelnder Indikatoren für die Bestandsentwicklung und die Abwanderungsmenge von Aalen ermöglichen soll.

Das Blankaalmonitoring ist von besonderer Bedeutung, da es sich direkt auf die in der Verordnung festgelegte Zielgröße, die Menge an abwandernden Blankaalen, richtet. Anhand der erwarteten Ergebnisse sollen das Modell verbessert und Annahmen soweit wie möglich durch präzisere Daten ersetzt werden. Durch die zum Teil aufwändigen und kostenintensiven Untersuchungen soll versucht werden, Indikatoren für die Blankaalabwanderung zu ermitteln, die zukünftig leichter und kostengünstiger bestimmt werden können.

1.6.6 Verbindung zum Europäischen Datenerhebungsprogramm

Ab dem Jahr 2009 sind im Rahmen des Datenerhebungsprogramms der EU im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik auch Daten zur Aalfischerei im Binnenland obligatorisch zu erheben (Verordnung des Rates 199/2008, Verordnung der Kommission 665/2008 (Durchführungsverordnung) und Entscheidung der Kommission 2008/XXX/EC (Veröffentlichung im

Amtsblatt in Kürze; Durchführungsentscheidung) – dies sind die Nachfolgeverordnungen der im Leitfaden unter 4.3 angegebenen Verordnungen). Dies umfasst sowohl fischereiliche als auch biologische Daten. Um diese Anforderungen zu erfüllen, wird 2009 für die Dauer von 18 Monaten eine Wissenschaftlerstelle am Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei; Institut für Fischereiökologie, besetzt. Dadurch wird sichergestellt, dass die erforderlichen Probenahmen und Datenerhebungen in vollem Umfang durchgeführt werden. Die Daten werden, im Zusammenhang mit den ausführlicheren Fangstatistiken der Fischereibetriebe, den zu erhebenden Angaben zum Fischereiaufwand und den Ergebnissen anderer Forschungsprojekte eine erhebliche Verbesserung der Datenlage bewirken, die sich im ersten Bericht im Jahr 2012 niederschlagen wird. Die Grundlage für die Modellierung der Bestandsdynamik wird sich dadurch beträchtlich verbessern. Beispielsweise werden detailliertere Ergebnisse zum Wachstum der Aale in den einzelnen Flussgebietseinheiten vorliegen, die bisher notwendige Übertragungen aus anderen Flussgebieten ersetzen können.

Ein flächendeckendes Blankaalmonitoring wird weder zum jetzigen Zeitpunkt noch in absehbarer Zukunft möglich sein. Gegenwärtig und in den nächsten Jahren werden jedoch beträchtliche Anstrengungen unternommen, um die Datenbasis für die Modellierung der Bestandsdynamik der Aalbestände und der Blankaalabwanderung zu verbessern. Gleichzeitig wird durch Studien an einzelnen Gewässern die Entwicklung einfach zu bestimmender Indikatoren für die Blankaalabwanderung an diesen Gewässern angestrebt. Dadurch soll in Zukunft eine permanente Überprüfung der Modellierungsergebnisse möglich werden.

1.7 Kontroll- und Vollzugsmaßnahmen

Die Verordnung 1100/2007 erfordert die Schaffung einer Kontroll- und Fangüberwachungsregelung durch die Mitgliedsstaaten (Artikel 10). Diese soll den Regelungen der VO (EWG) Nr. 2847/93 entsprechen, welche die Dokumentations- und Kontrollregelungen für die Seefischerei im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU umfasst. Die Regelungen sollen allerdings an die in der Binnenfischerei herrschenden Bedingungen angepasst sein.

Aufgrund der föderalen Struktur Deutschlands liegt die Verantwortung für die Erarbeitung und Umsetzung der rechtlichen Regelungen bei den jeweiligen Bundesländern. Die in der VO (EG) 1100/2007 geforderten Kontroll- und Vollzugsmaßnahmen werden in den Bundesländern also in vergleichbarer aber nicht zwangsläufig identischer Form umgesetzt.

Eine umfangreiche Darstellung der beabsichtigten Regelungen ist für das Land Mecklenburg-Vorpommern im Bewirtschaftungsplan für die FGE Warnow/Peene dargestellt. Die dort als Anlagen angefügten Dokumente und Vorlagen sind allerdings länderspezifisch. (Sie werden hier noch einmal in der Anlage *exemplarisch* angefügt; Anlagen 4-8). Diese Maßnahmen werden von den Bundesländern ähnlich oder gleich gehandhabt werden. Um den Anforderungen gerecht zu werden, sollen die Fischereiunternehmen monatliche Statistiken über ihre Aalfänge führen. Dies wird als auf die an die Bedingungen der Binnenfischerei angepasste Umsetzung der VO (EWG) Nr. 2847/93 angesehen.

Im Zusammenhang mit dieser Statistik ist auch der Fischereiaufwand anzugeben. Damit wird Artikel 9 der VO (EG) 1100/2007 Rechnung getragen, der eine Erfassung des Fischereiaufwandes fordert.

Aufgrund der CITES-Listung des Aales soll ein Ausgangsbuch erstellt und geführt werden, in dem die Verkäufe an gewerbliche Wiederverkäufer dokumentiert werden. Nach Artikel 11 der Verordnung (EG) 1100/2007 ist die Registrierung aller Fischereibetriebe, ihrer Fischereifahrzeuge sowie der Erstvermarkter vorgeschrieben. Dieser Registrierung wird von allen Länderbehörden durchgeführt. Unterschiede im formalen Ablauf sind jedoch möglich.

Entsprechend der Verordnung 1100/2007 wird eine daraus resultierende Liste der Unternehmen und ihrer Fischereifahrzeuge der Europäischen Kommission auf Anfrage vorgelegt.

Weiter haben die Bundesländer Begleitdokumente beim Verkauf (ausgenommen Verkauf an Endverbraucher) und Transport von Aalen einzuführen. Auf diesem Dokument ist unter anderem die Registrierungsnummer des verkaufenden Unternehmens aufgeführt. Damit soll nachprüfbar sein, ob die Fische von einem registrierten Unternehmen stammen und im Rahmen eines Aalbewirtschaftungsplanes gefangen wurden. Dadurch wird auch der Bezug zur Umsetzung der CITES-Listung hergestellt. Die verantwortlichen Institutionen ergreifen gemäß Artikel 12 der Verordnung 1100/2007 bis zum 1. Juli 2009 alle notwendigen Maßnahmen, um die Herkunft von ein- und ausgeführten Aalen feststellen zu können. Zu diesem Komplex fanden auch Gespräche zwischen Vertretern der beteiligten Bundesministerien (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) sowie der Fischereiverwaltungen der Bundesländer statt.

Durch die bereits genannten Registrierungen der Fischereibetriebe und die Einführung entsprechender Begleitdokumente ist die Herkunftsermittlung für in Deutschland gefangene Aale gewährleistet. Bei der Einfuhr aus Staaten der Europäischen Gemeinschaft nach Deutschland besteht allerdings nur eine beschränkte Kontrollmöglichkeit. Hier ist man darauf angewiesen, dass auch in den anderen Staaten vergleichbare Regelungen getroffen werden, die die Feststellung der Herkunft erlauben.

Die Fischereibehörden der Länder führen die notwendigen Kontroll- und Sanktionsregelungen ein, um den Anforderungen der VO (EG) 1100/2007 gerecht zu werden. Damit werden eine nachhaltige Fischerei und die Einhaltung der gesetzlichen Regelungen gewährleistet.

1.8 Änderung bzw. Anpassung der Aalbewirtschaftungspläne

Entsprechend Punkt 7 des Leitfadens sollen die Aalbewirtschaftungspläne überarbeitet und angepasst werden, wenn sich neue Erkenntnisse über die Bestandssituation oder über die Wirksamkeit der Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich des Erreichens der Zielgröße für die Blankaalabwanderung ergeben.

1.9 Zusammenfassung und Abschlussbemerkungen

Auf der Sitzung der Fischereireferentinnen und Fischereireferenten der Länder und des Bundes am 5. und 6. November 2008 in Berlin folgender einstimmiger Beschluss für den Fall gefasst, dass die 40% Abwanderungsrate unterschritten wird:

In die Aalbewirtschaftungspläne wird ein Katalog von Maßnahmeoptionen integriert, die von den Bundesländern bei Unterschreiten der 40% Abwanderungsrate von Blankaalen umgesetzt werden.

Katalog von Maßnahmen (unterschiedlich je Einzugsgebiet):

- 1) Besatzmaßnahmen beibehalten und gegebenenfalls erhöhen
- 2) Mindestmaßenhebung auf 45 cm (bzw. 50 cm), gegebenenfalls Höchstmaß einführen
- 3) Festlegung von Schonzeiten (während der Hauptwanderzeit der Blankaale) von 2 Monaten bis ganzjährig und/oder Nachtangelverbot
- 4) Reduzierung des Fangaufwandes (z. B. Limitierung der Fanggeräte)
- 5) Transport von Aalen von küstenfernen in küstennahe Gewässerbereiche („Fang & Transport“)

Obwohl die Bilanzierungen ergeben, dass in den meisten Flussgebietseinheiten und für Deutschland insgesamt die geforderten 40 % Abwanderungsrate gegenwärtig erreicht werden, werden in den Aalbewirtschaftungsplänen verschiedene Maßnahmen bereits jetzt eingeleitet, um eine langfristige Stabilisierung und Erholung der Aalbestände zu erreichen.

