

Meer und Museum

Band 17

Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee



Inhalt

Vorwort	H. Benke	S. 5
Geleitwort	G. Hubold	S. 6
Fische und Wirbellose der Ost- und Nordsee im Meeresaquarium des Deutschen Meeresmuseums	K.-H. Tschiesche und J. Randzio	S. 7
Die Ost- und Nordsee als Lebensraum für Haie, Rochen und Chimären	M. R. George	S. 15
Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe	H. M. Winkler und H. Schröder	S. 25
Ästuare – wichtige Lebensräume für Fische der Nord- und Ostsee	R. Thiel	S. 36
Zur Geschichte der Fischerei in der Nordsee und der Ostsee	G. Wegner	S. 45
Grundzüge der Populationsdynamik genutzter Bestände	J. Gröger	S. 60
Situation und Perspektiven der deutschen Fischindustrie	M. Keller	S. 79
Zur Situation der kommerziell genutzten Fischbestände der Ostsee	O. Rechlin	S. 86
Ursachen großer Bestandsveränderungen bei Meeresfischen in der Ostsee	D. Schnack	S. 96
Zum Hering im Greifswalder Bodden	T. Gröhsler	S. 104
Probleme der Fischerei: Ist die Nordsee überfischt?	C. Hammer und Ch. Zimmermann	S. 111
Der Nordsee-Hering – Beispiel für den mühsamen Weg zu einem nachhaltigen Fischereimanagement	Ch. Zimmermann und C. Hammer	S. 121
Beifang und Discard der deutschen Fischerei in der Nordsee	K. Panten, L. Rippe und M. Fleck	S. 126
Krebs- und Muschelfischerei im schleswig-holsteinischen Wattenmeer	T. Borchardt	S. 133
Wale und Robben in den Küstengewässern der Ost- und Nordsee und ihre Gefährdung durch den Menschen. Bieten deutsche Gewässer noch ausreichend Lebensraum für marine Säuger ?	K.-H. Kock, U. Siebert und K. Harder	S. 150
Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei - das Beispiel der Insel Usedom	B. Schirmeister	S. 160
Der Stör – ein Beispiel für die besondere Gefährdung von Wanderfischarten	J. Gessner und G.-M. Arndt	S. 167
Entwicklung bestandsschonender, umweltverträglicher und energiesparender Fangtechniken für die Seefischerei	E. Dahm und O. Gabriel †	S. 176
Fischerei und EU-Fischereipolitik in Nord- und Ostsee aus Sicht eines Umweltschutzverbandes	Ch. von Dorrien und H. Vesper	S. 186

Die Ostsee als Beispiel für eine natur- und ökosystemverträgliche Fischerei	J. Ritterhoff und H. von Nordheim	S. 194
Meeresforschung und Fischereiforschung Ein Blick zurück	G. Hempel	S. 203
Die Jahre 2001 und 2002 der Stiftung Deutsches Meeresmuseum	H. Benke	S. 211
Buchbesprechung Das Mittelmeer – Fauna, Flora, Ökologie	G. B. Reinicke	S. 219
Englischsprachige Zusammenfassungen der Fachbeiträge		S. 221
Mitarbeiter dieses Bandes		S. 229

Vorwort

Die Meeresfische und die Seefischerei gehören zu den wichtigsten thematischen Schwerpunkten, mit denen sich das Deutsche Meeresmuseum in seinen Ausstellungen, Sammlungen und Forschungsarbeiten beschäftigt.

Die Fische haben im Laufe der Evolution die größte Arten- und Formenvielfalt unter den Wirbeltieren entwickelt. Heute sind weltweit mehr als 25.000 Fischarten bekannt, von denen mehr als die Hälfte in großer Formenvielfalt die marinen Lebensräume besiedelt. Der weitaus größte Teil der Meeresfische lebt in den flachen und nahrungsreichen Meeresgebieten des Kontinentalschelfs.

Die Nordsee, als ein Randmeer des Nordatlantiks, und die Ostsee, ein über die Nordsee mit dem atlantischen Ozean verbundenes Nebenmeer, werden seit langer Zeit fischereilich sehr intensiv genutzt. Beide Meere unterliegen vielfältigen menschlichen Einflüssen, befinden sie sich doch in einer der am stärksten besiedelten und industrialisierten Regionen der Welt. Viele der menschlichen Aktivitäten in dieser Region beeinflussen ganz erheblich die Zusammensetzung der Fischfauna in der Nord- und Ostsee. Die Fischerei ist dabei aber eine der stärksten Einflussnahmen.

Die Seefischerei in Nord- und Ostsee befindet sich in einer tiefen Krise. Durch die langjährige starke Beanspruchung wirtschaftlich wichtiger Fischbestände ist sie gegenwärtig in weiten Teilen unökonomisch und ökologisch bedenklich. Auch Bestände der Nicht-Zielfischarten, aber auch Meeressäuger, Seevögel und verschiedene Gruppen von Wirbellosen werden geschädigt, wenn diese Meerestiere als Beifänge in den Netzen oder an Bord verenden oder als Rückwürfe über Bord gehen. Dadurch kommt es dann auch wieder zur Bevorzugung solcher Tierarten, die diese Abfälle als Nahrungsquelle nutzen können.

Noch sind wir von einer nachhaltigen Nutzung der Ressourcen in Ost- und Nordsee weit entfernt. Die aber inzwischen von der Europäischen Union eingeschlagenen neuen Wege für eine umweltverträgliche und auf Dauer ausgerichtete Fischerei geben Anlass zu der Hoffnung, dass die Überfischung der Bestände und die Schädigung der Meeresumwelt durch eine rücksichtslose Fischerei bald der Vergangenheit angehören werden. Voraussetzung dafür ist, dass Fischer, Fischereibiologen, Naturschützer und Politiker gemeinsam an der Erreichung dieses Zieles arbeiten.

Mit 230 Seiten ist Band 17 von MEER UND MUSEUM der bisher umfangreichste Band dieser Schriftenreihe. Er erscheint in einem neuen Layout und zusätzlich mit englischen Zusammenfassungen der Fachbeiträge. An diesem Band haben 34 Experten aus Fischwirtschaft, Meeresnaturschutz, Fischerei- und Meeresforschung mitgearbeitet. Sie geben in über 20 Einzelbeiträgen einen Gesamtüberblick zur Situation der Fischbestände und der Fischerei in Ost- und Nordsee.

Dieser Band soll dazu beitragen, das gegenseitige Verständnis für die zum Teil sehr unterschiedlichen Positionen zur zukünftigen Rolle der Fischerei in Nord- und Ostsee zu fördern. Die gegenseitige Akzeptanz der unterschiedlichen Positionen ist die Grundvoraussetzung für die Entwicklung und Durchsetzung von Maßnahmen, die den Erhalt unserer Meeresumwelt sicherstellen und gleichzeitig einen produktiven Fischereiertrag ermöglichen.

Dr. Harald Benke
Direktor des Deutschen Meeresmuseums
Stralsund

Geleitwort

Eine der stärksten Einflussnahmen des Menschen auf die Meere ist die Fischerei. Eine auf Nachhaltigkeit angelegte und in ihrem Umfang begrenzte Fischerei stützt sich auf reproduktionsstarke Fischarten, deren regelmäßige Überschussproduktion von Nachwuchsfischen ohne Schaden abgeschöpft werden kann. Mit genügender biologischer Kenntnis über die jährlich wechselnden und nicht beliebig zu steigernden Entnahmemöglichkeiten und einem guten Management- und Kontrollsystem kann eine solche Fischerei in der Theorie ökologisch verträglich und ökonomisch einträglich über lange Zeiträume betrieben werden.

Leider zeigt die Realität, dass die auf ökonomisches Wachstum angelegten Fischereifloten sich nur selten mit den natürlichen Überschüssen zufrieden geben, sondern danach trachten, Fänge und Gewinne laufend zu steigern, so dass es im Verlauf einer Fischereientwicklung regelmäßig zu Übernutzung und gelegentlich auch zur Zerstörung der Ressourcen kommt. Wenn die schwindenden Fischbestände immer schwieriger zu fangen sind, wird technisch aufgerüstet und mit immer rabiateren Methoden gefischt – was neben hohen Kosten und dem Niedergang der betroffenen Zielarten auch Schäden an Begleitarten und dem Meeresboden zur Folge haben kann. Unwirtschaftlichkeit, Bestandsrückgang, unverwertete Beifänge und Habitatzerstörung sind damit die scheinbar unvermeidbaren Begleiterscheinungen unserer modernen hochtechnisierten Fischereien.

Die EU und viele einzelne Länder auf der ganzen Welt haben angesichts der sich häufenden Meldungen von Überfischung und Umweltschäden damit begonnen, nach neuen Wegen für eine umweltverträgliche und auf Dauer angelegte Fischerei zu suchen. Die wissenschaftlichen Grundlagen hierfür wurden in den vergangenen Jahren z.B. in den Arbeitsgruppen des ICES (International Council for the Exploration of the Sea) gelegt. Mit den neuen Instrumenten „Vorsorgeansatz“, „Mehrartenmanagement“ und „Ökosystemansatz“ sollen Fischereien zukünftig so gelenkt werden, dass sie sich nicht ihre eigenen Grundlagen entziehen und im Ökosystem keine irreversiblen Schäden bewirken.

Die neue Politik wird zunächst zu schmerzlichen Eingriffen führen, vor allem bei der notwendigen starken Reduktion der Fangkraft (d.h. der Anzahl und Leistung der Schiffe), auf lange Sicht aber zu stabileren und vor allem umweltverträglicheren Fischereien führen. Die Belange der Umwelt, wie die Biodiversität der marinen Habitate und die Einrichtung von Schutzgebieten im Meer werden als gleichberechtigte Ziele neben die Gewinnung von hochwertigem Fischeiweiß für die menschliche Ernährung treten.

Grundlage für eine solche Politik muss die bestmögliche wissenschaftliche Kenntnis von den natürlichen Zusammenhängen im Meer und den menschlichen Einflüssen auf die marinen Ökosysteme sein. Fischereiforschung, Fangtechnik, Ökologie, Meeresumweltforschung, Sozioökonomie und andere Disziplinen müssen deshalb gemeinsam dieses Wissen erarbeiten und der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung stellen.

Ein wichtiger Faktor in diesem Prozess sind interdisziplinäre Zusammenfassungen des Kenntnisstandes, wie sie der vorliegende Band von „MEER UND MUSEUM“ leisten will. In der Zusammenschau der vielen unterschiedlichen Annäherungen an das gemeinsame Thema „Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee“ werden neue Erkenntnisse und Erfahrungen vermittelt, die zu einem besseren Verständnis der uns fremden Unterwasserwelt mit ihren komplizierten ökologischen Wechselwirkungen beitragen können. Die Vermittlung dieser Kenntnis kann helfen, die gesellschaftliche Akzeptanz für die notwendigen Steuerungs- und Erhaltungsmaßnahmen für eine produktive Fischerei und den Erhalt einer intakten Meeresumwelt für zukünftige Generationen zu verbessern.

Direktor und Professor Dr. Gerd Hubold
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Seefischerei
Hamburg

Fische und Wirbellose der Ost- und Nordsee im Meeresaquarium des Deutschen Meeresmuseums

Karl-Heinz Tschiesche und Jutta Randzio

Das Meeresaquarium im Deutschen Meeresmuseum

Die Verbindung musealer Ausstellungen mit der Haltung lebender Meerestiere hat im Meeresmuseum eine lange Tradition. Bereits bei der Eröffnung des Natur-Museums im Jahre 1951 erregten einige kleine Meeresaquarien die besondere Aufmerksamkeit der Besucher. Mit dem ständigen Wachstum und der Spezialisierung des Museums veränderten sich auch Größe und Inhalt der Aquarien. Im Gegensatz zu früher werden heute ausschließlich Meerestiere gehalten. Die wirbellosen Tiere, die Knorpel- und Knochenfische sowie die Meeresschildkröten sind als lebendige Ergänzung und Bereicherung der maritimen Themen in den Schauvitrienen zu werten. Hinter der Kombination der Ausstellungen mit den Aquarien steckt also ein anderes Grundkonzept als bei der Aquarientierhaltung z.B. in Zoologischen Gärten. Das Stralsunder Aquarium ist keine selbständige Einrichtung, sondern eine Abteilung des Meeresmuseums, die allerdings eine sehr hohe Anziehungskraft auf die Besucher ausübt.

So wie die Aufgabenstellung des Museums nicht lokal begrenzt ist, sondern meereskundliche und meeresbiologische Aspekte weltweit berücksichtigt, so zeigen die Aquarien Organismen aus den unterschiedlichsten Regionen der Weltmeere.