Wesentliche Punkte dabei sind:

- Beibehaltung und Erhöhung von Besatzmaßnahmen
- Insgesamt deutliche Erhöhung des Mindestmaßes in den Bundesländern (45/50 cm)
- Einführung einer fünfmonatigen Schonzeit für den Rhein, den Hautstrom des bedeutendsten der in die Nordsee entwässernden Flusseinzugsgebiete.

Neben diesem Mix aus fischereilichen Maßnahmen (einschließlich Besatz) sind die Länder

- umgehend die Problematik der Wasserkraft bedingten Mortalität angegangen. Von der erzielten „Selbstverpflichtung“ der Energieerzeuger werden unmittelbare Maßnahmen zum Schutz des Aals erwartet.
- Weiter sind verschiedene größere Forschungsprojekte, die dem Ziel der VO (EG) 1100/2007 dienen, in Auftrag gegeben worden.
- Gerade auch mit Blick auf den Schutz des Aals hat sich Frau Bundesministerin Aigner beim Fischereirat im November 2008 für ein europaweites Kormoranmanagement ausgesprochen.

In Anbetracht der stark gesunkenen natürlichen Einwanderung von Aalen stellte der ICES im Jahr 2005 auf eine Anfrage der EU bezüglich des Besatzes fest, dass der Nutzen aus Besatzmaßnahmen die Risiken (ggfs. Einschleppung von Krankheiten etc.) übersteigt (zitiert in ICES 2007). Die Bilanzierungen in Deutschland belegen, dass die Aalbestände in den Binnengewässern und die Blankaalabwanderung ohne die massiven Besatzmaßnahmen der Vergangenheit bereits heute auf einem wesentlich niedrigeren Niveau liegen würden. Aufgrund des sehr niedrigen Niveaus der natürlichen Einwanderung gibt es gegenwärtig und auch in mittelfristiger Zukunft zum Besatz keine vernünftige Alternative.

Der Besatz wird in Deutschland durch den Fischereisektor teilweise mit öffentlicher Förderung vorgenommen. Übermäßige Beschränkungen der Fischerei würden dazu führen, dass weder die Motivation noch die finanziellen Mittel für die Besatzmaßnahmen vorhanden wären. In der Folge würde die Situation eintreten, dass Einschränkungen der Fischerei sogar zu weiter sinkenden Aalbeständen führen.

Die Ergebnisse der Bestandsmodellierung zeigen, dass die Aalbestände in den meisten deutschen Gewässern sehr stark von Besatzmaßnahmen abhängen. Ohne umfangreiche Besatzmaßnahmen wäre das Erreichen der geforderten 40 % Abwanderungsrate ausgeschlossen. Eine übermäßige Beschränkung der Fischerei würde diese Besatzmaßnahmen gefährden.

Zusätzlich wurde eine Einbindung der Wasserkraftwerksbetreiber eingeleitet. Die prinzipielle Bereitschaft der Wasserkrafterzeuger zu dieser Kooperation wurde schriftlich fixiert und soll sich zukünftig in konkreten Projekten in verschiedenen Vorranggewässern niederschlagen. Schrittweise Verbesserungen des Lebensraumes für den Aal sind auch durch die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erwarten.

Die Umsetzung der fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen erfordert in den Bundesländern Änderungen der Fischereigesetze oder -ordnungen. Da hierbei bestimmte parlamentarische Abläufe und Fristen zu beachten sind, ist eine vollständige Umsetzung frühestens im Jahresverlauf 2009 möglich. Im Falle der Genehmigung der Bewirtschaftungspläne durch die Europäische Kommission werden die entsprechenden Schritte durch die Bundesländer umgehend eingeleitet.

Mit der Erarbeitung und Umsetzung der Aalbewirtschaftungspläne tragen die deutschen Fischereibehörden und die Vertreter der Berufs- und Freizeitfischerei ihren Teil zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung des Aals bei. Dabei werden und wurden in Deutschland erhebliche Anstrengungen unternommen und beträchtliche finanzielle Mittel aufgewendet. Aufgrund des vermuteten panmiktischen Charakters des Aalbestandes werden positive Auswirkungen auf die Entwicklung des Gesamtbestands des Europäischen Aals aber nur möglich sein, wenn dies auch in den übrigen relevanten Bereichen des Verbreitungsgebietes gelingt.

Die Verordnung 1100/2007 hat sowohl den Schutz als auch die nachhaltige Nutzung des Aalbestandes zum Ziel. Die in den jeweiligen Flussgebietseinheiten geplanten Bewirtschaftungsmaßnahmen, flankiert von einem beträchtlichen Aufwand bei der wissenschaftlichen Begleitung, sind geeignet, in den betroffenen deutschen Gewässern beide Ziele zu erfüllen.

1.10 Literatur

Aker, E. & Koops, H. (1974): Zur Aalfischerei in der Deutschen Bucht. Inf. Fischwirtsch. 21 (6): 146-147.

Anonymus (1935): Der Glasaal steigt auf. Fischerei-Zeitung 20: 316.

Anonymus (1994 – 2005): Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Jahresberichte). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg).

- Anonymus (2001 – 2007): Bericht über die Fischerei und die Marktsituation für Fischereierzeugnisse in der Bundesrepublik Deutschland (Monatsberichte). Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Referat -521- Fischwirtschaft (Hrsg.).
- Brämick, U. (2007): Jahresbericht zur deutschen Binnenfischerei 2006. <http://www.portal-fischerei.de/fileadmin/redaktion/dokumente/fischerei/braemick.doc>.
- Brämick, U., Simon, J. & Fladung, E. (2006): Monitoring of European eel stocks in North-East Germany. ICES CM 2006/J:08.
- Dannewitz, J., Maes, G. E., Johansson, L., Wickström, H., Volckaert, F. A. M. & Järvi, T. (2005): Panmixia in the European eel: a matter of time ... Proc. R. Soc. B 272: 1129-1137.
- Dekker, W. (2000): A Procrustean assessment of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science 57: 938-947.
- Dekker, W. (2003): Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? Fisheries Management and Ecology 10: 365-376.
- FAO (2003): Report of the 13th session of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Copenhagen, Denmark 28 – 31 August 2001. EIFAC Occasional Paper No. 36, Rome: 62 pp.
- ICES (2003): Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels, Nantes, France 2 – 6 September 2002. ICES CM 2003/ACFM:06: 87 pp.
- ICES (2007): ICES Advice 2007, Book 9.
- ICES (2008): Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Bordeaux, France, 3 – 7 September 2007. ICES CM 2007/ACFM:23: 138 pp.
- ICES (in prep.): Report of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), Leuven, Belgium 3-9 September 2008.
- Ingendahl, D., Klein Breteler, J., Vriese, T., Borchering, J., Breukelaar, A., Jörgensen, L., de Laak, G. & Staas, S. (2008): Die Abwanderung von Blankaalen im Rhein: Eine Studie mit Hilfe der Transpondertechnik. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e. V. 85: 81-94.
- Klein Breteler, J., Vriese, T., Borchering, J., Breukelaar, A., Jörgensen, L., Staas, S., de Laak, G. & Ingendahl, D. (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. ICES Journal of Marine Science 64: 1450-1456.
- Knights, B., Bark, T. & Williams, B. (2006): A review of the status of European eel stocks in north west Europe. ICES CM 2006/J:23.
- Knösche, R., Brämick, U., Fladung, E., Scheurlen, K., Wettstein, C., Thiele, M. & 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 121 S.
- Meyer, P. F. (1951): Die Aalbrutfangstation Herbrum in Oldenburg – ein wichtiger Faktor in der Aalwirtschaft des Bundesgebietes. Der Fischwirt 1: 207-212.
- Moriarty, C. & Dekker, W. (1997): Management of the European eel. Fisheries Bulletin (Dublin) 15: 1-125.
- Oeberst, R., Fladung, E., Wysujack, K. & Doering-Arjes, P. (in prep.): Model for describing eel, *Anguilla anguilla* L., stock dynamics in the river Elbe system.
- Ringuet, S., Muto, F. & Raymakers, C. (2002): Eels. Their harvest and trade in Europe and Asia. TRAFFIC Bulletin 19 (2): 2-27.

Russell, I. C. & Potter, E. C. E. (2003): Implications of the precautionary approach for the management of the European eel, *Anguilla anguilla*. Fisheries Management and Ecology 10: 395-401.

Tesch, F.-W. (1999): Der Aal. 3. Auflage, Parey Buchverlag Berlin:397 pp.

Wysujack, K. & Ingendahl, D. (2007): Report on the eel stock and fishery in Germany 2007. In: ICES (2007): Report of the 2007 session of the joint EIFAC/ICES working group on eels. Bordeaux, 3-7 September 2007, ICES, Kopenhagen, S. 249-268.

Wysujack, K. (in prep.): Report on the eel stock and fishery in Germany 2007. In: ICES (in prep): Report of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), Leuven, Belgium 3-9 September 2008.

1.11 Verzeichnis der Anlagen

- 1) Positionspapier der Wasserkraftbetreiber (BdEW)
- 2) Kurzbeschreibung der Aalschutzinitiative Mosel
- 3) Manuskript Oeberst et al. mit Modellbeschreibung
- 4) Vorlage für monatliche Statistik der Aalfänge
- 5) Formular zur Erfassung von Fangaufwand und Statistik für Einzelgewässer
- 6) Vorlage für Aufnahme- und Auslieferungsbuch
- 7) Antrag auf Zulassung und Registrierung der Fischereifahrzeuge
- 8) Begleitdokument beim Verkauf von Aalen

BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
Reinhardtstraße 32 · 10117 Berlin

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
Herr Dr. Joachim Ludewig
Referat 621
Rochusstraße 1
53123 Bonn

BDEW-Position für die Aufstellung des „Nationalen Aalmanagementplans“ durch das BMELV / Ergänzungen zum Schreiben vom 16.09.08

Sehr geehrter Herr Dr. Ludewig,

mit diesem Schreiben übermitteln wir Ihnen die BDEW-Position zu der durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vorgesehenen Aufstellung eines nationalen Aalmanagementplans.

Angesichts der europaweit postulierten Klimaschutzziele und mit Blick auf die von der Bundesregierung definierten Ziele zur Steigerung des Anteils der regenerativen Energien kann auf die Erzeugungsoption „Wasserkraft“ nicht verzichtet werden. Wasserkraft ist die regenerative Stromerzeugungsoption mit den günstigsten CO₂-Vermeidungskosten und eine bedeutende und ressourcenschonende Energiequelle.

Die Wasserkraft hat auch in Deutschland noch Ausbaupotential. Bestehende Wasserkraftnutzungen und Möglichkeiten für einen ökologisch verträglichen Ausbau der Wasserkraft müssen erhalten bleiben.

Die Wasserkraftwerksbetreiber begrüßen und unterstützen grundsätzlich die Bemühungen zum Schutz von Natur und Umwelt. Die Aufstellung der Aalmanagementpläne darf jedoch nicht zu einer Wettbewerbsverzerrung und zu einer Benachteiligung der deutschen Wasserkraftwerksbetreiber führen, die in einem starken internationalen Wettbewerb stehen.

30. Oktober 2008

HI/Wi/Co

Dr. Maren Hille

**Geschäftsbereichsleiterin
Stromerzeugung**

Telefon 030/300199-1300

Telefax 030/300199-3300

maren.hille@bdew.de

www.bdew.de

**BDEW Bundesverband
der Energie- und
Wasserwirtschaft e.V.**

Reinhardtstraße 32

10117 Berlin

Hauptgeschäftsführer

Mitglieder des Präsidiums

Dr. Eberhard Meller

Dr. Wolf Pluge

USt-IdNr: DE 814902527

Amtsgericht Charlottenburg

VR 26587 B

BDEW-Vertretung bei der EU

148, Avenue de Tervuren bte. 17

1150 Brüssel

Belgien

Rue Breydel 34

1040 Brüssel

Belgien

Büro Bonn

Friedrich-Wilhelm-Straße 1

53113 Bonn

Bankverbindung

Berliner Volksbank

Konto: 8 848 041 000

BLZ: 100 900 00

Vor diesem Hintergrund sollten bei der Aufstellung von nationalen Aalmanagementplänen folgende Aspekte berücksichtigt werden:

- An bestehenden Anlagen sind technische Lösungen zum Aalschutz, insbesondere für die größeren Wasserkraftanlagen, praktisch nicht realisierbar
- Nach derzeitigem Stand der Technik sind derartige Lösungen bei kleineren Anlagen mit einem hohen konstruktiven und finanziellen Aufwand verbunden und haben oftmals nicht die erhoffte ökologische Wirksamkeit.
- Zur Erreichung des 40 %-Zieles können Maßnahmen zum Schutz des Aals an Wasserkraftwerken nur einen beschränkten Beitrag liefern. Andere Gewässernutzungen, die die Population des Aals gefährden, sind in die Betrachtung mit einzubeziehen.
- Forschung und Entwicklung von fischfreundlicheren Turbinen und von Ableitsystemen in Verbindung mit einem By-Pass müssen als Gemeinschaftsaufgabe vorangetrieben werden.
- Für eine kurzfristig erfolgreiche Aalschutzstrategie sind die Maßnahmen aller Beteiligten auf Vorranggewässer zu konzentrieren.
- Erheblicher Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der aktuellen Aal-Bestandsdichte, dem Aalwanderverhalten im Bereich des Turbineneinlaufs, der Vorhersage und Eingrenzung der Wanderungszeiträume sowie der ökologischen Wirksamkeit von technischen Maßnahmen zum Aalschutz.
- Eine Möglichkeit für den kurzfristigen Aalschutz könnte das gezielte Zurückfahren der Kraftwerke in Zeiten hoher Aalwanderung sein, wenn ausreichend zuverlässige

Informationen über die einsetzende Aalabwanderung verfügbar sind und sich diese auf wenige Tage im Jahr reduzieren lässt.

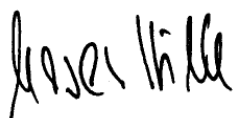
- Für den kurzfristigen Aalschutz ist "Fishing + Moving", wie z. B. an der Mosel, an dafür geeigneten Gewässersystemen der derzeit erfolgversprechendste Weg. Als Sofortmassnahme und freiwilligen Beitrag zum Gelingen der Aalmanagementpläne werden die großen Wasserkraftbetreiber diesen Weg - konzentriert auf Vorranggewässer – aktiv unterstützen.

Innerhalb des BDEW erfolgte die Abstimmung im Fachausschuss „Wasserkraft“ auf der Grundlage der zwischen Ihnen und Vertretern der großen Wasserkraft von RWE Power, EnBW und E.ON Wasserkraft sowie Vattenfall, geführten Gespräche.

Für Rückfragen steht Ihnen Herr Wirth (Tel.: 030 / 300 199 –1313, E-Mail: andreas.wirth@bdew.de) gern zur Verfügung.

An dieser Stelle nochmals herzlichen Dank für Ihre Gesprächsbereitschaft.