Im Erdgeschoß der frühgotischen Katharinenhalle gelangt der Besucher nach einigen Ausstellungsvitrinen an die ersten vier mittelgroßen Aquarien. Sie sind als Einstimmung auf das Leben im Meer gedacht. Zwei Becken beinhalten Tiere der tropischen Korallenriffregion, in einem Aquarium ist ein Ausschnitt einer Mangrovenküste nachgebildet und ein weiteres Becken zeigt Lebewesen der kalten Meere. Nach zwei weiteren interessant gestalteten Ausstellungsetagen und einem Rundgang durch Ostseeausstellungen erreicht man den eigentlichen, gegliederten Aquarienbereich.

In sieben Schaubecken mit insgesamt 35.000 l sichtbarem Wasser (50.000 l im Kreislauf) werden Tiere der Boddengewässer und der Ostsee gezeigt (Becken 11 bis 17). Sieben weitere Aquarien mit 35.000 l (Kreislauf 50.000 l) geben einen Einblick in die Tierwelt der Nordsee (Becken 5 bis 10).

An diese Aquarienbereiche mit kaltem Wasser schließen sich 18 Aquarien für Tiere der subtropischen und tropischen Regionen an. Die Aquariengrößen liegen zwischen 50 l und 50.000 l (Becken 18 bis 35, Kreislaufwassermenge 123.000 l). Ein Großaquarium für Meeresschildkröten und große

tropische Fische mit ca. 400.000 l Inhalt befindet sich im Bau.

Die Ostsee- und Nordseebecken

Technische Bedingungen

Bedingt durch die baulichen Gegebenheiten und die historische Entwicklung des Aquariums gelangt der Besucher zuerst in den Nordseebereich (Abb. 1), um danach die Ostseeanlage zu durchschreiten. Die unterschiedlichen Salzgehalte der beiden Abteilungen erfordern getrennte Filterkreisläufe. Während die Ostseeaquarien Wasser mit etwa 1- 1,5% Salzgehalt beinhalten, sind die Nordseeaquarien mit 3%igem Meerwasser gefüllt. Beide Wasserkörper müssen gekühlt werden. Ohne starke Kühlsysteme würden die Wassertemperaturen durch die Beleuchtung, die hohen Besucherzahlen und andere Einflüsse im Sommer auf tropische Werte ansteigen und eine Haltung von Tieren aus kalten Meeren unmöglich machen. Die Temperaturen müssen etwa dem natürlichen Jahresverlauf folgen und maximal 18°C im Sommer und etwa 10°C im Winter betragen.



Abb. 1: Blick in den Nordseebereich des Meeresaquariums.

Der technische Aufwand zur erfolgreichen Betreuung der Kaltwasser-Meeresaquarien ist zusätzlich zur Kühlung relativ hoch. Er sei hier kurz dargestellt: Das Wasser fließt aus den Schauaquarien über einen Vorfilter zum Abfangen größerer Abfallteile. Dieser wird täglich gereinigt. Im Anschluss gelangt es in die unverzichtbaren Eiweißabschäumer. In ihnen wird das Wasser mit feinsten Luftbläschen intensiv verwirbelt. An der Oberfläche der Gasbläschen lagern sich Eiweiße an, die als dicker Schaum aus dem Wasser

ausgeschieden werden, bevor sie in giftig wirkende Abbauprodukte zerfallen. Durch die reinigende Wirkung der Abschäumer ist das Meerwasser wesentlich länger in den Aquarien zu belassen. Trotzdem kann auf das regelmäßige teilweise Auswechseln des alten gegen frisches, neu angesetztes Meerwasser nicht verzichtet werden. Die nächste Reinigungsstufe ist der Biofilter, in dem nitrat- und nitritspaltende Bakterien ihre Tätigkeit verrichten. Das so mechanisch und chemisch gereinigte Wasser gelangt in eine Reinwasserkammer, von wo es mit starken Pumpen in die Schaubecken zurückbefördert wird. Auf diesem Weg werden als Bypass noch Spezialkohlefilter und UV-Entkeimer dazwischengeschaltet. Alle ein bis zwei Stunden passiert der gesamte Wasserkörper eines Aquariums diese genannten Stufen der Filteranlagen. Für das Herstellen des künstlichen Aquarienwassers aus gereinigtem Trinkwasser und handelsüblichem Meersalz werden z. Zt. jährlich etwa 20 Tonnen Salzgemisch benötigt.

Zusätzlich zu einer guten Filterung sind ständig die Wasserwerte zu überprüfen, damit bei ungünstigen Werten sofort die erforderlichen Maßnahmen eingeleitet werden können.

Nur die richtige Wartung der Aquarientechnik, die ständige Kontrolle der Wasserwerte und eine verantwortungsvolle Tierpflege gewährleisten einen gesunden und attraktiven Tierbestand über lange Zeiträume.

Der Tierbestand

Tierbeschaffung

Die möglichst vielseitige Besetzung der Kaltwasser-Aquarien gestaltet sich wesentlich schwieriger als die der tropischen Becken. Für letztere kann man nahezu jede Tierart über ein ausgedehntes Händlernetz beziehen. Mit lebenden Tieren aus den kalten Meeren wird dagegen kaum Handel betrieben. Die Tiere für die Ostseeaquarien fangen Mitarbeiter des Museums zum Teil selbst. Sie nutzen z.B. einen Forschungskutter von Hiddensee, um vor der Küste zu dredgen.



Abb. 2: Seestichling (*Spinachia spinachia*) im Ostseebereich des Meeresaquariums.

Durch diese Methode werden u. a. Strandkrabben, Garnelen, Gras- und Schlangennadeln, Seestichlinge und Seehasen gefangen (Abb. 2).

Auch bei Einsätzen der Forschungstaucher des Museums in den heimischen Küstengewässern und in nördlicheren Meeresgebieten werden gezielt Arten, die mit anderen Fischereimethoden kaum zu erhalten sind, gefangen.

Sehr wichtig ist ein guter Kontakt zu den Küstenschern. Von ihnen sind nicht nur lebende Aquarientiere zu erhalten, sondern auch die benötigten Futterfische für die Aquarientiere. Häufig rufen Fischer an und melden ein Tier, das sie noch nie oder äußerst selten in ihren Netzen hatten. So kam zum Beispiel der z. Zt. älteste Fisch des Aquariums in das Deutsche Meeresmuseum. Im Oktober 1968 kam aus Ückerkmünde die Nachricht, dass drei Störe gefangen wurden. Das Interesse des damaligen Aquarienleiters, Rodolph Jonas, war verständlicherweise groß. Mit Plastikschräuchen als Transportverpackung fuhr er mit einem Taxi nach Usedom, denn ein eigenes Auto besaß das Museum noch nicht. Auf dem Rückweg zerschnitten die aufgeregten Tiere mit ihren Knochenplatten die Schläuche, und schnellstens musste eine Plastikwanne gekauft werden. Mit der Wanne auf dem Schoß und durchnässten Hosen, aber lebenden Stören, kam Rudolph Jonas in Stralsund an. Es handelte sich um Waxdicks (*Acipenser gueldenstaedtii*). Ein Exemplar davon hat bis heute überlebt und ist mit seinen 34 Aquarienjahren (Lebensalter etwa 39 Jahre) der dienstälteste „Mitarbeiter“ des Meeresmuseums überhaupt (Abb. 3).



Abb. 3: Dieser Waxdick (*Acipenser gueldenstaedtii*) lebt seit 34 Jahren im Aquarium des Deutschen Meeresmuseums.

Neben „Lippfischen, großen Welsen, einem Meeraal (*Conger conger*) und anderen Fischarten, wurde uns in jüngster Zeit im Oktober 1999 ein großer Flusaal (*Anguilla anguilla*) aus dem Strelasund vom Fischer Paul Hübner übergeben (Abb. 4). Er und seine Kollegen können sich nicht erinnern, dass ein so großer Aal schon einmal hier gefangen wurde. Mit der Länge von 1,30 m und einem Gewicht von genau 5 kg han-



Abb. 4: Übergabe eines großen Flussaals (*Anguilla anguilla*) aus dem Strelasund durch den Fischer Paul Hübner (rechts) an die Mitarbeiter des Aquariums des Deutschen Meeresmuseums Dr. Karl-Heinz Tschiesche (links) und Harald Lüdtko (Bildmitte) am 15. Oktober 1999.

delte es sich um ein Weibchen, das sich wohl auf der Laichwanderung befand. Bis zum heutigen Tag ist bei diesem Tier noch keine Nahrungsaufnahme beobachtet worden.

Noch schwieriger als für den Ostseebereich dargestellt, gestaltet sich die Tierbeschaffung aus nördlichen Meeren. Hier sind andere Aquarieneinrichtungen wichtige Partner. Aber ob ein Austausch von Tieren mit dem Multimar-Wattforum in Tönning, dem Sea Life Centre am Timmendorfer Strand oder dem großen Aquarium im Nordseemuseum in Hirtshals (Nord-Dänemark) erfolgt, in jedem Falle müssen die erworbenen Tiere die langen Transportwege überstehen. Hinzu kommt, dass die nordischen Arten stets in kaltem Wasser befördert werden müssen. Eine nützliche Einrichtung, um Tiere zu erhalten, ist ein Fish-Flash, der von der Wilhelma in Stuttgart zusammengestellt und publiziert wird. Die meisten größeren Schauaquarien Europas suchen oder bieten hier auch Kaltwassertiere an. Aber auch bei dieser Form der Tierbeschaffung sind häufig lange Transportwege, z.B. aus der Bretagne, aus England oder Norwegen zurückzulegen.

Transport und Eingewöhnung der Tiere

Nicht nur der Transport, sondern auch die Eingewöhnung von Wildfängen an die neue Umwelt im Aquarium verläuft nicht immer problemlos. Grundsätzlich werden bei uns ankommende Tiere langsam an die Wasserverhältnisse des jeweiligen Aquariums angeglichen. Dem Transportwasser wird über einen dünnen Schlauch langsam fließend oder tropfend das Beckenwasser zugesetzt. Das dauert umso länger, je weiter die wichtigen Parameter wie Salzgehalt, Temperatur und pH-Wert zwischen dem Transport- und Aquarienwasser auseinanderliegen. Auch ist die Empfindlichkeit der Tierarten recht unterschiedlich. Besonders vorsichtig muss dabei mit Stachelhäutern,

wie Seesternen, Seeigeln und Seegurken umgegangen werden. Das Wassergefäßsystem (Ambulacralsystem) dieser Tiere ist auf das jeweilige Milieu ihres natürlichen Vorkommens abgestimmt. Plötzliche Änderungen des osmotischen Drucks können zu starken Schädigungen oder zum Tode führen. Bei verschiedenen Fischarten der Ost- und Nordsee spielt die Empfindlichkeit der Schleimhaut oder des Schuppenkleides eine ganz wichtige Rolle. Bei einem Tiertransport aus Hirtshals (Dänemark) erhielten wir einen Schwarm Bastardmakrelen (*Trachurus trachurus*). Aus dem riesigen Hälterungsbecken mit Frischwasserdurchlauf fingen die dortigen Kollegen die flinken Tiere mit großen Keschern heraus. Bereits in den Fanggeräten scheuerten sich die Fische an den Netzmaschen oder gegenseitig. Der Transport mit Kühlwagen und Wasserkreislauf war aufwendig, verlief jedoch sehr gut. Nach wenigen Tagen begannen die vorher unsichtbaren Schädigungen an den Schleimhäuten zu verpilzen. Es bildete sich ein grau-weißer Belag. Von etwa 40 Tieren lebten nach einem Monat nur noch 5 Tiere. Noch empfindlicher reagieren Heringe (*Clupea harengus*). Sie verlieren ihre Schuppen schon beim Anschauen! Nur mit Eimern einzeln aus Reusen mit ganz wenigen Fischen herausgefangen, ergibt sich eine Chance, allmählich einen Schwarm aufzubauen. Es gibt auch Arten, die unempfindlicher sind, wie z.B. Aalmuttern (*Zoarces viviparus*), Seeskorpione (*Myoxocephalus scorpius*), Seehasen (*Cyclopterus lumpus*) oder Aale (*Anguilla anguilla*). Nach dem Einsetzen der Tiere in die Quarantänebecken oder die Schauaquarien kommt die Phase der Eingewöhnung und der Futteraufnahme. Neuzugänge werden nicht selten als Lebendfutter betrachtet, oder sie werden ständig verjagt und gebissen, so dass sie nicht an das Futter gelangen. Oft wird auch die Nahrungsaufnahme verweigert und der Tierpfleger muss versuchen, aus der Palette des Möglichen das geeignete Futter herauszufinden, das die Tiere annehmen. Mitunter ist auch im Aquarium zu der in der tiergärtnerischen Praxis nicht üblichen Methode der Zwangsfütterung gegriffen worden, um ein Verhungern zu verhindern.