Mit freundlichen Grüßen



Dr. Maren Hille

Geschäftsbereichsleiterin
Stromerzeugung

ANLAGE 2

Die Aalschutz-Initiative Rheinland Pfalz/RWE Power AG

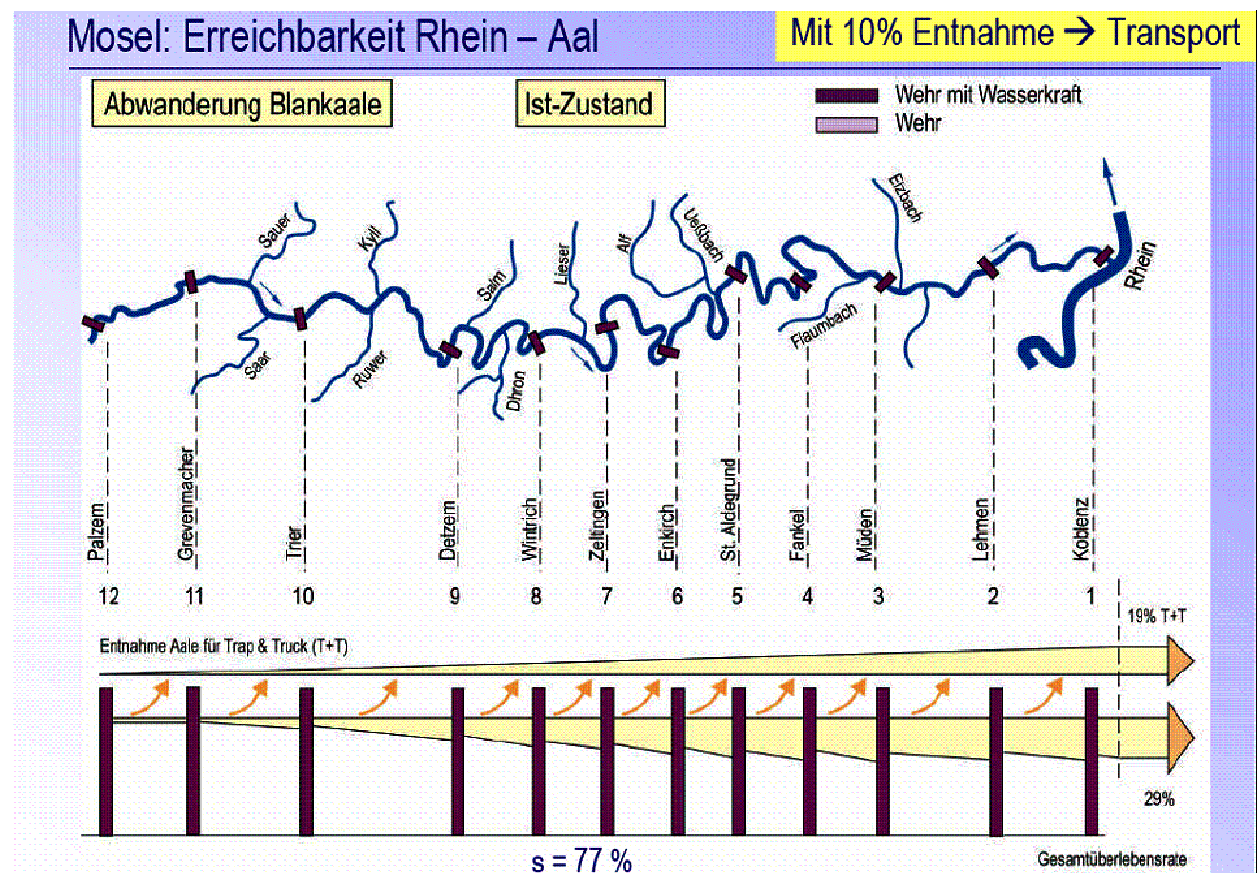


Ausgehend von einem wissenschaftlich begleiteten Fischereiversuch unterhalb der Turbinenauslässe der Staustufe Fankel/ Mosel in der Zeit vom 04.09.1993 – 12.12.1993 wurde dem von fischereilicher Seite erhobenen Vorwurf der erheblichen Schädigung durch den Turbinenbetrieb nachgegangen. Ca. 23 % der die Turbinen in Fankel passierenden geschätzten 58 000 Blankaaale (Herbst 1993) gingen/gehen der Laicherpopulation verloren.

Berufsfischer, Genehmigungsbehörden und Wasserkraftbetreiber waren nicht mehr gewillt, einen solchen Zustand auf Dauer hinzunehmen, ohne alle sinnvollen Möglichkeiten zur Verminderung der turbinenbedingten Aalschäden untersucht zu haben.

RWE Power AG und Rheinland-Pfalz haben am 01.01.1994 die Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz/RWE Power AG ins Leben gerufen, die auf drei kommunizierenden Tätigkeitsfeldern agieren soll:

1. Sofortmaßnahmen: konzertierte Fischerei auf Blankaaale und Aussatz in den Rhein
2. Forschung und Entwicklung: Prüfung von (steuerungs-)technischen Maßnahmen
3. Fischereibiologie: Studien zu ingenieurbologisch relevante Fragestellungen



Seit 1997 werden jährlich zwischen 4 to und 6 to Blankaaale vornehmlich vom August bis zum November vor den Turbinen der Mosel- und Saarkraftwerke gefangen und an den „sicheren“ Teil des Rheins per LKW transportiert und ausgesetzt. Es wird geschätzt, dass die Überlebens-rate der Blankaaale der Mosel damit von ca. 30 % auf deutlich über 40% überschritten wird.

Die Finanzierung dieser Initiative mit 215 000,- Euro/a wird aufgeteilt in eine Hälfte Entschädigung an das fischereiberechtigte Land, welches damit Aalbesatz tätigt, und in gegenseitig deckungsfähigen Teilen für die Sofortmaßnahmen bzw. angewandten Studien.

1 **ANLAGE 3**

2 **Model for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system**

3

4 R. Oeberst*†, E. Fladung‡, K. Wysujack|| and P. Doering-Arjes‡

5

6 **Johann Heinrich von Thünen Federal Research Institute for Rural Areas, Forests and*

7 *Fisheries, Institute of Baltic Sea Fisheries, Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock, Germany,*

8 *‡Institute of Inland Fisheries Potsdam-Sacrow, Im Königswald 2, 14469 Potsdam, Germany*

9 *and ||Johann Heinrich von Thünen Federal Research Institute for Rural Areas, Forests and*

10 *Fisheries, Institute of Fish Ecology, Wulfsdorfer Weg 204, 22926 Ahrensburg, Germany*

11

12 Key words: eel, *Anguilla anguilla*, stock model, river Elbe

13

14 **Abstract**

15

16 The eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock of the river Elbe severely decreased during the last
17 decades. Detailed knowledge of the stock dynamics in freshwater and especially of the impact
18 factors is necessary to take effective measures for stock conservation and improvement. The
19 dynamics of the eel stock are modelled based on immigration, stocking, natural mortality, and
20 mortality caused by fishing, angling, cormorants, and hydropower plants. The model
21 estimates the number of emigrating eel. Moreover, it enables to study the sensitivity of the
22 estimates related to the uncertainty of the source data of the different influencing factors. The
23 model may be used to develop management strategies and to assess the efficiency of different
24 management options.

25

26 † Author to whom correspondence should be addressed. Tel.: +49 381 81 16 125, fax: +49 381 81 16
27 199, email: rainer.oeberst@vti.bund.de

28

29 **Introduction**

30

31 The recruitment of glass eel to Europe shows a sharp decline in the last 25 years. The
32 historical low levels observed in recent years are an indication that the stock is clearly out of
33 safe biological limits (ICES 2008). In order to fulfil the European Council regulation (EC) No
34 1100/2007 of 18 September 2007 for establishing measures for the recovery of the eel stock
35 (European Union 2007) a model is required because data to assess the present situation are
36 insufficient or not yet available. The challenge for the European Community is to rapidly
37 develop a management system that ensures that local measures produce results in a consistent
38 way across the various river basins, member states, and adjacent countries to establish the
39 escapement to the sea of at least 40 % of the silver eel biomass relative to the best estimate of
40 escapement that would have existed if no anthropogenic influences had impacted the stock.
41 As the eel has a catadromous life cycle, only the freshwater phase (including coastal and
42 brackish water) can be studied and managed.

43

44 Earlier approaches of eel stock modelling (e. g. Rossi 1979, Sparre 1979) were based on
45 classical fishery modelling by using cohort models or age-structured models. These early
46 modelling approaches provided first insights into certain eel populations but lacked to include
47 some key characteristics of eel population dynamics.

48

49 A major step to develop a realistic model was made with SLIME (Study Leading to Informed
50 Management of Eels) (Dekker et al. 2006). Six different models were reviewed and tested,

51 using 10 case study data sets from all over Europe at a river basin level to derive reference
52 points for sustainability, and to model the potential effect of legal and technical measures
53 aimed at stock recovery. Generally, previous modelling approaches can be categorised as
54 stage specific models (e. g. GEMAC in SLIME), cohort models (Sparre 1979, Rossi 1979,
55 Gatto & Rossi 1979), input-output models (Vøllestad & Jonsson 1988), size and age-
56 structured models (e.g., De Leo & Gatto 1995, Dekker 1996, Greco et al. 2003, Åström &
57 Wickström 2004, DemCam in SLIME), models enabling an analysis of spatially distributed
58 populations (Lambert 2005, GloAng in SLIME, SMEP in SLIME) and global models (Dekker
59 2000, Åström & Dekker 2006). Accordingly, the focus and the modelling methods differ, with
60 respect to the main purpose of the model, the availability of data and the accuracy needed.
61 Most of the models consider eel stocks of certain water bodies, some of them by taking into
62 account spatial aspects. Exceptions are global models, which aim at the assessment of the
63 entire European eel stock (Dekker 2000, Åström & Dekker 2006) and which provide an
64 estimate of the time scale of recovery of recruitment and which may give information about
65 the scale of restrictions necessary to make a recovery likely.

66

67 Aspects, which are considered in the recently developed models, include e. g. recruitment,
68 growth, sexual development, density dependence, carrying capacity, migration, and
69 simulation of a variety of effects (not just fishing). Most models are built to enable the testing
70 of management options by modelling different scenarios and also to reconstruct former or
71 “pristine” conditions. There are also simplistic models, which are flexible (e. g. SWAM in
72 SLIME).

73

74 Detailed knowledge of the stock dynamics in freshwater and especially of the impact factors
75 is necessary to take effective measures for stock conservation and improvement. The

76 dynamics of the eel stock in the river Elbe system are modelled based on immigration,
77 stocking, natural mortality, and mortality caused by fishing, angling, cormorants, and
78 hydropower plants. This model developed for the Elbe has the general advantages of simple
79 adjustment and extension by being MS-EXCEL based and modular constructed.

80

81 **Notations with general implication**

82

83 a index of age group defined as years in freshwater

84 t index of year

85 t_a year of the model start

86 $N_{t,a}$ eel stock in number of age group a in the year t

87 $L_{t,a}$ mean length of age group a in the year t

88 $w_{t,a}$ mean weight of age group a in the year t

89 $C_{x,t}$ total weight of eel in year t which leave the system by factor x

90 $N_{x,t}$ number of eel which leave the system by factor x

91 $N_{x,t,a}$ number of eel of age group a in year t which leave the system by factor x

92 $w_{x,t}$ mean weight of eel in year t which leave the system by factor x

93 $P_{B,t,a}$ Proportion of silver eel of age group a in year t

94 $R_{M,t,a}$ Number of immigrating recruits of age group a in year t

95 $R_{R,t,a}$ Number of restocked recruits of age group a in year t

96

97 Factors x which were taken into account for describing the dynamics

98 F effects by commercial fishermen

99 A effects by recreational fishery (anglers)

100 C effects by cormorants

101 B effects by the transition from yellow eel to silver eel

102 M effects by natural mortality

103

104 **General relations**

105

106 The model estimates the number of emigrating eel. Moreover, it enables to study the
107 sensitivity of the estimates related to the uncertainty of the source data of the different
108 influencing factors.

109

110 The aim of the development was an age based model which describes the dynamics of the eel
111 stock in number by age group and year. The model should incorporate the effects of
112 commercial and recreational fishing together with the influences of the natural mortality, the
113 increasing effect of predation by cormorants and the transformation from the yellow eel to the
114 silver eel stage. It was assumed that eel remain in freshwater for a maximum of 20 years
115 (Tesch 1999). The available data for describing the different factors which influence the stock
116 dynamics have different quality. Total catch in kg by year is estimated for the commercial
117 fishermen and angler. The mean weight of the catch and age-length based samples are only
118 available from some areas and short time periods. Length based estimates exist for the
119 transformation of yellow eel to silver eel and for the eel which are taken by cormorants based
120 on stomach samples. To combine the different data types a procedure is necessary for
121 transferring length based data into age based data. The available age-length data (Simon
122 unpublished) are used to estimate the Bertalanffy growth curve of eel.

123

$$124 \quad L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}] \quad (1)$$

125 with $L_\infty = 108$, $k = 0.063$ and $t_0 = -0.669$.

126

127 The age of a given length was than estimated by

$$128 \quad a' = t_0 - LN(1 - \frac{L}{L_\infty}) / k \quad \text{and} \quad (2)$$

$$129 \quad a = \text{round}(a'). \quad (3)$$

130

131 The procedure was used to estimate the minimum age of capture with 8 years based on the

132 legal size of 45 cm for commercial fishermen and anglers. The procedure was also used to

133 transfer the length frequency of eel fed by cormorants into age frequency and to transfer the

134 length based fraction of silver eel into age based proportions of silver eel. Furthermore, the

135 mean weight by age group was estimated based on the length-weight relation $W = a L^b$ with a136 $= 0.00106$ and $b = 3.107$ in combination of Equation 2 and 3.

137

138 The minimum landing age by fishermen was described by delta-function

$$D_{F,t,a} = \begin{cases} 0 & \text{for age} < 8 \\ 1 & \text{for age} \geq 8 \end{cases}$$

139

140 The same function was used for anglers because the legal size for fishermen and angler is

141 equal.

142

143 In addition, some general assumptions were used for estimating the catch in number by age

144 group and year because appropriate data are lacking:

- 145 • The age frequency of the catches by fishermen and anglers is similar to the age
- 146 frequency of the stock combined with the requirement that eel younger than 8 years
- 147 are not landed.
- 148 • Silver eel are not landed by fishermen or the landings can be neglected

149
150

151 **Commercial fishermen**

152

153 Estimates of total catch of eel by fishermen in year t which are given in kg, $C_{F,t}$, are available
 154 for the period from 1985 to 2007. The minimum landing length of eel by fishermen is 45 cm
 155 which is transformed into the minimum landing age of 8 years as described in Equation 2 and
 156 3. The mean weight of eel captured by fishermen in year t, $w_{F,t}$, can be estimated by

$$157 \quad w_{F,t} = \frac{\sum_a N_{t,a} * w_{t,a} * D_{F,t,a} * (1 - P_{B,t,a})}{\sum_a N_{t,a} * D_{F,t,a} * (1 - P_{B,t,a})} \quad (4)$$

158

159 Because appropriate data are lacking equation 4 assumes that the age frequency of captured
 160 eel is similar to the age frequency of the stock and that silver eel are not landed. The total
 161 number of eel captured by fishermen can then be estimated by

$$162 \quad N_{F,t} = \frac{C_{F,t}}{w_{F,t}} \quad (5)$$

163 and the catch in number by age group in year t by

164

$$165 \quad N_{F,t,a} = N_{F,t} * \frac{N_{t,a} * D_{F,t,a} * (1 - P_{B,t,a})}{\sum_a N_{t,a} * D_{F,t,a} * (1 - P_{B,t,a})} \quad (6)$$

166

167 **Recreational fishery by anglers**

168

169 The total catch by anglers is estimated based on the number of anglers, M_A , and the mean
 170 catch in kg by angler and year, $w_{A,t}$. The total catch in kg by angler can be estimated by

$$171 \quad C_{A,t} = M_A * w_{A,t} \quad (7)$$

172

173 The mean weight of eel captured by angler in year t, $w_{A,t}$, can be estimated by

$$174 \quad w_{A,t} = \frac{\sum_a N_{t,a} * w_{t,a} * D_{A,t,a} * (1 - P_{B,t,a})}{\sum_a N_{t,a} * D_{A,t,a} * (1 - P_{B,t,a})} \quad (8)$$

175

176 where $D_{A,t,a}$ is the delta-function which describes the minimum landing age of eel by angler.

177 The Equation 8 is similar to Equation 4 with the possibility of a different minimum landing
 178 size/age.

179

180 The total number of eel captured by angler can then be estimated by

$$181 \quad N_{A,t} = \frac{C_{A,t}}{w_{A,t}} \quad (9)$$

182 and for the catch in number by age group in year t follows

183

$$184 \quad N_{A,t,a} = N_{A,t} * \frac{N_{t,a} * D_{A,t,a} * (1 - P_{B,t,a})}{\sum_a N_{t,a} * D_{A,t,a} * (1 - P_{B,t,a})} \quad (10)$$

185

186 **Effects of cormorants to the eel population**

187

188 The description of the effects of cormorants related to the eel population is based on different
 189 data types which are based on sampling and assumptions. The feeding pressure of the
 190 cormorant population, M_C , was estimated based on the amount of cormorants, their stay
 191 duration, the daily food intake and the average eel proportion in their diet (Brämick &
 192 Fladung 2006). Samples of cormorant stomachs were used to estimate the fraction of eel in
 193 the total diet of cormorants, $P_{C,t}$. The stomach samples were also used to estimate the relative
 194 age distribution of eel, $P_{C,t,a}$, and the mean weight of eel, $w_{C,t}$ taken by cormorants.

195

196 The statistical analyses of the stomach samples have shown that the relative length
 197 distribution of eel fed by cormorants can be described by log-normal distribution. The length
 198 frequency was transferred into age frequency by means of Equation 2 and 3.

199

200 The total number of eel fed by cormorants in year t can be estimated by

$$201 \quad N_{C,t} = \frac{C_{C,t}}{w_{C,t}} = \frac{M_C * W_{C,t} * P_{C,t}}{w_{C,t}} \quad (11)$$

202

203 The numbers of eel by age group which were fed by cormorants follows by

$$204 \quad C_{C,t,a} = C_{C,t} * \frac{N_{t,a} * P_{C,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * P_{C,t,a}} \quad (12)$$

205

206 **Fraction of silver eel**

207

208 Samples of length frequencies of silver eel in the river Elbe were used to describe the
 209 transition from yellow eel to silver eel by age. The length data were transformed into age data
 210 by Equation 2 and 3. The fraction of silver eel by length, $P_{B,t,L}$, was described by a logit-
 211 function which increases from zero to 1.

$$212 \quad P_{B,t,L} = \frac{1}{(1 + e^{-(a+bL)})} \quad (13)$$

213

214 where the index L denotes the length.

215 $P_{B,t,a}$ was estimated based on $P_{B,t,L}$ by means of Equation 2 and 3. Youngest silver eel were
 216 estimated with 7 year old females. The fraction of silver eel increases with increasing age.

217 $P_{B,t,a}$ is more than 95 % for eel older than 14 years which corresponds with length of less than
 218 70 cm. This estimate did not correspond with the samples of silver eel more than 90 cm long
 219 in different areas. Therefore, a correction factor was added, F_B , which defines the highest
 220 proportion of yellow eel which transfers to silver eel in all age groups. An estimate of $F_B =$
 221 0.8 was used for the model.

222

223 The number of silver eel by age group and year was describe by

$$224 \quad N_{B,t,a} = \frac{N_{t,a} * P_{B,t,a} * F_B}{\sum_a N_{t,a} * P_{B,t,a} * F_B} \quad (14)$$

225

226 The total numbers of silver eel which leave the Elbe river system is reduced by barriers like
 227 hydropower plants, etc. To incorporate the different effects of barriers in different parts of the
 228 total area of the Elbe river system the total area was stratified into 10 separate parts with

229 relatively equal mortality by the barriers. A_0 is the area where the survival of silver eel is not
 230 influenced by barriers. A_{10} is the area where 10% of the silver eel died due to barriers, etc.
 231 The total number of silver eel which leave the Elbe river system can then be estimated by

$$232 \quad N'_{B,t,a} = N_{B,t,a} * \frac{\sum_{i=0}^{100} A_i \frac{(100-i)}{100}}{A} \quad (15)$$

234
 235 where i increases in steps of 10.