Futter und Fütterung

In ihren natürlichen Lebensräumen steht den Wirbellosen und Fischen eine breite Nahrungspalette zur Verfügung, die in der Regel den Bedarf an lebensnotwendigen Bestandteilen enthält. In den Aquarien sind die Tiere auf das verabreichte Futter angewiesen. Um eine ausreichende und artgerechte Versorgung zu gewährleisten, ist auf die richtige Auswahl des Futters und dessen Verabreichung durch die Tierpfleger größte Sorgfalt zu verwenden. Durch theoretisches Wissen über die Biologie der Pfleglinge sowie eigene Beobachtungen und Erfahrungen muss der Tierpfleger die geeigneten Futterarten herausfinden. Dabei spielt auch eine abwechslungsreiche Kost eine wichtige Rolle. Bei den Seeanemonen (*Actiniaria*) z.B. ist

die Art der Nahrung schon am Bau der Tentakel erkennbar. Die Seenelken (*Metridium senile*) mit ihren etwa 1000 zarten Tentakeln können nur feinste schwebende Partikel aus dem Wasser filtern. Die Seedahlien (*Tealia felina*) dagegen besitzen nur etwa über 100 Tentakeln, die jedoch wesentlich dicker sind und auch große Futterbrocken bewältigen. Aus diesem Grunde erhalten Seedahlien Garnelen, Krill oder Fischstücke etwa zweimal in der Woche auf die Fangarme gelegt. Im Becken mit den Seenelken werden dagegen fein zerkleinerte Schwebegarnelen, Salinenkrebchen oder ein staubfeines, künstlich hergestelltes Futter verabreicht.

Ähnlich gestaltet sich die Fütterung der Weichtiere (*Mollusca*), z.B. der Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), der Islandmuscheln (*Cyprina islandica*) oder der Pilgermuscheln (*Pecten maximus*). Das klare, ständig über Filter und Eiweißabschäumer laufende Aquarienwasser bietet diesen Filtrierern keine natürliche Futtergrundlage. Wenn das Schwebfutter von den Pflegern in das Becken gegeben wird, müssen die Wasserkreisläufe für einige Zeit abgestellt werden, damit für die Tiere Zeit genug zur Nahrungsaufnahme bleibt.

In den Nordseeaquarien leben auch viele Stachelhäuter (*Echinodermata*). Die meisten Seeigel, z.B. der Essbare Seeigel (*Echinus esculentus*), weiden den Aufwuchs der Aquariendekoration ab. Sie sammeln aber auch tierische Futterreste auf. Die Eisseesterne (*Marthasterias glacialis*) oder der Gemeine Seestern (*Asterias rubens*) erbeuten sehr gern Miesmuscheln (Abb. 5). Sie bekommen aber auch andere tierische Futterstücke angeboten.



Abb. 5: Verschiedene Farbvarianten des Gemeinen Seesterns (*Asterias rubens*).

Krebstiere, z.B. Strandkrabben (*Carcinus maenas*), Taschenkrabbe (*Cancer pagurus*), Wollhandkrabben (*Eriocheir sinensis*), Europäische Langusten (*Palinurus elephas*) oder Europäische Hummer (*Homarus gammarus*) bekommen vorwiegend Fischstücke mit Gräten (Abb. 6). Sie benötigen diese Substanzen, um ihren Panzer wieder aufzubauen. Nach den wachstumsbedingten Häutungen der Krabbe werden auch oft die abgestreiften Panzer im Becken liegengelassen.



Abb. 6: Europäische Hummer (*Homarus gammarus*) werden vorwiegend mit Fischstücken gefüttert, die Gräten enthalten.

Bei einem Hummer wurde bei der Nahrungsaufnahme eine interessante Beobachtung gemacht: ähnlich wie ein Hund vergrub er einen zu großen Futterbrocken tief im Bodengrund, um ihn dann ein paar Tage später wieder auszubuddeln und weiter zu fressen. Aus diesen Beispielen wird auch ersichtlich, dass die Vergesellschaftung von unterschiedlichen Arten allein wegen des Nahrungsanspruchs gut überlegt sein muss.

Auch die Fütterung der Fische stellt die Tierpfleger oft vor Probleme. Für kleine Arten oder Jungfische sind die Schwebegarnelen (*Mysidacea*) ein ideales und natürliches Futter. Sie treten im Sommer in Riesenschwärmen auf, werden dann von den Mitarbeitern in großen Mengen gefangen, lebend verfüttert und auch als Wintervorrat eingefroren. Auch noch kleineres Futterplankton wird oft benötigt. Deshalb werden Salinenkrebislarven (*Artemia salina*) aus Eiern zum Schlüpfen gebracht, mit Phytoplankton angefüllt und danach den Tieren als Nahrung angeboten. Salinenkrebse müssen in verschiedenen Größenstufen möglichst immer zur Verfügung stehen, denn auch sie sind ein ideales Futter für viele Wirbellose und Jungfische.

Größere Fische wie z.B. Flundern (*Pleuronectes flesus*), Steinbutte (*Scophthalmus maximus*) und andere Plattfische, oder Kabeljau (*Gadus morhua*), Köhler (*Pollachius virens*), Meerforellen (*Salmo trutta*), Rochen (*Raja spec.*) und aus der Störverwandtschaft die gezüchteten Bester und der Waxdick (*Acipenser gueldenstaedtii*) fressen zumeist ganze Kleinfische, z.B. Sandaale (*Ammodytes tobianus*) oder geschnittene Fischstücke verschiedener Arten sowie Kalmare. Regelmäßig wird das Futter mit Jodpräparaten oder Vitaminen versehen, da trotz abwechslungsreicher Fütterung die natürliche Nahrungspalette der Tiere nie erreicht werden kann. Auch verschiedene Medikamente, falls erforderlich, lassen sich über das Futter verabreichen.

Erkrankungen und ihre Behandlung

Alle Maßnahmen in den Aquarien sind auf eine lange Lebensdauer und die Gesundheit der Tiere ausge-

richtet. Es ergeben sich aber trotzdem verschiedene Ursachen, die zum Ausbruch von Krankheiten an einzelnen Individuen oder in einem ganzen Tierbestand führen. Beginnen sessile Anemonen zu wandern, wechseln also mehrfach ihren Standort, kann das ein Anzeichen für sich verschlechternde Verhältnisse sein. Mehrere Faktoren wie Licht, Strömung, Temperatur oder die chemischen Wasserwerte müssen untersucht und gegebenenfalls korrigiert werden. Bleiben häufig sichtbare Tiere länger als üblich in ihren Verstecken oder zeigen sich gar nicht mehr, ist auch große Aufmerksamkeit vonnöten. Unübliche Schwimmweisen bei Fischen, das Schubbern der Haut an Steinen und dem Bodengrund oder verblasende Farben sind untrügliche Zeichen von Unwohlsein. Die Ursachen sind möglichst schnell zu erkunden und abzustellen. Auch Geschwüre treten gelegentlich auf, z.B. die Blumenkohlkrankheit an Aalen und Plattfischen. Während die Bekämpfung hautparasitärer Erkrankungen durch Zugabe eindämmender Substanzen in den Wasserkreislauf selbst durchgeführt wird, muss bei operativen Eingriffen oder erforderlichen Injektionen tierärztliche Hilfe in Anspruch genommen werden. Eine regelmäßige veterinärmedizinische Betreuung ist auch in einem Aquarium mit größerem Tierbestand, ähnlich wie in einem Tierpark, unverzichtbar.

Innengestaltung der Aquarien

Die Besucher eines Schauaquariums zeigen sich sehr zu Frieden, wenn sie einen interessanten und gesunden Tierbestand in gepflegten und gut eingerichteten Aquarien vorfinden. Sie erleben dabei wenig von der komplizierten Wasseraufbereitung und den oft mühsamen Reinigungsarbeiten der Tierpfleger. Was aber sehr bewusst wahrgenommen wird, ist die Inneneinrichtung der Becken. Sie sollte weitestgehend einen Einblick in die natürlichen Lebensräume der betreffenden Tierarten gewähren. Neben der Vermittlung eines Eindrucks vom Unterwasser-Lebensraum der Tiere bietet eine gelungene Aquariendekoration das lebensnotwendige naturnahe Umfeld. So benötigen Höhlenbewohner genügend Schlupfwinkel, Bodenbewohner ausreichende Liegeplätze und Freiwassertiere einen großen Schwimmraum.

Für die Innengestaltung können unterschiedliche Materialien verwendet werden. Bei der Innengestaltung der Ost- und Nordseeaquarien konnte kaum auf Naturmaterialien zurückgegriffen werden. Eine Felsküste mit Naturgestein zu gestalten, bringt erhebliche Transport- und Einbauprobleme mit sich. Um die Einbauten auch möglichst leicht zu halten, wurden die gewünschten Formen aus großen Pourschaumblöcken herausgearbeitet. Diese wurden von einer Rügener Bootsbaufirma im Spritzverfahren mit Polyesterlaminat beschichtet. Museumsmitarbeiter haben danach die farbliche Gestaltung und Oberflächenstrukturie-

rung selbst vorgenommen. Nach der erforderlichen Entgiftungsprozedur wurden die Blöcke in die Aquarien eingebaut. Nach der Einlaufphase stellte sich der Algenbewuchs auf den anfangs sterilen Flächen ein und die künstlichen Unterwasserbiotope wirken daher sehr naturnah.

In diese Aquarien wurden zusätzlich Originalteile aus dem Freiwasser eingebracht, z.B. bealigte Kreidblöcke, alte Holzteile wie Poller, Wrackteile oder Baumwurzeln und bewachsene Schiffstampen. In anderen Bereichen des Aquariums wurden auch völlig andere Gestaltungsmethoden angewandt, die hier jedoch nicht weiter behandelt werden können.

Eine Zukunftsvision

Die mehr als 80 Arten Wirbellose (Tabelle 1) und über 40 Fischarten (Tabelle 2) aus Ost- und Nordsee werden z. Zt. in 14 Schauaquarien präsentiert. Das größte Aquarium des Kaltwasserbereiches mit einer Länge von 6 m fasst 20.000 l. Die anderen Becken liegen zwischen 2.000 l und 8.000 l Wasserinhalt.

Diese Angaben zeigen, dass nur eine gewisse Tierauswahl gehalten werden kann. Die Möglichkeiten, große und repräsentative Individuen oder Schwärme zu zeigen, stößt schnell an räumliche Grenzen.

Die gebotene Chance, auf der Hafensinsel der Stadt Stralsund einen großen Neubau zu errichten, wurde vom DMM begeistert aufgenommen und in die Wege geleitet.

In dem bereits in Planung befindlichen OZEANEUM werden neben Ausstellungen zu den Weltmeeren die Schauaquarien einen dominierenden Platz einnehmen. Es ist vorgesehen, nur die Lebenswelt der kalten, nördlichen Meere zum Thema zu wählen. Die Farben- und Formenvielfalt subtropischer und tropischer Meerestiere wird weiterhin im Stammhaus des Meeresmuseums am Katharinenberg präsentiert.

Folgende „Story“ liegt dem Konzept des Aquariums im OZEANEUM zugrunde:

Der Besucher begibt sich auf eine Unterwasserreise. Er erlebt als erstes die Unterwasserwelt der Hafensmauern und Molen, bevor er zu den Seegraswiesen und Kreidkliffs vor Rügen gelangt. Dann lernt er den Lebensraum der Schärenküste kennen.

Auf der Weiterreise nach Norden erlebt der Besucher eindrucksvoll Ebbe und Flut und lernt die Anpassungen vieler Organismen an diesen extremen Lebensraum kennen, aber auch das Wattenmeer. Noch weiter nördlich erreicht er schließlich die nordischen Felsküsten. Hier sieht er nicht nur Meerestiere, sondern auch die Vogelwelt, die auf den Felsen brütet und von den Meerestieren lebt. Über einen kurzen Abstecher in das Polarmeer, die Welt des ewigen Eises, gelangt er dann endlich in den großen, freien Wasserraum, das Pelagial, mit den charakteristischen Fischschwärmen.

In mehreren Millionen Liter Wasser werden also die unterschiedlichsten nördlichen Lebensräume mit ihrer Tier- und Pflanzenwelt gezeigt. Ist das alles nur ein Traum, ein heimlicher Wunsch? Nein! Das ausführende Architekturbüro wurde be-

reits über einen internationalen Architektenwettbewerb, an dem 400 Bewerber teilnahmen, ermittelt. Die konkreten Planungsarbeiten sind angelaufen, der Baubeginn wird 2004 erwartet. Eine Vision nimmt reale Gestalt an.

Tabelle 1: Wirbellose in den Nord- und Ostseeaquarien des Deutschen Meeresmuseums.

Familie	Trivialname	Wissenschaftliche Bezeichnung
Actiniidae (Anemonen)	Seedahlie	<i>Taelia felina</i>
	Purpurrose	<i>Actinia equina</i>
	Fleckenanemone	<i>Cnidopus japonica</i>
	Orientalische Weißfleckenanemone	<i>Anthopleura orientalis</i>
	Witwenrose	<i>Sagartia viduata</i>
	Wachsrose	<i>Anemonia sulcata</i>
Aiptasiidae (Glasrosen)	Glasrose	<i>Aiptasia diaphana</i>
Alcyoniidae (Weichkorallen)	Meerhand	<i>Alcyonium digitatum</i>
Alpheidae (Knallkrebse)	Knallkrebs	<i>Alpheus spec.</i>
Aplysiidae (Seehasen)	Seehase	<i>Aplysia spec.</i>
Aporrhaidae (Pelikanfüße)	Pelikanfuß	<i>Aporrhais pes-pelicani</i>
Asteroiidae (Seesterne)	Gemeiner Seestern	<i>Asterias rubens</i>
	Eisseestern	<i>Martasterias glacialis</i>
Astropectinidae (Kammseesterne)	Nordischer Kammstern	<i>Astropecten irregularis</i>
Axinellidae (Gemeine Schwämme)	Gelber Schwamm	<i>Axinella damicornis</i> mit Bewuchs <i>Parazoanthus axinellae</i>
Buccinidae (Wellhornschnellen)	Wellhornschnelle	<i>Buccinum undatum</i>
Canceridae (Taschenkrebse)	Taschenkrebs	<i>Cancer pagurus</i>
Cardiidae (Herzmuscheln)	Herzmuschel	<i>Cerastoderma edule</i>
Caryophylliidae	Nelkenkoralle	<i>Caryophyllia smithii</i>
Cerianthidae (Zylinderrosen)	Nordeuropäische Zylinderrose	<i>Cerianthus lloydii</i>
	Mittelmeerzylinderrose	<i>Cerianthus membranaceus</i>
Cionidae (Schlauchseescheiden)	Gelbe Seescheide	<i>Ciona intestinalis</i>
Crangonidae (Sandgarnelen)	Sandgarnele	<i>Crangon crangon</i>
Cypraeidae (Porzellanschnellen)	Braune Porzellanschnelle	<i>Cypraea lurida</i>
Donacidae (Stumpfmuscheln)	Gestutzte Dreiecksmuschel	<i>Donax trunculus</i>
Echinasteridae (Blutsterne)	Purpustern	<i>Echinaster sepositus</i>
Echinidae (Echte Seeigel)	Steinseeigel	<i>Paracentrotus lividus</i>
	Langstacheliger Seeigel	<i>Echinus acutus</i>
	Essbarer Seeigel	<i>Echinus esculentus</i>
	Strandseeigel	<i>Psammechinus miliaris</i>
Faviidae (Steinkorallen)	Rasenkoralle	<i>Cladocora caespitosa</i>
Galatheididae (Furchenkrebse)	Bunter Furchenkrebs	<i>Galathea strigosa</i>
Gorgoniidae (Rindenkorallen)	Blaurote Hornkoralle	<i>Lophogorgia ceratophyta</i>
Grapsidae (Quadratkrabben)	Rennkrabbe	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>
	Chinesische Wollhandkrabbe	<i>Eriocheir sinensis</i>
Haliclonidae (Gemeine Schwämme)	Bräunlicher Zylinderschwamm	<i>Siphonochalina crassa</i>
Holothuriidae (Schildtentakel-Seewalzen)	Röhrenseegurke	<i>Holothuria tubulosa</i>
	Variable Seegurke	<i>Holothuria forskáli</i>

Tabelle 1: Fortsetzung.

Homaridae (Hummer)	Hummer	<i>Homarus americanus</i>
	Europäischer Hummer	<i>Homarus gammarus</i>
Lepadidae (Entenmuscheln)	Entenmuschel	<i>Lepas anatifera</i>
Limulidae (Schwertschwänze)	Pfeilschwanzkrebs	<i>Limulus polyphemus</i>
Littorinidae (Strandschnecken)	Gemeine Strandschnecke	<i>Littorina littorea</i>
Majidae (Seespinne)	Gespensterkrabbe	<i>Macropodia rostrata</i>
	Große Seespinne	<i>Maja squinado</i>
	Nordische Seespinne	<i>Hyas araneus</i>
Metridiidae (Seenelken)	Seenelke	<i>Metridium senile</i>
Bryozoa, Myriazoidae (Moostierchen)	Trugkoralle	<i>Myriapora truncata</i>
Mysidae (Schwebegarnelen)	Schwebegarnele	<i>Neomysis integer</i>
Mytilidae (Miesmuscheln)	Miesmuschel	<i>Mytilus edulis</i>
Octopodidae (Kraken)	Krake	<i>Octopus vulgaris</i>
Ophiidermatidae (Schlangensterne)	Brauner Schlangensterne	<i>Ophioderma longicaudum</i>
Ophiocomidae (Schlangensterne)	Schwarzer Schlangensterne	<i>Ophiocoma nigra</i>
Ophiolepidae (Schlangensterne)	Schlangensterne	<i>Ophiura spec.</i>
Ostreidae (Austern)	Europäische Auster	<i>Ostrea edulis</i>
Paguridae (Einsiedlerkrebse)	Bernhardkrebs	<i>Eupagurus bernhardus</i>
	Einsiedler mit Schmarotzerrosen	<i>Eupagurus mit Calliactis</i>
Palaemonidae (Felsengarnelen)	Ostseegarnele	<i>Palaemon squilla</i>
Palinuridae (Langusten)	Europäische Languste	<i>Palinurus elephas</i>
Patellidae (Napfschnecken)	Napfschnecke	<i>Patella spec.</i>
Pectinidae (Kammuscheln)	Siebenstrahlige Kammuschel	<i>Pseudamussium sepemradiatum</i>
	Große Pilgermuschel	<i>Pecten maximus</i>
Pinnidae (Steckmuscheln)	Große Steckmuschel	<i>Pinna nobilis</i>
Plexauridae (Rindenkoralen)	Gelbe Fächerkoralle	<i>Eunicella cf. verrucosa</i>
Diazonidae (Seescheiden)	Kugelascidie	<i>Diazona violacea</i>
Portunidae (Schwimmkrabben)	Sandkrabbe	<i>Polybius henslowii</i>
	Blaukrabbe	<i>Portunus holsatus</i>
	Gemeine Strandkrabbe	<i>Carcinus maenas</i>
Pyuridae (Faltenkiemen-Seescheiden)	Rote Seescheide	<i>Halocynthia papillosa</i>
Ranellidae (Tritonen)	Knotiges Tritonshorn	<i>Charonia rubicunda</i>
Sabellidae (Fächerwurm)	Schraubensabelle	<i>Spirographis spallanzani</i>
Scyllaridae (Bärenkrebse)	Großer Bärenkrebs	<i>Scyllarides latus</i>
Spatangiidae (Herzseeigel)	Leier-Herzigel	<i>Brissopsis lyrifera</i>
Stichopodidae (Vierkant-Seewalzen)	Zitter-Seewalze	<i>Parastichopus tremulus</i>
Suberitidae (Korkschwämme)	Meerorange	<i>Suberites domuncula</i>
Toxopneustidae (Giftangenseeigel)	Violetter Seeigel	<i>Sphaerechinus granularis</i>
Turritidae (Turmschnecken)	Turmschnecke	<i>Turitella spec.</i>
Xanthidae (Rundkrabben)	Italienischer Taschenkrebs	<i>Eriphia verrucosa</i>
	Amerikanische Brackwasserkrabbe	<i>Rithropanopeus harrisi</i>

Tabelle 2: Fische in den Nord- und Ostseeaquarien des Deutschen Meeresmuseums.

Familie	Trivialname	Wissenschaftliche Bezeichnung
Acipenseridae (Störe)	Waxdick	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>
	Bester	Hybrid (Beluga / Sterlet) (<i>Huso huso</i> x <i>Acipenser ruthenus</i>)
	Atlantischer Stör	<i>Acipenser oxyrinchus</i>
Anguillidae (Aale)	Flussaal	<i>Anguilla anguilla</i>
Blenniidae (Schleimfische)	Pfauenschleimfisch	<i>Blennius pavo</i>
	Gehörnter Schleimfisch	<i>Blennius tentacularis</i>
	Gestreifter Schleimfisch	<i>Parablennius gattorugine</i>
Bothidae (Butte)	Steinbutt	<i>Scophthalmus maximus</i>
Callionymidae (Leierfische)	Gestreifter Leierfisch	<i>Callionymus lyra</i>
Coregonidae (Renken)	Ostseeschnäpel	<i>Coregonus lavaretus baltica</i>
Cottidae (Groppen)	Seebulle	<i>Taurulus bubalis</i>
	Seeskorpion	<i>Myoxocephalus scorpius</i>
Cyprinidae (Karpfentische)	Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>
Gadidae (Dorsche)	Kabeljau / Dorsch	<i>Gadus morhua</i>
	Köhler	<i>Pollachius virens</i>
	Fünfbärtelige Seequappe	<i>Ciliata mustela</i>
Gasterosteidae (Stichlinge)	Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
	Seestichling	<i>Spinachia spinachia</i>
Gobiidae (Grundeln)	Strandgrundel	<i>Pomatoschistus microps</i>
	Sandgrundel	<i>Pomatoschistus minutus</i>
Labridae (Lippfische)	Gefleckter Lippfisch	<i>Labrus bergylla</i>
	Klippenbarsch	<i>Ctenolabrus rupestris</i>
Moronidae (Seebarsche)	Wolfsbarsch	<i>Dicentrarchus labrax</i>
Mugilidae (Meeräschen)	Meeräsche	<i>Mugil spec.</i>
Pholidae (Butterfische)	Butterfisch	<i>Pholis gunellus</i>
Pleuronectidae (Schollen)	Scholle	<i>Pleuronectes platessa</i>
	Flunder	<i>Pleuronectes flesus</i>
	Kliesche	<i>Limanda limanda</i>
Polyprionidae (Wrackbarsche)	Wrackbarsch	<i>Polyprion americanus</i>
Pomacentridae (Riffbarsche)	Mönchsfisch	<i>Chromis chromis</i>
Rajidae (Rochen)	Marmorrochen	<i>Raja undulata</i>
	Nagelrochen	<i>Raja clavata</i>
Salmonidae (Lachse)	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>
Scatophagidae (Argusfische)	Argusfisch	<i>Scatophagus argus</i>
Scyliorhinidae (Katzenhaie)	Kleingefleckter Katzenhai	<i>Scyliorhinus canicula</i>
Soleidae (Seezungen)	Seezunge	<i>Solea solea</i>
Syngnathidae (Seenadeln)	Seenadel	<i>Syngnathus typhle</i>
	Schlangennadel	<i>Nerophis ophidion</i>
	Neuseeland Seepferdchen	<i>Hippocampus abdominalis</i>
Triglidae (Knurrhähne)	Roter Knurrhahn	<i>Chelidonichthys lucerna</i>
Zoarcidae (Gebärfische)	Aalmutter	<i>Zoarces viviparus</i>

Die Ost- und Nordsee als Lebensraum für Haie, Rochen und Chimären

Michael R. George

Einleitung

Die folgende Literaturstudie der Knorpelfische von Nord- und Ostsee soll einen Überblick über die zu erwartenden Arten geben und gleichzeitig auch die Besonderheiten ihrer Ökologie darstellen. In der Ost- und Nordsee sind insgesamt 26 Haiarten, 17 Rochenarten und eine Chimärenart bekannt. Viele Arten, die hier Erwähnung finden, sind nur peripher in der Nordsee beheimatet oder nur als Irrgäste in Einzelfängen bekannt. Das Verbreitungsgebiet der verschiedenen Arten wurde in der Literatur häufig einschließlich aller historischer Fänge angegeben und entspricht möglicherweise von seiner Ausdehnung her nicht mehr dem aktuellen Stand. Knorpelfischarten, deren reguläres Verbreitungsgebiet bis in die Ostsee hineinreicht, gibt es nur sehr wenige. Neuere Fangdaten im Vergleich zu historischen Funden und Anlandungen geben Anhaltspunkte für einen Bestandsrückgang fast sämtlicher Arten, der hier dokumentiert werden soll. Als Ursachen dafür sind u.a. Faktoren wie die Wasserverschmutzung und insbesondere die Befischung der Knorpelfische zu nennen.

Knorpelfischarten der Ost- und Nordsee

In Tabelle 1 wurden sämtliche in der Nord- und Ostsee nachgewiesene Knorpelfischarten zusammengestellt. Es sind sowohl Arten erfasst, deren regelmäßiges Verbreitungsgebiet sich dort befindet, als auch Arten, deren Verbreitungsareal sich südlich, westlich oder nördlich anschließt, des weiteren Arten, die als Irrgäste nur in Einzelexemplaren nachgewiesen wurden. Alle Arten, die in der Tabelle 1 mit einem • versehen wurden, sind in deutschen Meeresgebieten nachgewiesen worden (Fricke, 1999).