236

237 **Amount of naturally died eel**

238

239 It is assumed that the fraction of eel which died by natural reasons defined, $P_{M,a}$, as constant
 240 by age group and year with 13.0 %. Dekker (2000) estimated the instantaneous natural
 241 mortality with $M = 0.14$, which corresponds with a fraction of 13 % of the eel population,
 242 which died by natural reasons within a year if no other reasons affect the survival. This
 243 estimate contains although effects of cormorants. The proposed model incorporates
 244 cormorants as separate parameter to describe the effects of increasing cormorant population.
 245 Therefore, the fraction of eel which dies by natural reasons defined, $P_{M,a}$, of those age groups
 246 were reduced by 1 % to 2 % dependent on the effects of cormorants in year with low
 247 cormorant population These fractions were used to estimate the number of eel by age group
 248 and year due to natural reasons with

$$249 \quad N_{M,t,a} = N_{t,a} * P_M \quad (16)$$

250

251 **Recruitment**

252

253 The recruitment of eel is composed of natural immigration of glass/yellow eel, $\mathbf{R}_{N,t,a}$, and
 254 stocking with eel of different age groups, $\mathbf{R}_{R,t,a}$. The numbers of stocked eel by age group and
 255 year are taken from the annual reports of rearing farms. The numbers of immigrating eel are
 256 estimated based on monitoring results from immigrating eel at different Elbe tributaries.

257

258 **Stock development**

259

260 The abundance of age group a in year t was calculated by

$$261 \quad N_{t,a} = N_{t-1,a-1} + R_{M,t,a} + R_{R,t,a} - N_{M,t-1,a-1} - N_{F,t-1,a-1} - N_{A,t-1,a-1} - N_{C,t-1,a-1} - N_{B,t-1,a-1} \quad (17)$$

262

263 The stock abundance by age group is determined by the recruitment which enters the river
 264 system and the different factors which reduce the abundance. The model needs a start
 265 population in year t_a . This population influences the stock abundance of the next years with
 266 decreasing effects during 20 years because it is assumed that eel stay not longer than 20 years
 267 in the freshwater system. After that period the effect of the start population can be neglected.
 268 Therefore, the start year of the model was chosen with 1985 to minimize the effects of the
 269 start population on the reference years 2005 to 2007.

270

271 Simulations with different start populations have shown that the relative, $P_{N,20,a}$, and absolute
 272 age distribution of the stock is stable after 20 years. The start population was defined by the
 273 following procedure:

$$274 \quad N_{t_a,a} = \sum_a (R_{M,t_a,0} + R_{R,t_a,0}) * P_{N,20,a} \quad (18)$$

275

276 The advantage of the used procedure is that estimates of the stock size by age groups exist
277 during the entire period. These data can be used for comparing estimates of the model with
278 sampling data to check possible reasons of strong differences which can be used to adapt the
279 model.

280

281 **Uncertainty and sensitivity of the model results**

282

283 The initial values of the model are based on estimates which contain a certain uncertainty.
284 Normally distributed errors with a mean of zero and an estimated variance are used for all
285 initial values for describing their uncertainty. The part of the commercial fishermen is used
286 for illustration. $C_{F,t}$, the total catch in kg by fishermen in year t is used in the model. This
287 value presents an estimate based on samples or other sources. For describing the uncertainty
288 $C'_{F,t} = C_{F,t} + \varepsilon_{F,t}$ with $\varepsilon_{F,t} \in NV(0, \sigma^2_{F,t})$ is used. $\varepsilon_{F,t}$ presents the normally distributed errors for
289 describing the uncertainty of the initial values. The variance of the errors, $\sigma^2_{F,t}$, is estimated
290 based on available information. Such a procedure is realised for all source data. A bootstrap
291 method can be used for estimating the confidence intervals of the different $N_{X,t,a}$ if the $C'_{F,t}$ is
292 used instead of the means like $C_{F,t}$. It must be pointed out that the estimated confidence
293 intervals are dependent on the estimates of variance of the different initial values.

294 The same procedure can be used to evaluate the effect of the uncertainty of the different
295 factors related to the total uncertainty if variable initial values are used for only one factor like
296 cormorants etc.

297

298 Discussion

299

300 Structure and basic assumptions of the presented model are adjusted to the main factors which
301 determine the dynamic of the eel stock in the river Elbe system and the availability of data. In
302 some cases sub models and assumptions were required for describing the effects of the
303 different factors. The stock model was developed to allow an extension by additional factors
304 easily, or by empirical data like a growth curve to improve basic assumptions, and to take into
305 account the uncertainty of the basic assumptions. Moreover, the model can be used to study
306 the effects of different management scenarios, like an increase of the minimum landing size,
307 the decrease of the total catch or the increase of stocking.

308

309 The growth curve is an important part of the model because it is used to transfer length based
310 into age based data. The presented model uses only one growth curve based on data from the
311 Elbe (Fladung unpublished) for the entire river Elbe system. This simplification was
312 necessary due to the absence of regional based growth data which reflect the different
313 environmental conditions like temperature and productivity. Furthermore, the model can be
314 easily separated into different regional parts which reflect the different regional conditions. A
315 freshwater period of twenty years was estimated based on the growth curve. This estimate
316 corresponds with literature data (Tesch 1999).

317

318 The effects of the commercial and recreational fishery are described based on the minimum
319 landing size and the assumption – due to missing data – that the age structure of the landings
320 corresponds with the mean age structure of the stock. This assumption does not incorporate
321 possible effects of gear selectivity as it is described by the model of Bevacqua et al. (2007).
322 Different gear types are used in the river Elbe. In most cases the gear is designed in such a

323 way that eel larger than the minimum landing size is representatively captured. The total catch
324 by commercial and recreational fishery is estimated from catch data respectively from average
325 catch and amount of anglers. However, the model can be adapted if source data are available
326 in more detail.

327

328 The model further assumes that the catch of silver eel can be neglected due to the low
329 importance in the total river system, but an adaptation of the model is possible if new studies
330 show different results.

331

332 A logit-function, a sigmoidal function, is used to describe the length/age-specific
333 transformation from yellow to silver eel maturation. This type of function corresponds well
334 with the observations. About 5 % males are included in the model by the early onset of
335 emigration with 35 cm length assuming equal growth of both sexes. Another type of
336 sigmoidal function was used by De Leo & Gatto (1995) and Bevaqua et al. (2006), which
337 described the silvering in relation to body size and sex. Despite differences in the exact shape
338 of the function, the use of a logit-function appears to be appropriate to describe the
339 transformation.

340

341 One special feature of the model is predation of eel by cormorants. So far, this aspect has not
342 been considered in detail in any of the existing models although the size of the cormorant
343 populations strongly increased during the last decade in many areas (Piwernetz 2007). The
344 effect of cormorant predation on local or regional eel stocks differs but appears to be
345 substantial in some cases (Brämick & Fladung 2006). A first, rough estimate of cormorant
346 predation on eel on a European scale revealed a consumption of 4000-6000 t annually,
347 corresponding to about 15-40 % of the commercial catches (Carss 2006). This extent justifies

EEL STOCK DYNAMICS IN RIVER ELBE

348 special consideration of this factor in the model, in particular as data are available for the river
349 Elbe system. Including this factor is also useful, since it can theoretically be influenced by
350 managing the cormorant population. The effect of cormorant predation under different
351 scenarios may add valuable information to the discussion about a European cormorant
352 management plan. Furthermore, the effect of cormorant predation can be analysed on a
353 regional basis.

354

355 The main mortality factors for downstream migrating silver eel are fishery (but see comments
356 above) and technical constructions like hydropower turbines and cooling water intakes.
357 Predation by cormorants is usually restricted to smaller individuals and is assumed to have no
358 direct effect on silver eel. Potential mortalities due to diseases or parasites and such factors
359 were not incorporated into the model due to the absence of data and the probably high
360 variability in space and time. However, these types of mortality are partially included in the
361 natural mortality.

362

363 The model assumes that turbines damage only silver eel, although there are also some effects
364 on yellow eel during movements within the rivers. Estimation of the turbine size-selectivity is
365 based on original data or average mortality less a percentage for the protection device.

366

367 According to the position of the obstacles and the known or estimated mortality rates at each
368 turbine, the river Elbe system can be divided into several sub-areas, for each of which the
369 cumulative turbine mortality down to the estuary can be calculated. By using a step size of ten
370 percent, the whole system can be divided into ten sub-areas of similar turbine mortality. This
371 way of modelling makes it easy to study the effect of renaturation of turbines because the
372 influenced total area will be added to another sub-area.

373

374 A constant annual mortality was used for each age groups which was based on the estimate by
375 Dekker (2000) who proposed a instantaneous mortality rate of $M = 0.14$, which corresponds
376 with a fraction of 13 % of the eel population. The Fraction was reduced by 1 % to 2 % for age
377 groups dependent on the effects of cormorants in year with low cormorant population because
378 the cormorants were added as additional parameter in the model.

379

380 Different approaches for natural mortality of eel have been discussed in the literature. On the
381 one side, Vøllestad & Jonsson (1988) and Dekker (2000) used constant natural mortalities.
382 Such constant natural mortalities are also used in the stock assessment of many marine fish
383 stock by ICES. On the other side, higher mortality rates were estimated for the youngest age
384 classes followed by a decrease down to 0.10 – 0.07 for the older age groups (De Leo & Gatto
385 1995). Both options of natural mortality can be used in the model to study their effects
386 concerning the eel stock dynamics.