Regelmäßig vorkommende Knorpelfische

Als regelmäßig vorkommende Arten oder Dauergäste in der Nord- und Ostsee gelten nur wenige Arten der Knorpelfische. Auch diese sind nicht in großer Individuendichte vorhanden:

Hundshai *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Abb. 1, 2).

Systematik: Ordnung Carcharhiniformes, Familie Carcharhinidae.

Maße: bis 150 cm (max. bis 200 cm) Totallänge.

Geographische Verbreitung: Nordsee, Skagerrak und Kattegat, besonders um Helgoland (Fricke, 1987), aber auch vor der niederländischen Küste (Nijssen & De Groot, 1983), nicht in der Ostsee (Duncker & Ladiges, 1960), Mittelmeer, ferner im südöstlichen und im

südwestlichen Atlantik, im südlichen Indik und im östlichen Pazifik (Whitehead et al., 1984), nur im Hochsommer an der nördlichen Verbreitungsgrenze wie Nord-Norwegen und Island. Diese Art wandert wahrscheinlich im Winter nach Süden und kommt im Sommer zurück in die Nordsee (Knijn et al., 1993). Habitat: von küstennahen Bereichen in Bodennähe bis epipelagisch.

Fortpflanzung: ovovivipar, 25-35 Jungfische werden in den Monaten von Juni – September geboren, die Tragezeit dauert 1 Jahr, die Jungtiere sind bei der Geburt ca. 35 cm lang. Nahrung: hauptsächlich Fische und Kalmare. Gefährdung: in weiten Teilen des europäischen Verbreitungsgebietes überfischt (Knijn et al., 1993; Muus & Nielsen, 1999), um Helgoland werden die Tiere von Anglern gern gefangen.



Abb. 1: Lebendes neugeborenes Jungtier vom Hundshai (*Galeorhinus galeus*), welches 1986 in der Nähe der Eidermündung in der Nordsee gefangen und wieder freigelassen wurde.



Abb. 2: Hundshai (*Galeorhinus galeus*), adultes Tier.

Heringshai *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) (Abb.10). Systematik: Ordnung Lamniformes, Familie Lamnidae. Maße: max. 350 cm Totallänge.

Tabelle 1: Checkliste der nachgewiesenen Knorpelfischarten aus Nord- und Ostsee und ihrer lokalen Verbreitung, zusammengestellt aus Literaturangaben von Duncker & Ladiges (1960), Ehrenbaum (1927), Fricke (1987, •1999), Fricke et al. (1995, 1996, 1998), Knijn et al. (1993), Muus & Nielsen (1999), Nijssen & De Groot (1983), Steuben & Krefft (1989), Wheeler (1978), Whitehead et al. (1984), Winkler et al. (2000).

Taxa	Deutscher Name	Verbreitung	
		in der Nordsee	in der Ostsee
• <i>Alopias vulpinus</i> (Bonnaterre, 1788)	Fuchshai	in gesamter NS + Skagerrak selten, als Durchzügler	selten westl. OS
<i>Centrophorus squamosus</i> (Bonnaterre, 1788)	Blattschuppiger Schlingerhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
<i>Centroscymnus coelolepis</i> Bocage & Capello, 1864	Portugieserhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
<i>Centroscymnus crepidater</i> (Bocage & Capello, 1864)	Langschnauzen-Dornhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
• <i>Cetorhinus maximus</i> (Gunnerus, 1765)	Riesenhai	NS, selten östl. NS	—
<i>Dalatias licha</i> (Bonnaterre, 1788)	Schokoladenhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
<i>Deania calcea</i> (Lowe, 1839)	Schnabeldornhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
<i>Echinorhinus brucus</i> (Bonnaterre, 1788)	Brombeerhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern, s. selten	—
<i>Etmopterus princeps</i> Collett, 1904	Großer Schwarzer Dornhai	nur tiefere NS, nicht in dt. Gewässern	—
<i>Etmopterus spinax</i> (Linnaeus, 1758)	Kleiner Schwarzer Dornhai	NS, Skagerrak	—
• <i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	Hundshai	NS, Skagerrak	—
• <i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810	Fleckhai	nördl. NS, Skagerrak	Irrgast in westl. OS
• <i>Hexanchus griseus</i> (Bonnaterre, 1788)	Großer Grauhai	gel. westl.-nördl. NS, Skagerrak	Irrgast in westl. OS
• <i>Lamna nasus</i> (Bonnaterre, 1788)	Heringshai	NS, Skagerrak, Kattegat	Irrgast in OS
• <i>Mustelus asterias</i> Cloquet, 1821	Weißgefleckter Glatthai	NS, Skagerrak	—
• <i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	Grauer Glatthai	südl. NS	—
<i>Oxynotus centrina</i> (Linnaeus, 1758)	Gefleckte Meersau	selten nördl. NS, Skagerrak	—
<i>Oxynotus paradoxus</i> Frade, 1929	Graue Meersau	selten nördl. NS	—
• <i>Prionace glauca</i> (Linnaeus, 1758)	Blauhai	Sommergast der NS, selten bis Kattegat	Irrgast in westl. OS
• <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	Kleingefleckter Katzenhai	NS, Skagerrak	—
• <i>Scyliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758)	Großgefleckter Katzenhai	westl. NS	—
<i>Scymnodon ringens</i> Bocage & Capello, 1864	Messerzahnhai	südl.+westl. NS	—
• <i>Somniosus microcephalus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Grönlandhai, Eishai	seltener Irrgast NS, Skagerrak	—
• <i>Sphyrna zygaena</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeiner Hammerhai	seltener Irrgast in südl. NS	—
• <i>Squalus acanthias</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeiner Dornhai	NS, Skagerrak, Kattegat	Irrgast in OS, bis Rügen
• <i>Squatina squatina</i> (Linnaeus, 1758)	Meerengel, Engelhai	regelm. Sommergast NS, Skagerrak	selten westl. OS
• <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeiner Stechrochen	Sommergast in NS, Skagerrak, Kattegat	selten westl. OS
• <i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	Adlerrochen	seltener Sommergast in südl. NS	—

Tabelle 1: Fortsetzung.

Rochen		in der Nordsee	in der Ostsee
• <i>Raja batis</i> Linnaeus, 1758	Glattrochen	NS, Skagerrak+Kattegat	selten westl. OS
<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1873	Blondrochen	südl. NS, Irrgast östl. NS	—
• <i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	Nagelrochen	NS, Skagerrak+Kattegat	selten westl. OS
• <i>Raja circularis</i> Couch, 1838	Sandrochen	Skagerrak	—
• <i>Raja fullonica</i> Linnaeus, 1758	Chagrinrochen	selten nördl. NS, Skagerrak	Einzelexemplar, westl. OS
• <i>Raja fyllae</i> Lütken, 1888	Fyllarochen	tiefe nördl. NS, Skagerrak	—
<i>Raja lintea</i> Fries, 1839	Weißrochen	nördl. NS, Skagerrak	—
• <i>Raja microocellata</i> Montagu, 1818	Hellfleckiger Rochen	Irrgast in südl. NS	—
<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910	Fleckrochen	südl. NS	—
• <i>Raja naevus</i> Müller & Henle, 1841	Kuckucksrochen	südl.+westl. NS	—
• <i>Raja oxyrinchus</i> Linnaeus, 1758	Spitzrochen	nördl. NS, Skagerrak	—
• <i>Raja radiata</i> Donovan, 1808	Sternrochen	NS, Skagerrak+Kattegat	westl. OS
• <i>Raja undulata</i> Lacépède, 1802	Wellenfleckrochen, Marmorrochen	Irrgast in südl. NS	—
• <i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	Marmorierter Zitterrochen	selten NS, Skagerrak	—
• <i>Torpedo nobiliana</i> Bonaparte, 1835	Dunkler Zitterrochen	selten NS, Skagerrak	—
Chimären			
• <i>Chimaera monstrosa</i> (Linnaeus, 1758)	Seekatze, Seeratte	nördl. NS, Skagerrak	—

Geographische Verbreitung: weltweit in gemäßigten Zonen, Nordsee, aber selten in der Deutschen Bucht (Fricke, 1987), nach Ehrenbaum (1927) auch in der westlichen Ostsee bis zu den Ålandsinseln und in der Nordsee bis in die Flussmündungen vordringend, nach Duncker & Ladiges (1960) wurde 1625 ein Heringshai von 215 cm Länge nach einer Sturmflut in der Warnow bei Rostock gefangen. Habitat: im Epipelagial, küstennah und küstenfern, ozeanisch, häufig in mittleren Wasserschichten von 200 - 700 m, aber auch nahe der Oberfläche anzutreffen.

Fortpflanzung: ovovivipar, wenige Jungtiere, meist nur 1 – 5, die Größe bei der Geburt beträgt 50 - 75 cm (Compagno, 1984), in europäischen Gewässern dauert die Tragezeit ca. 8 Monate, bei dieser Art ist intra-uteriner Kannibalismus nachgewiesen worden, d.h. die Embryonen ernähren sich durch Oophagie (von unbefruchteten Eiern) oder von unterentwickelten Embryonen, die Geschlechtsreife wird mit einer Länge von 150 cm und einem Alter von 5 Jahren erreicht (Muus & Nielsen, 1999), Heringshaie können

über 30 Jahre alt werden. Nahrung: vorwiegend Schwarmfische (Heringe, Makrelen), aber auch Kalmare. Gefährdung: Heringshaie wurden und werden in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet zu stark befischt, der europäische Bestand ist deutlich überfischt (Muus & Nielsen, 1999).

Weißgefleckter Glatthai *Mustelus asterias* Cloquet, 1821 (Abb. 3).

Systematik: Ordnung Carcharhiniformes, Familie Triakidae.

Maße: bis 140 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Ostatlantik von Marokko und Madeira nördlich bis Shetlandinseln und Nordsee, Skagerrak, auch im Mittelmeer, nach Duncker & Ladiges (1960) weder im Wattenmeer der Nordsee, noch in der Ostsee zu finden. Habitat: küstennah, in Bodennähe über Sand oder Kies. Fortpflanzung: ovovivipar, 7 – 15 (20) Junge, die mit einer Länge von 30 cm geboren werden, die Tragezeit dauert annähernd 12 Monate (Wheeler, 1978; Compagno, 1984), die Geschlechtsreife tritt mit 80 – 85 cm ein. Nahrung:



Abb. 3: Weißgefleckter Glatthai (*Mustelus asterias*) zusammen mit Steinbutt (*Psetta maxima*).

Krabben, Einsiedlerkrebse, Mollusken und in geringem Maße Fische. Gefährdung: als Beifang der Fischerei und durch Angler.

Kleingefleckter Katzenhai *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758).

Systematik: Ordnung Carcharhiniformes, Familie Scyliorhinidae.

Maße: max. bis 100 cm, normalerweise bis 75 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Atlantikküsten nördlich bis zu den Shetlandinseln und Süd-Norwegen, Nordsee, Skagerrak, Kattegat, in der Ostsee fehlend (Duncker & Ladiges, 1960), auch im Mittelmeer, südlich bis Senegal. Habitat: benthisch, über Sand- und Schlickgrund lebend, von küstennahen flachen Gewässern bis in Tiefen von 110 m (Wheeler, 1978), im Mittelmeer bis 400 m tief (Whitehead et al., 1984).

Fortpflanzung: ovipar, das Laichgeschehen findet in flachen Gewässern statt, die 18 – 20 Eikapseln (Muus & Nielsen, 1999) werden hauptsächlich von November bis Juli abgelegt, können aber das ganze Jahr über abgelegt werden (Compagno, 1984), die Entwicklung bis zum Schlüpfen der Jungen (mit 9 – 10 cm) dauert 8 – 10 Monate (Muus & Nielsen, 1999), die Geschlechtsreife wird mit ca. 50 cm erreicht (Wheeler, 1978). Nahrung: benthische wirbellose Tiere (Mollusken, Krebstiere, Borstenwürmer), kleine bodenlebende Fische. Gefährdung: als Beifang der Fischerei, treten häufig in eingeschlechtlichen Schulen auf.

Gemeiner Dornhai *Squalus acanthias* (Linnaeus, 1758) (Abb. 4).

Systematik: Ordnung Squaliformes, Ordnung Squalidae.

Maße: Männchen 60 – 90 cm, Weibchen 75 – 105 cm (max. 120 cm) Totallänge.

Geographische Verbreitung: nahezu weltweit, Nordsee, Skagerrak, Kattegat, selten in der westlichen Ostsee. Dort wurden im 19. Jahrhundert sogar noch

Einzel Exemplare bis hin zur Ostküste Rügens und der Ostküste Schonens gefangen (Ehrenbaum, 1927; Duncker & Ladiges, 1960). Habitat: weiche Böden in 10 – 195 m Tiefe.