387

388 Some remarks are necessary with regard to the sources of mortality included in the model. In
389 case of cormorant predation, the model uses data, which are available from the Elbe system
390 and are therefore regarded as rather reliable. For natural mortality literature data had to be
391 used, but in the future data from the Elbe system are required. In case of fishing and angling
392 mortality and turbine mortality, some simplifications were made, which need to be discussed.
393 One of these simplifications is that fishing mortality only acts on yellow eel. On one hand,
394 this assumption leads to an underestimation of fishing mortality during the silver eel stage. On
395 the other hand, it also means that fishing mortality during the yellow eel stage is
396 overestimated, since real silver eel in the catch are treated as yellow eel in the model.
397 Therefore, the overall effect of this simplification is a slight underestimation. When

398 representative data on the proportion of silver eel in the catches become available, the model
399 has to be updated.

400

401 The situation is similar for turbine mortality. The assumption that turbines only act on silver
402 eel, leads to an underestimation of this mortality type for yellow eel. In turn, it overestimates
403 turbine mortality for silver eel. As for fishing mortality, the overall effect of this
404 simplification should be on an acceptable level.

405

406 Both simplifications for fishing and “technical” mortality were introduced for reasons of
407 practicability and data availability.

408

409 Recruitment in a river system consists of natural immigration of glass eel or elvers and re-
410 stocking. As for many rivers in Europe, natural immigration is hampered by high numbers of
411 artificial obstacles. Whereas in the main river (Elbe) itself only one weir exists in the German
412 part of the catchment (at Geesthacht, with a functioning fish pass), the majority of the
413 tributaries are negatively affected by obstacles like weirs or dams. Consequently, re-stocking
414 accounts for the major part of recruitment in the system (Brämick et al. 2006). Therefore,
415 representative data on re-stocking numbers are of major importance for the modelling of the
416 stock. The size of the stocked eel is categorized in three groups: glass eel, pre-farmed eel, and
417 small yellow eel (caught in natural waters) of variable size. For each of the groups the age can
418 be estimated based on length and the growth curve to assign the restocked eel to the different
419 age groups.

420

421 By including the main factors which determine the dynamic of the eel stock in the river Elbe
422 system, the model is an important analytical tool for the preparation of the Eel Management

423 Plan (EMP), which is demanded by the European Commission. It enables estimation of the
424 reference condition of the eel stock in the river system as well as a description of the present
425 situation. By including several mortality factors, it offers the possibility to develop and
426 evaluate different management scenarios and to assess the efficiency of management options.
427 It will therefore aid the development of an efficient management strategy, including the
428 fishery as well as non-fishery factors. This strategy should target on achieving a favourable
429 situation of the eel stock in the river system as well as on enabling a sustainable fishery on
430 eel.

431

432 Even though the model is adjusted to the conditions in the river system and to the availability
433 of data, it also includes several assumptions and uncertainties. Therefore, the results of the
434 model will have to be validated by monitoring the stock, especially by silver eel monitoring,
435 which should be conducted as close as possible to the estuary.

436

437 The incorporation of normally distributed errors to describe the uncertainty of the initial
438 values makes it possible to study the effects of the uncertainty of single parameters like
439 cormorants or anglers related to the migration of silver eel. The results of these studies can be
440 used to decide where additional investigations and samplings are required in the future.

441

442 **Literature**

443

444 Åström, M. & Wickström, H. (2004). Some management options for the yellow eel fishery on
445 the Swedish west coast. Internal report of the Swedish Board of Fisheries.

446

EEL STOCK DYNAMICS IN RIVER ELBE

Anlage 3_Oeberst_etal_Manuskript_Modellbeschreibung.doc

Stand : 11.12.2008 16:57 Seite : 20 von 25

- 447 Åström, M. & Dekker, W. (2006). Speed of recovery of the European eel – an attempt to
448 formalise the analysis. In: Anonymous (2006). FAO European Inland Fisheries Advisory
449 Commission; International Council for the Exploration of the Sea. Report of the 2006 session
450 of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Rome, 23–27 January 2006. EIFAC
451 Occasional Paper No. 38, ICES CM 2006/ACFM: 16. Rome, FAO/Copenhagen, ICES 2006,
452 352 p.
- 453
- 454 Bevacqua, D., Melià, P., Crivelli, A. J., De Leo, G. A. & Gatto, M. (2006). Timing and rate
455 of sexual maturation of European eel in brackish and freshwater environments. *Journal of*
456 *Fish Biology* **69** (Suppl. C), 200-208. doi: 10.1111/j.1095-8649.2006.01265.x
- 457
- 458 Bevacqua, D., Melià, P., Crivelli, A. J., Gatto, M. & De Leo, G. A. (2007). Multi-objective
459 assessment of conservation measures for the European eel (*Anguilla anguilla*): an application
460 to the Camargue lagoons. *ICES Journal of Marine Science*. **64**, 1483-1490.
- 461
- 462 Brämick, U. & Fladung, E. (2006). Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans auf die
463 Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. *Fischerei & Naturschutz* **8**, 85-
464 92.
- 465 Brämick, U., Simon, J. & Fladung, E. (2006). Monitoring of eel stocks in North-East
466 Germany., [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands
- 467
- 468 Carss, D. (2006). Getting to grips with European eel (*Anguilla anguilla*) population dynamics
469 at two spatial scales. ICES CM 2006/J: 06.
- 470

EEL STOCK DYNAMICS IN RIVER ELBE

Anlage 3_Oeberst_etal_Manuskript_Modellbeschreibung.doc

Stand : 11.12.2008 16:57 Seite : 21 von 25

471 COM (2003) 573 final. Development of a Community Action Plan for the Management of
472 European Eel. Communication from the Commission to the Council and the European
473 Parliament, Brussels 01.10.2003, 14 pp.

474

475 Dekker, W. (1996). A length structured matrix population model, used as fish stock
476 assessment tool. In: *Stock assessment in inland fisheries* (Cowx, I. G., ed.), pp. 245-259.
477 Oxford: Fishing News Books.

478

479 Dekker, W. (2000). A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of*
480 *Marine Science* **57**, 938-947.

481

482 Dekker, W., Pawson, M., Walker, A., Rosell, R., Evans, D., Briand, C., Castelnaud, G.,
483 Lambert, P., Beaulaton, L., Åström, M., Wickström, H., Poole, R., McCarthy, T. K.,
484 Blaszkowski, M., de Leo, G. & Bevacqua, D. (2006). Restoration of the European eel
485 population; pilot studies for a scientific framework in support of sustainable management:
486 SLIME. Sixth Framework Programme, Priority 8.1, Policy-oriented research, Scientific
487 Support to Policies, *Report of FP6-project FP6-022488*, 19 p. + CD.

488

489 De Leo, G. A. & Gatto, M. (1995). A size and age-structured model of the European eel
490 (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52** (7), 1351-1367.

491

492 EELREP Project (2005). Estimation of the reproduction capacity of European eel. Summary
493 and Recommendations. Eelrep-Project, 01.11.2001-31.01.2005, 18 pp.

494

495 European Union (2007). Establishing measures for the recovery of the stock of European eel.

496 Council regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007, Official Journal of the

497 European Union. **L 248**, 17-23.

498

499 Gatto, M. & Rossi, R. (1979). A method for estimating mortalities and abundances of the

500 Valli di Commacchio eels. In: Proceedings of the Symposium *Biological and mathematical*

501 *aspects in population dynamics* (De Bernardi, R., ed.), Memorie dell'Istituto Italiano di

502 Idrobiologia Dott. Marco De Marchi Suppl. **37**, 107-114.

503

504 Greco, S., Melià, P., De Leo, G. A. & Gatto, M. (2003). A size and age-structured

505 demographic model of the eel (*Anguilla anguilla*) population of the Vaccarès lagoon. Internal

506 Report 2003.47, Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Milano,

507 Italy.

508

509 ICES. 2008. Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels

510

511 Knösche, R., Brämick, U., Fladung, E., Scheurlen, K. & Wolter, C. (2005). Untersuchungen

512 zur Entwicklung der Fischerei im Land Brandenburg unter Beachtung der Kormoranbestände

513 und Entwicklung eines Monitorings. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

514 Projektbericht, Potsdam, 121 pp.

515

516 Piwernetz, D. (2007). Aktuelle Trends in der Bestandsentwicklung des Kormorans und

517 ökologische Auswirkungen. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* **84**, 41-65.