Fortpflanzung: ovovivipar, 2 – 11 Embryos, sehr lange Tragezeit von 18 – 22 Monaten, daher nur alle zwei Jahre eine Fortpflanzungsperiode, die Jungen werden mit 20 – 33 cm geboren, die Geschlechtsreife tritt bei Männchen erst mit 60 – 70 cm (10 Jahre) und bei Weibchen mit 75 – 90 cm (12 Jahre) ein, diese Art kann bis zu 60 Jahre alt werden (Muus & Nielsen, 1999). Nahrung: hauptsächlich Fische und in geringerem Maße auch Kalmare und benthische Wirbellose. Gefährdung: die Bestände sind stark überfischt (Muus & Nielsen, 1999) und können wegen der geringen Fortpflanzungsrate, bedingt durch die späte Geschlechtsreife und lange Tragezeit, nicht ausgeglichen werden.

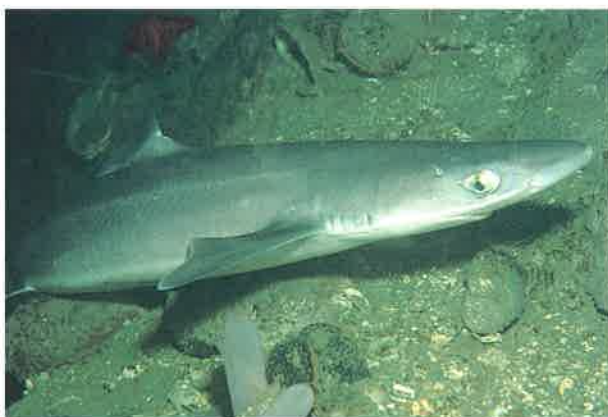


Abb. 4: Gemeiner Dornhai (*Squalus acanthias*).

Meerengel *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758).

Systematik: Ordnung Squatiniformes, Familie Squatinidae.

Maße: max. 250 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Ostatlantik, Kanarische Inseln bis Südnorwegen, nach Wheeler (1978) und Muus & Nielsen (1999) regelmäßige Sommergäste in der Nordsee und im Skagerrak. Ehrenbaum (1927) und Fricke (1987) bezeichnen diese Art eher als seltenen Gast in der Nordsee, nach Compagno (1984) und Fricke (1987) kommt diese Art sogar in der westlichen Ostsee vor. Dies wird jedoch nicht von Winkler et al. (2000) bestätigt. Habitat: sandige weiche Böden in 5 – 100 m Tiefe.

Fortpflanzung: ovovivipar, 9 – 20 Junge werden mit einer Länge von ca. 24 – 30 cm geboren (Wheeler, 1978), die Tragezeit beträgt 10 Monate (Fricke, 1987). Nahrung: hauptsächlich bodenlebende Fische, wie Plattfische (Kliesche, Scholle, Seezunge), aber auch wirbellose Tiere, wie Krabben. Gefährdung: Beifang der Grundschieppnetz-Fischerei.

Gemeiner Stechrochen *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) (Abb. 5).

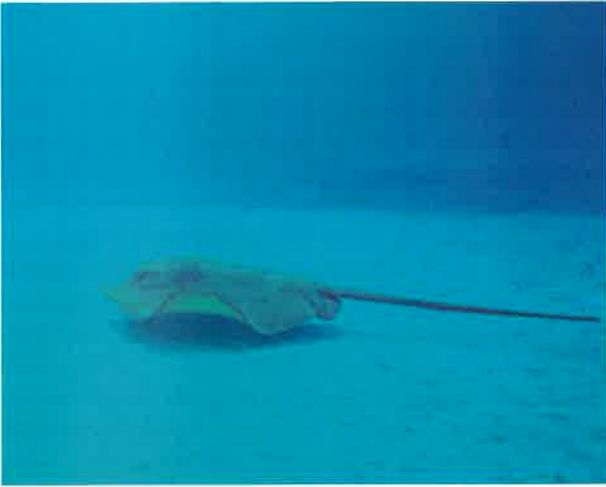


Abb. 5: Gemeiner Stechrochen (*Dasyatis pastinaca*).

Systematik: Ordnung Rajiformes, Familie Dasyatidae.
Maße: max. 60 cm Spannweite, normal bis 45 cm, bis 210 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Atlantikküsten von Madeira und Marokko nördlich bis zu den britischen Inseln, Südnorwegen und selten bis in die westliche Ostsee, auch im gesamten Mittelmeer und im Schwarzen Meer, ferner bei den Kanarischen Inseln und südlich bis Südafrika. Habitat: von flachen Gewässern bis in 200 m Tiefe (Whitehead et al., 1984) am Boden lebend auf Schlick- und Sandgrund, nach Fricke (1987) auch im Brackwasser (Flussmündungen) anzutreffen.

Fortpflanzung: ovovivipar, die Tragezeit dauert ca. 4 Monate, 4 - 7 Junge (6 - 9 nach Wheeler, 1978) werden geboren. Nahrung: bodenlebende Wirbellose und Fische. Gefährdung: nicht bekannt, wahrscheinlich auch durch Fischerei-Beifang mit Grundnetzen.

Glattrochen *Raja batis* Linnaeus, 1758.

Systematik: Ordnung Rajiformes, Familie Rajidae.
Maße: bis 250 cm Totallänge (max. 285 cm nach Muus & Nielsen, 1999), Männchen (wie bei allen Knorpelfischen) etwas kleiner bleibend, normalerweise wird die Art heute kaum größer als 100 – 150 cm.
Geographische Verbreitung: Atlantikküsten von Madeira und nördlichem Marokko nördlich bis Island, Färöer und nördliche Küsten Norwegens, einschließlich der Nordsee (selten im südlichen Teil) und selten in der westlichen Ostsee, ferner im westlichen Mittelmeer. Habitat: am Boden lebend, von Küstengewässern bis in ca. 600 m Tiefe, hält sich hauptsächlich in Tiefen um 200 m auf (Whitehead et al., 1984).

Fortpflanzung: ovipar, die Eikapseln werden im Frühling und Sommer abgelegt, sie sind sehr groß, 150 – 250 mm lang (ohne Fortsätze an den Enden) und 80 – 150 mm breit, nach 2 – 5 Monaten schlüpfen die Jungen mit ca. 21 cm Länge, die Geschlechtsreife wird mit ca. 11 Jahren und 150 cm Länge erreicht, Glattrochen können mindestens 20 Jahre alt werden (Knijn et al., 1993). Nahrung: alle Arten bodenleben-

der Tiere, größere Exemplare scheinen Fische zu bevorzugen (Whitehead et al., 1984). Gefährdung: die Art wird regelmäßig mit Schleppnetzen und Langleinen in Nordeuropa gefangen und angelandet, durch Überfischung heute relativ selten geworden (Knijn et al., 1993; Muus & Nielsen, 1999).

Nagelrochen *Raja clavata* Linnaeus, 1758 (Abb. 6).

Systematik: Ordnung Rajiformes, Familie Rajidae.

Maße: bis 90 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Atlantikküsten von Madeira und Marokko nördlich bis Island und Norwegen, in der Nordsee (relativ häufig) und in der westlichen Ostsee (selten), auch im Mittelmeer und im westlichen Teil des schwarzen Meeres, ferner südlich bis Südafrika und im Südwesten des Indiks. Habitat: am Boden lebend, von sehr flachem Wasser bis in 300 m Tiefe, wandert zur Laichzeit in Küstennähe (Fricke, 1987).

Fortpflanzung: ovipar, ca. 150 Eikapseln können pro Jahr abgelegt werden, die Laichzeit ist im Frühling (Nordwest Europa) oder im Winter und im Frühling (Mittelmeer), die Eikapseln haben eine Länge von 60-90 und eine Breite von 49-69 mm (ohne Fortsätze an den Enden); die Entwicklungsdauer der Embryonen dauert 5 Monate, die Geschlechtsreife wird mit 4 – 5 Jahren erreicht, Nagelrochen können 12 Jahre alt werden (Knijn et al., 1993). Nahrung: alle Arten bodenlebender Tiere, mit einer Vorliebe für Krebstiere (Crustaceae). Gefährdung: die Art ist relativ häufig, wird jedoch in Nordwesteuropa kommerziell mit Schleppnetzen und Langleinen gefangen, nach Muus & Nielsen (1999) ist ihr Bestand in der östlichen Nordsee stark zurückgegangen.

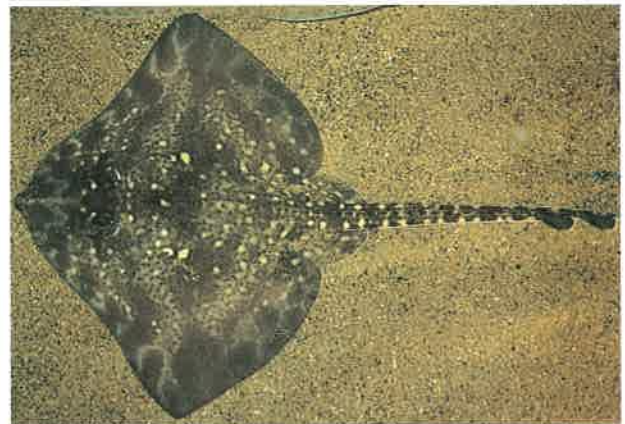


Abb. 6: Nagelrochen (*Raja clavata*).

Sternrochen *Raja radiata* Donovan, 1808 (Abb. 7).

Systematik: Ordnung Rajiformes, Familie Rajidae.

Maße: bis 60 cm Totallänge (in niedrigeren Breiten und moderaten Tiefen), oder bis 90 cm Totallänge (in höheren Breiten und größeren Tiefen) (Whitehead et al., 1984).

Geographische Verbreitung: Nordatlantik, südlich bis zum Ärmelkanal, gesamte Nordsee, westliche Ost-

see, ferner im Nordwestatlantik südlich bis South Carolina (USA), auch an der Westküste von Südafrika. Habitat: am Boden lebend, von Küstengewässern bis zu einer Tiefe von 1000 m, in borealen und arktischen Breiten, halten sich hauptsächlich in Tiefen von 50 – 100 m auf, ohne spezielle Ansprüche an die Bodenbeschaffenheit.

Fortpflanzung: ovipar, die Eikapseln haben eine Größe von 42 – 66 mal 25 – 53 mm (ohne Fortsätze), in der Nordsee schlüpfen die Jungen mit einer Länge von ca. 10 cm nach gut 4 Monaten (Muus & Nielsen, 1999), die Geschlechtsreife tritt je nach lokaler Rasse (s.o.) zwischen 40 – 80 cm Totallänge und einem Alter von 3 – 4 Jahren ein. Nahrung: alle Arten bodenlebender Tiere. Gefährdung: relativ häufige Art, regelmäßig in großer Anzahl durch die Fischerei angelandet (Whitehead et al., 1984; Knijn et al., 1993).

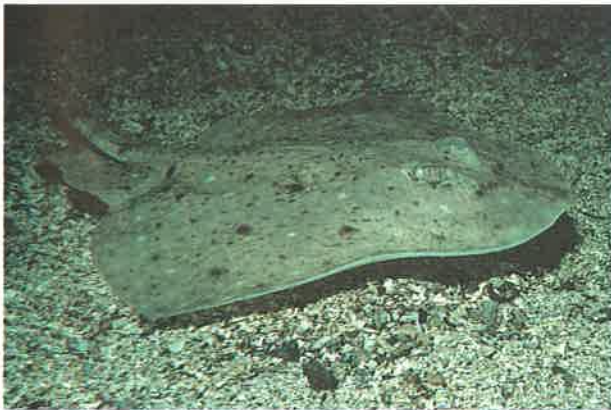


Abb. 7: Sternrochen (*Raja radiata*).

In den englischen Teilen der Nordsee sind zwei weitere Arten zu nennen, die dort regelmäßig vorkommen und sogar kommerziell befischt werden (Vas, 1995), aber im deutschen Bereich sehr selten sind. Dazu gehört der Graue Glatthai (*Mustelus mustelus*) und der Großgefleckte Katzenhai (*Scyliorhinus stellaris*). Eine Besonderheit des Grauen Glatthais ist seine Fortpflanzung. Im Unterschied zur Schwesterart, *Mustelus asterias* (s.o.), pflanzt sich dieser Hai nicht ovovivipar, d.h. mit aplazentalem Dottersack, sondern plazental vivipar fort. Wie beim Blauhai wird auch beim Grauen Glatthai – nachdem der Dottersack aufgebraucht wurde – eine Plazenta gebildet, die den mütterlichen Körper dazu befähigt, den Fötus bis zur Geburt zu ernähren.

Seltene Durchzügler

Große Haiarten unternehmen weite Wanderungen zu Nahrungs- oder/und Fortpflanzungsgebieten und sind daher in einem großen Areal, aber in sehr geringer Individuendichte anzutreffen. Als seltene saisonale Durchzügler der Nordsee sind folgende Arten bekannt:

Fuchshai *Alopias vulpinus* (Bonnaterre, 1788).