518

- 519 Rossi, R. (1979). An estimate of the production of the eel population in the Valli of
520 Comacchio (Po Delta) during 1974-1976. *Bollettino de Zoologia* **46**, 217-223.
521
- 522 Tesch, F.-W. (1999). Der Aal. Blackwell Wissenschafts Verlag, Berlin, 3rd edition, 397 pp.
523
- 524 Sparre, P. (1979). Some necessary adjustments for using the common methods in eel
525 assessments. In: *Eel research and management*.(Thurow, F., ed.), papers presented to an
526 EIFAC/ICES Symposium, Helsinki, 9-11 June 1976, *Rapports et Procès-Verbaux des Réions,*
527 *Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **174**, 41-44.
528
- 529 Vøllestad, L. A. & Jonsson, B. (1998). A 13-year study of the population dynamics and
530 growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: Evidence for density-
531 dependent mortality, and development of a model for predicting yield. *Journal of Animal*
532 *Ecology* **57**, 983-997.
533

533 **Figures**

534

535 Figure 1: Relative length distribution of eel fed by cormorants based on stomach samples
536 described by log-normal distribution

537

538 Figure 2: Proportion of silver eel by age described by a logistic curve

539

540 **Figures**

541

542 Figure 1: Relative length distribution of eel fed by cormorants based on stomach samples
543 described by log-normal distribution

544

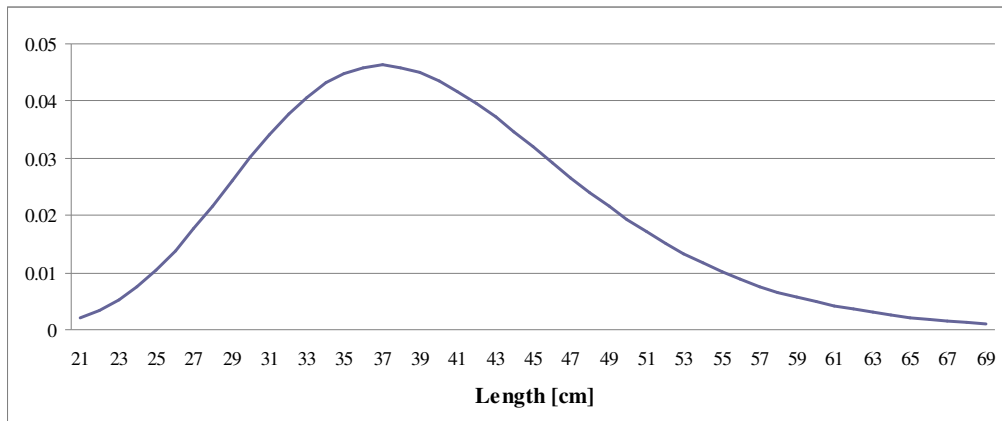
545 Figure 2: Proportion of silver eel by age described by a logistic curve

546

547

EEL STOCK DYNAMICS IN RIVER ELBE

547



548

549

550 Figure 1

551



552

553

554 Figure 2

555

Fischereistatistik Binnengewässer M-V

Jahr

Gewässername ¹	Kreis / (Gemeinde) ²	Gewässer-Nr. ³
Nur ausfüllen, soweit die Daten nicht aus dem Stempel hervorgehen		
Fischereibetrieb	Name, Vorname	PLZ, Ort
		Straße, Nr.
		Tel./Fax

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Pos.	Fanggeräte ⁴	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1	Großreusen												
2	Kleinreusen												
3	Stellnetze												
4	Zugnetz												
5	Langleine												
6	Puppen												
7	Stat.Aalfang												
8	E-Fanggeräte												
9													
10													
Pos.	Fischart ⁵	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
11	Aal												
12	Barsch												
13	Hecht												
14	Zander												
15	Maräne, Gr.												
16	Maräne, Kl.												
17	Karpfen												
18	Schlei												
19	Plötz												
20	Blei												
21	Wels												
22	Quappe												
23													
24													
25													
26													
27													
28													
29													
30	Rohr ⁶												
Pos.	Besatz ⁷	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge
31													
32													
33													
34													
35													

Die Richtigkeit der vorstehenden Angaben wird hiermit bestätigt.

Ort, Datum

Stempel

Unterschrift

Erläuterungen zu den Eintragungen in der Binnenfischereistatistik

Die Binnenfischereistatistik ist gemäß § 10 der Binnenfischereiverordnung M-V vom 15. August 2005 (GVOBl. M-V S. 423) von den Fischereiberechtigten, die ihre Gewässer nicht überwiegend mit der Handangel bewirtschaften, als gewässerbezogene Fischereistatistik zu führen.

- 1 Es ist der ortsübliche Gewässername einzutragen (siehe auch Pachtvertrag), bei mehreren Gewässernamen ist der Vorzugsname zu unterstreichen.
- 2 Es ist der Kreis, in dem das Gewässer liegt in der Kurzform (z.B. LWL) einzutragen, bei kleineren Gewässern ist zusätzlich die Gemeinde einzutragen.
- 3 Soweit bekannt, soll die Gewässernummer eingetragen werden; im Zweifelsfall offenlassen.
- 4 In den Zeilen 1 bis 8 sind die verwendeten Fanggeräte wie in der anliegenden Tabelle dargestellt vorgegeben. Weitere Fanggeräte können in den Zeilen 9 und 10 eingetragen werden.

Fanggeräte (Spalte 2)	Fangaufwand (Spalten 3 bis 14)
Großreusen	Anzahl der Reusenfangtage = Anzahl der Reusen x Stellzeit (Tage) im Berichtsmonat = Reusenfangtage (z.B. 4 Großreusen 30 Tage im Juni im Einsatz = 4 x 30 = 120 in Spalte 8 eintragen)
Kleinreusen	
Stellnetze	Anzahl der Stellnetzfangtage = Anzahl der Stellnetze x Stellzeit (Tage) im Berichtsmonat (z.B. 15 Stellnetze an 10 Tagen im Mai gestellt = 15 x 10 = 150 in Spalte 7 eintragen)
Zugnetz	Anzahl der Züge im Berichtsmonat
Langleine / Aalschnur	Anzahl der Haken x Einsatztage im Berichtsmonat
Puppen	
Stationärer Aalfang	Gesamtzeit in Tagen, in der der Aalfang im Berichtsmonat funktionstüchtig war
Elektrofanggeräte	Summe der Einsatzstunden, in der die E-Fischerei im Berichtsmonat betrieben wurde

- 5 Die hauptsächlichen Fischarten sind in den Zeilen 11 bis 22 vorgegeben. Für jeden Berichtsmonat ist in den Spalten 3 bis 14 der Fang in Kilogramm einzutragen. In den Zeilen 23 bis 29 sind weitere gefangene Fischarten einzutragen (siehe u.a. Tabelle [nicht abschließend]).

Aal	Flussneunauge*	Meerforelle	Steinbeißer
Aland	Giebel	Meerneunauge*	Störe* (atlant., balt.)
Äsche	Graskarpfen	Moderlieschen	Ukelei
Bachforelle	Gründling	Nase*	Weißflossengründling
Bachneunauge*	Güster	Nordseeschnäpel*	Wels
Bachschmerle	Hasel	Ostgroppe*	Westgroppe
Barbe*	Hecht	Plötz	Zährte
Barsch	Karausche	Quappe	Zander
Binnenstint	Karpfen	Rapfen	Ziege*
Bitterling	Kaulbarsch	Regenbogenforelle	Zope
Blei	Lachs	Rotfeder	Zwergwels, amerik.
Döbel	Maifisch (Alse)*	Saibling	Edelkrebs*
Elritze	Maräne, Gr.	Schlammpeitzger	Signalkrebs
Finte*	Maräne, Kl.	Schlei	Sumpfkrebs
Flunder	Marmorkarpfen	Silberkarpfen	Flusskrebs, amerik.

* Soweit für bestimmte Fischarten ein Aneignungsverbot besteht, sind die zufällig mitgefangenen und in das Gewässer zurückgegeben Fänge (in Stück) einzutragen.

- 6 In der Zeile 30 ist die Anzahl der im Rahmen der Rohrwerbung gewonnenen Bunde einzutragen. Ein Bund hat in der Regel einen Umfang von 60 cm.
- 7 Besatzmaßnahmen: In den Zeilen 31 bis 35 sind die besetzten Fischarten (siehe Ziffer 5) einzutragen. In den Spalten 3 bis 14 ist das Datum der Maßnahme, das Fischalter, die Menge in Kilogramm oder die Anzahl in Stück (z.B. 28.05. K₂ 600 kg oder H_v 8000 Stück) einzutragen.

Die Binnenfischereistatistik ist bis zum 31. Januar bei der oberen Fischereibehörde abzugeben.

ANLAGE 7

Name und Adresse des Antragstellers (Unternehmen oder Einzelpersonen)

An das
Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei
Obere Fischereibehörde
Thierfelder Str. 18
18059 Rostock

Antrag auf Zulassung zur Aalfischerei, Aalhälterung und -lagerung und zum Aalverkauf

Hiermit bitte ich/wir um Erteilung einer Zulassung zum gewerblichen Fang, zur Hälterung und Lagerung sowie zum Verkauf von Aalen.

Ich/wir besitze(n) folgende Fischereifahrzeuge, mit denen ich/wir den Fang von Aalen ausüben will/wollen:

Name (falls das Boot einen Namen hat)	Länge über alles (in Zentimeter)	Kennzeichen (sofern von der obereren Fischereiverwaltung oder der Bundeswasserstraßen-verwaltung vergeben)

Für diese Fahrzeuge bitte ich um die entsprechende Bescheinigung, mit diesen Fahrzeugen, Aale fangen zu dürfen.

Ort, Datum

Unterschrift