Systematik: Ordnung Lamniformes, Familie Alopiidae.

Maße: Männchen bis 420 cm, Weibchen bis 560 cm, max. bis ca. 600 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: weltweit in tropischen und gemäßigten Meeren, selten in der Nordsee, Skagerrak. Habitat: in Küstennähe über Kontinental- und Inselschelf, ansonsten epipelagisch, Jungtiere näher an der Küste in flachen Buchten, Tiefenspektrum von der Oberfläche bis 366 m Tiefe (Compagno, 1984).

Fortpflanzung: ovovivipar, 2 - 4 Junge, Größe bei der Geburt 114 – 150 cm, die Geschlechtsreife liegt bei Männchen zwischen 319 – 420 cm und bei Weibchen zwischen 376 – 549 cm (Compagno, 1984). Nach Compagno (1984) ist auch für diese Art intra-uteriner Kannibalismus bekannt. Nahrung: kleine Schwarmfische wie Heringe, Makrelen, Laternenfische, aber auch wirbellose Tiere wie Kalmare, Oktopusse und pelagische Krebstiere (*Crustaceae*), selten auch Seevögel. Gefährdung: durch die Fischerei mit Langleinen, Treibnetzen und durch Hochseeangler.

Blauhai *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Abb. 8).

Systematik: Ordnung Carcharhiniformes, Familie Carcharhinidae.

Maße: max. bis 383 cm, meist unter 300 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Kosmopolit in tropischen und gemäßigten Meeren, Mittelmeer, als Sommergast in der Nordsee, Skagerrak, Kattegat, nach Ehrenbaum (1927) auch vereinzelte Exemplare in der westlichen Ostsee, dies wird auch von Winkler et al. (2000) bestätigt. Habitat: ozeanisch-epipelagisch bis an den Rand des Littorals, häufig an der Oberfläche, aber auch in Tiefen bis 152 m nachgewiesen (Compagno, 1984).

Fortpflanzung: vivipar, die Geschlechtsreife wird mit 4 - 6 Jahren und einer Totallänge von 182 - 281 cm (Männchen) und 221 - 323 cm (Weibchen) erreicht (Compagno, 1984), Blauhai-Weibchen können bis zu 80 (4 - 135 nach Compagno, 1984) Junge von ca. 40 cm Länge gebären, die Tragezeit dauert 9 - 12 Monate, Blauhaie können bis 20 Jahre alt werden, Nahrung: Schwarmfische wie Heringe und Makrelen, ferner bodenlebende Fische, aber in



Abb. 8: Blauhai (*Prionace glauca*).

besonderem Maße auch wirbellose Kopffüßer wie Kalmare und andere Wirbellose, Gefährdung: europäische kommerzielle Fänge für Flossenexport nach Asien (Muus & Nielsen, 1999), beliebte Zielart für Hochseeangler.

Grönlandhai, Eishai *Somniosus microcephalus* (Bloch & Schneider, 1801).

Systematik: Ordnung Squaliformes, Familie Squalidae.

Maße: max. bis 650 cm, normalerweise bis 450 cm Totallänge.

Geographische Verbreitung: Atlantik und Arktis, vor Grönland, Island und der Bäreninsel, im Weißen Meer und in der Nordsee, wird von Ehrenbaum (1927) noch als Nordseefisch bezeichnet, der auf den Fischmärkten eine bekannte Erscheinung darstellt. Dagegen bezeichnen Muus & Nielsen (1999) ihn als seltenen Irrgast in der Nordsee und im Skagerrak, auch vor Portugal, ferner im Nordwestatlantik von Grönland bis zum Golf von Maine. Habitat: normalerweise in Bodennähe lebend, in Tiefen von 200 – 600 m, aber gelegentlich auch in Oberflächennähe und in Küstengewässern (Whitehead et al., 1984).

Fortpflanzung: ovovivipar, Weibchen gebären um 10 Junge mit einer Länge von 37 – 70 cm, sehr langsames Wachstum und wahrscheinlich hohes Lebensalter (Muus & Nielsen, 1999). Nahrung: omnivor, frisst alle Arten von Fischen, auch andere Haie, Robben, Delfine, Seevögel, Abfälle und Aas. Gefährdung: wird und wurde viel mit Langleinen gefangen, wegen seiner großen ölhaltigen Leber, auch das Fleisch wird verwertet (Futter für Schlittenhunde) und ebenso die Haut (Leder). Ein Gefährdungspotential liegt im extrem langsamen Wachstum und leichtem Fang der trägen Tiere.

Die angeführten Einzelbeschreibungen verdeutlichen, dass bei nahezu allen Arten eine langfristige Schrumpfung des Verbreitungsgebietes bemerkbar ist, die sehr wahrscheinlich mit einem Rückgang des Bestandes einhergeht.

Irrgäste

Bemerkenswert sind historische Fänge vom Grauhai, *Hexanchus griseus*, in der Nordsee, wie sie von Ehrenbaum (1927) angeführt werden, so dass diese Art in den 20er Jahren sogar auf deutschen Fischmärkten erschien. Ehrenbaum (1927) diskutiert ein gehäuftes Auftreten von *H. griseus* in der Nordsee und bringt dies in Verbindung mit einem vermehrten Einstrom von atlantischen Wassermassen in die nördliche Nordsee in den Jahren 1923 ff. Nach Winkler et al. (2000) sind sie sogar als seltene Irrgäste bis in die westliche Ostsee bekannt.

Nur ein einziges Mal wurde ein Hammerhai, *Sphyrna zygaena*, in der Nordsee bei Yarmouth vor der englischen Küste gesichtet (Ehrenbaum, 1927). Diese aus südlichen Gewässern stammende Art ist ein echter Irrgast in der Nordsee.

Sehr selten wurden einzelne Funde von elektrischen Rochen, *Torpedo marmorata* (Duncker & Ladiges, 1960) und *Torpedo nobiliana* (Ehrenbaum, 1927) berichtet. Auch von der niederländischen Nordseeküste werden Einzelfunde angeführt (Nijssen & De Groot, 1983). Diese Tiere sind auch in ihrem eigentlichen Verbreitungsgebiet, im Mittelmeer und an der westafrikanischen Küste, nicht häufig, gelten in der Nordsee jedoch als Irrgäste.

Eine ganze Reihe weiterer Arten von Haien und Rochen, welche auch im Gebiet der Nordsee vorkommen, werden von Muus & Nielsen (1999) genannt und wurden deshalb in Tabelle 1 integriert. Sie sind jedoch alle in tieferen Wasserschichten im Norden oder Nordwesten der Nordsee und damit unter Normalbedingungen nicht in deutschen Hoheitsgewässern anzutreffen.

Die Chimäre, Seekatze oder Seeratte, *Chimaera monstrosa* (Abb. 9), ist der einzige Vertreter der Familie der Chimaeridae (Chimären oder Seedrachen) in der nördlichen Nordsee. Sie lebt bodennah und bevorzugt tiefere Wasserschichten von 300 – 500 m (Wheeler, 1978). In der Deutschen Bucht bis in die südliche Nordsee tritt diese Art nur als Irrgast auf (Fricke, 1987). Sie scheint im Sommer in flachere (40 – 100 m) küstennahe Gewässer zu wandern. Nach Muus & Nielsen (1999) ist diese Art ein häufiger Beifang der Garnelenfischerei (vermutlich von *Pandalus borealis* und nicht von *Crangon crangon*!) in der Nordsee und im Skagerrak.



Abb. 9: Chimäre, Seekatze, Seeratte (*Chimaera monstrosa*).

Fischereiliche Nutzung

Eine direkte fischereiliche Nutzung der Knorpelfisch-Bestände findet in deutschen Gewässern speziell nicht statt, da sich dies aufgrund der geringen Dichte nicht lohnt. Trotzdem sind Haie und Rochen auch in deutschen Meeresgebieten von der Fischerei indirekt bedroht, da sie als Beifang mit den Hauptzielarten in die Netze gehen. Indirekt sind Knorpelfische auch von der Überfischung ihrer Nährtiere betroffen. Ferner sind besonders Haie beliebte Objekte von Hochsee-Angelfahrten, die auch in deutschen Gewässern, z.B.

von Helgoland aus, stattfinden. Während Angler für kleinere Knochenfischarten kein großes Risiko darstellen, gilt dies nicht für Knorpelfische. Durch direktes Anlocken werden aus einem weiten Areal die wenigen Einzeltiere gezielt ausfindig gemacht und dem Ökosystem entnommen.

Die Bedeutung von Deutschland als Verbraucher von Knorpelfischen und Produkten, die aus ihnen gewonnen werden, steht jedoch in keiner Relation zur landeseigenen Fischereikapazität. Wie Stehmann (1999) bereits im Heft 15 von MEER UND MUSEUM ausführlich berichtete, trägt Deutschland als eines der führenden Verbraucher- und Touristenländer der Welt maßgeblich zum Verbrauch von Knorpelfischen bei. Dies gilt nur am Rande für Haifleisch (z.B. „Schillerlocken“ oder „Seeaal“), welches selbst bei dem ursprünglich in der Nordsee häufig vorkommenden Dornhai (*Squalus acanthias*) inzwischen aus USA eingeführt werden muss. Vielmehr ist das Problem bei einem zunehmenden Verbrauch von Knorpelsubstanzen in Kosmetikartikeln und Nahrungsergänzungsmitteln zu suchen (Stehmann, 1999). Auch der Tourismus der Deutschen ist für den Schutz von Knorpelfischen problematisch, da immer noch Haigebisse, -zähne und ganze mumifizierte Tiere als Souvenirs von der Auslandsreise mitgebracht werden.

Gefährdung und Ausblick

Um den Bestand von Knorpelfischen feststellen zu können und damit ihren Gefährdungsgrad beurteilen zu können, sind umfangreiche Untersuchungen und Daten über ihre Lebensweise und Verbreitung not-

wendig. Diese liegen in der Regel nur unvollständig oder überhaupt nicht vor, dies gilt insbesondere für fischereilich uninteressante Arten. Zudem wird bei Datensammlungen über Fischereianlandungen häufig nicht zwischen den einzelnen Arten unterschieden. Dies ist jedoch nötig, um den Bestand bestimmter Arten einschätzen und effektiv schützen zu können. Fricke et al. (1995, 1996, 1998) haben versucht, mit dem vorhandenen Datenmaterial trotzdem auch Knorpelfischarten in ein Schema von Gefährdungstufen einzuteilen (Tabelle 2). Die Gefährdungseinstufung wurde von den genannten Autoren folgendermaßen vorgenommen: (0) Ausgestorben oder verschollen; (1) Vom Aussterben bedroht; (2) Stark gefährdet; (3) Gefährdet; (P) Potentiell gefährdet; (I) Vermehrungsgäste; (II) Gefährdete Durchzügler; ferner als letzte Rubrik: Im Gebiet vorkommend, aber nicht gefährdet.

Arten mit geografischer Restriktion gelten als potentiell gefährdet, da sie nur in einem relativ kleinen Verbreitungsgebiet vorkommen und damit lokalen anthropogenen Eingriffen stärker ausgeliefert sind als Arten mit weitem Verbreitungsareal. Diese können eventuelle Verluste wieder aus anderen Gebieten auffüllen. Fricke et al. (1995) unterscheiden im Nordseebereich küstenferne Gebiete und das Wattenmeer. Dies verdeutlicht, dass zumindest zwei Rochenarten (*Dasyatis pastinaca* und *Raja clavata*), zu deren Verbreitungsgebiet ehemals auch das Wattenmeer gehörte, heute dort verschollen sind.

Nach Fricke et al. (1996) werden auch für den Ostseebereich Knorpelfische in der Roten Liste erwähnt. Vier Arten werden unter Stufe II geführt (Tabelle 2),

Tabelle 2: Zusammenstellung der nach Fricke et al. (1995, 1996, 1998) in deutschen Gewässern gefährdeten Knorpelfische.

Taxa	Deutscher Lokalname	Gefährdungsstatus allgemein (Nord-/Ostsee)	Ostsee
<i>Alopias vulpinus</i>	Fuchshai	Gefährdet, Stufe 3	II, gef. Durchz.
<i>Cetorhinus maximus</i>	Riesenhai	gefährdete Durchzügler, II	-
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Stechrochen	Gefährdet, Stufe 3	II, gef. Durchz.
<i>Lamna nasus</i>	Heringshai	Gefährdet, Stufe 3	II, gef. Durchz.
<i>Mustelus asterias</i>	Weißgefleckter Glatthai	Art m. geogr. Restriktion	-
<i>Myliobatis aquila</i>	Adlerrochen	gefährdete Durchzügler, II	-
<i>Prionace glauca</i>	Blauhai	gefährdete Durchzügler, II	II, gef. Durchz.
<i>Raja brachyura</i>	Blondrochen	Gefährdet, Stufe 3	-
<i>Raja clavata</i>	Nagelrochen	Gefährdet, Stufe 3	nicht gef. Irrgast
<i>Raja montagui</i>	Fleckrochen	Gefährdet, Stufe 3	-
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Großgefleckter Katzenhai	Art m. geogr. Restriktion	-
<i>Somniosus microcephalus</i>	Eishai, Grönlandhai	gefährdete Durchzügler, II	-
<i>Sphyrna zygaena</i>	Gemeiner Hammerhai	gefährdete Durchzügler, II	-
<i>Squalus acanthias</i>	Gemeiner Dornhai	Gefährdet, Stufe 3	nicht gef. Irrgast

d.h. Arten, die außerhalb des Gebietes als gefährdet gelten und deshalb auch im Gebiet der Ostsee schützenswert sind. Als nicht gefährdete Irr- oder Wandergäste werden folgende Arten genannt: *Hexanchus griseus*, *Galeus melastomus*, *Squalus acanthias*, *Raja fullonica*, *Raja batis*, *Raja clavata*, und *Raja radiata*.

Haie haben sich im Laufe ihrer phylogenetischen Entwicklung an ihren Lebensraum perfekt angepasst und eine sehr effektive Strategie zum Überleben entwickelt, die es ihnen ermöglichte, mehr als 400 Millionen Jahre auf dieser Erde zu überdauern. Genau diese Erfolgsstrategie in der Natur scheint sich jetzt als nachteilig zu erweisen, im Zusammenleben mit Menschen.

Wie aus den oben genannten Beispielen ersichtlich, haben Haie eine völlig andere Fortpflanzungsstrategie im Vergleich zu Knochenfischen. Diese setzen in der Regel auf Quantität der Nachkommenschaft. Haie dagegen legen nur wenige große Eier ab oder sind lebendgebärend und haben im Vergleich zu Knochenfischen eine sehr geringe Fruchtbarkeit. Ferner haben die Weibchen sehr lange Tragezeiten, die eher mit denen von Säugetieren vergleichbar sind. Ein extremes Beispiel bildet der Gemeine Dornhai (*Squalus acanthias*) mit einer nachgewiesenen Tragezeit von 18 – 22 Monaten. Durch die Viviparie der meisten Haiarten (ca. 70 %) und auch der Hälfte aller Rochenarten (Jungtiere verbleiben lange im schützenden Mutterleib) und deren Geburtsgröße ist jedoch die Überlebenschance der Jungen wesentlich höher als bei frei im Wasser schwebenden winzigen

Eiern und Larven der Knochenfische, die schutzlos zahlreichen Räubern ausgesetzt sind. Knorpelfische setzen also eher auf Qualität als auf Quantität bei ihrer Fortpflanzung. Dies gilt auch für die oviparen Haie, Rochen und Chimären, denn die wenigen, aber großen Eikapseln sind mit einer stabilen Hülle ausgestattet. Die Eikapseln werden außerdem an geschützten Stellen abgelegt. Diese besondere Strategie der Fortpflanzung ist jedoch nicht auf massive anthropogene Eingriffe ausgerichtet, wie sie die Fischerei darstellt. Als Toppredatoren sind Haie nicht daran angepasst, eine hohe Mortalität auszugleichen, da sie in der Natur kaum oder keine Feinde haben, mit Ausnahme ihrer eigenen Artgenossen. Ein weiteres Gefährdungspotential der Knorpelfische besteht in ihrer Verhaltensweise. Für viele Knorpelfischarten ist bekannt, dass sie sich außerhalb der Paarungszeit in Schulen gleichen Geschlechts aufhalten. Bei einer Befischung einer solchen Schule würden möglicherweise alle Individuen eines Geschlechts weggefangen, und die Population aus dem befischten Gebiet könnte sich über mehrere Jahre hinaus nicht mehr fortpflanzen. Auch die ausgedehnten Wanderungen größerer Arten in einem weiten unüberschaubaren Areal erschweren sehr eine Bestandserfassung einer Art und damit auch ein sinnvolles Management dieser Fische. Damit stellt auch dieses Verhalten durch eine mögliche unbemerkbare Bestandsabnahme ein Gefährdungspotential dar.

Die Ursachen des Bestandsrückgangs der Knorpelfische liegen einerseits in der besonderen Biologie dieser Tiere und andererseits an den unkontrollierten



Abb. 10: Dänischer Fischer mit einem männlichen Heringshai (*Lamna nasus*) aus der Nordsee von 120 kg Gewicht und 290 cm Totallänge, aufgenommen in der Fischauktionshalle Esbjerg am 25.6.2001. Im Hintergrund sind ein Teil der ca. 500 gefangenen und getöteten Heringshaie zu sehen.

anthropogenen Aktivitäten im marinen Milieu, die häufig ein Verständnis über die Zusammenhänge und einen sinnvollen Umgang mit den Organismen des Meeres vermissen lassen.

Ein besonderes Beispiel anthropogener Zerstörung war das Heringshai-Massaker dänischer Fischer (Abb. 10) vor ihrer eigenen Küste im vergangenen Jahr (die Tagespresse berichtete darüber, siehe z.B. Hamburger Abendblatt, 27.6.2001). Dabei wurden knapp 500 (!) Heringshaie (*Lamna nasus*) offenbar ohne jeglichen Managementplan an einem einzigen Tag geschlachtet, eine Menge, die noch über dem Jahresfang von ganz England liegt (Vas, 1995), obwohl dort die Individuendichte deutlich höher ist. Die gesamte Nordseepopulation dieser Art ist damit auf Jahre hinaus geschädigt worden. Hinzu kommt, dass dieses seltene Naturschauspiel einer solchen Aggregation dieser Art von ungeahnter Menge eine einmalige Chance für wissenschaftliche Erkenntnisse - insbesondere in der Ethologie - über den Heringshai geboten hätte. Dieses traurige Ereignis in der Kette von Naturzerstörungen durch anthropogene Aktivitäten, wie z.B. die Fischerei, zeigt einmal mehr die dringende Notwendigkeit eines sinnvollen, funktionierenden und länderübergreifenden Schutzprogramms für Knorpelfische. Verhandlungen zum Naturschutz sind jedoch schwierig bei den in der Öffentlichkeit eher unbeliebten Haien, und Verhandlungen sind umso zäher, je mehr Partner sich daran beteiligen, insbesondere dann, wenn mehrere Staaten teilnehmen. Dies zeigen die Bemühungen der Internationalen Naturschutzunion (IUCN) und des World Wide Fund for Nature (WWF), seltene große Hai- und Rochenarten auf die internationale Rote Liste der gefährdeten Tierarten zu setzen und den Welthandel zu kontrollieren (Stehmann, 1999), die letztendlich an der Fischereilobby scheiterten. Um unabhängig davon möglichst bald handeln zu können, haben sich eine Reihe von nichtstaatlichen Organisationen (WWF, Greenpeace) u.a. auch dem Schutz der Knorpelfische angenommen. Von einer Entwarnung für diese Tiere kann jedoch noch lange nicht gesprochen werden.

Auch in Deutschland existiert eine Organisation zum Schutz von Knorpelfischen, die Deutsche Elasmobranchier-Gesellschaft e.V. (D.E.G.), mit Sitz am Zoologischen Institut und Zoologischen Museum der Universität Hamburg, deren Mitglieder über das gesamte Bundesgebiet verbreitet sind. Hier ist jegliche Eigeninitiative und Mitarbeit stets willkommen. Interessenten können sich an den Autor wenden, der selbst ein Mitglied der D.E.G. ist.

Danksagung

Bedanken möchte ich mich bei Herrn H. Debelius, der alle Fotos - außer Abb.1 und 10 - aus seinem Buch „Fischführer Mittelmeer und Atlantik“ (Jahr Verlag Hamburg) und seinem IKAN-Unterwasserfotoarchiv

beisteuerte. Mein Dank gilt auch der Firma Dana-Press-Photo in Kolding/Dänemark, die ganz unkompliziert die Abb. 10 beisteuerte.

Literatur

- Compagno, L. J. V. (1984): FAO species catalogue. Vol.4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1: Hexanchiformes to Lamniformes. Part 2: Carcharhiniformes. FAO Fish. Synop. 4, part 1/2, 125: 1-655.
- Duncker, G. & W. Ladiges (1960): Die Fische der Nordmark. Kommissionsverlag Cram, De Gruyter & Co. Hamburg.
- Ehrenbaum, E. (1927): Vertebrata. Bd. XII. c-h. Pisces. XII.e: Elasmobranchii. In: Grimpe, G. & E. Wagler (Hrsg.) Die Tierwelt der Nord- und Ostsee. Akademische Verlagsgesellschaft Becker & Erler KG, Leipzig.
- Fricke, R. (1987): Deutsche Meeresfische. Bestimmungsbuch. DJN (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung), Hamburg.
- Fricke, R. (1999): Annotated checklist of the marine and estuarine fishes of Germany, with remarks of their taxonomic identity. Stuttgarter Beitr. Naturk., Ser. A 587: 1-67.
- Fricke, R., R. Berghahn & T. Neudecker (1995): Rote Liste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs (mit Anhängen: nicht gefährdete Arten). In: Nordheim, H. v. & T. Merck (Hrsg.) Rote Liste der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 44: 101-113.
- Fricke, R., O. Rechlin, H. Winkler, H.-D. Bast & E. Hahlbeck (1996): Rote Liste und Artenliste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. In: Merck, T. & H. v. Nordheim (Hrsg.) Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 48: 83-90.
- Fricke, R., R. Berghahn, O. Rechlin, T. Neudecker, H. Winkler, H.-D. Bast & E. Hahlbeck (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Binot, M., R. Bless, P. Boye, H. Gruttke & P. Pretscher: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 55: 60-64.
- Knijn, R., T. W. Boon, H. J. L. Heessen & J. R. G. Hislop (1993): Atlas of the North Sea fishes. Based on bottom-trawl survey data for the years 1985-1987. ICES Cooperative Research Report 194: 1-268.
- Muus, B. J. & J. G. Nielsen (1999): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. Stuttgart.
- Nijssen, H. & S. J. De Groot (1983): Zeevissen van de Nederlandse kust. Wetenschappelijke Mededelingen K.N.N.V. 143: 1-109.
- Stehmann, M. (1999): Haie und Rochen in Gefahr! Fischerei und Umwelteinflüsse als Gefährdungspotentiale für Arten und Bestände, Bemühungen um Erhaltungsmaßnahmen. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums (Stralsund) 15: 67-72.
- Steuben, K. S. & G. Krefft (1989): Die Haie der sieben Meere. Arten, Lebensweise und sportlicher Fang. Verlag Paul Parey Hamburg, Berlin: 157 S.
- Vas, P. (1995): The status and conservation of sharks in Britain. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 5: 67-79.
- Wheeler, A. (1978): Key to the fishes of Northern Europe. Frederick Warne Ltd. London.
- Whitehead, P. J. P., M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (1984): Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, UNESCO Paris.
- Winkler, H. M., K. Skora, R. Repecka, M. Pliks, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin & H. Jespersen (2000): Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/ Mini 11: 1-14.

Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe

Helmut M. Winkler und Horst Schröder

Einführung

Nachdem fischfaunistische Fragestellungen lange Zeit im Schatten wirtschaftsorientierter fischereibiologischer Forschung bestenfalls marginär behandelt wurden, hat das Interesse zu Ende des vergangenen Jahrhunderts auf nationaler und internationaler Ebene aus verschiedenen Gründen wieder deutlich zugenommen. Sei es im Gefolge internationaler Abkommen und Einrichtungen (IUCN, HELCOM, FFH-Richtlinie der EU), sei es durch die Erstellung Roter Listen auf nationaler Ebene, durch das allgemein gestiegene Interesse am Schutz und Erhalt der Biodiversität usw.

In verschiedenen aktuellen Publikationen und diversen Roten Listen wird mit Artenvorkommen operiert, deren Entstehung und aktuelle Wertigkeit für Ausenstehende gar nicht oder zumindest nur eingeschränkt nachzuvollziehen sind. Bisweilen scheint es, dass bestimmte Arten (genauer ihr Name in einer Liste) in der Literatur ein Eigenleben entwickeln, das von der realen Situation im Gewässer weit entfernt ist.

Anliegen des vorliegenden Beitrages ist es, einen Überblick zum aktuellen Kenntnisstand der Fischfauna und seiner Genesis an der deutschen Ostseeküste zu geben. Insbesondere sollen die darin enthaltenen Unsicherheiten und Schwachstellen aufgezeigt werden.

Zum Gebiet

Der deutsche Küstenabschnitt (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) gehört zur südlichen Ostsee und ist größtenteils noch Übergangsbereich zur eigentlichen Ostsee. Besonders der Salzgehalt beeinflusst das Vorkommen und die Verbreitung verschiedener Fischgruppen. Herrschen im Skagerrak mit 33 PSU (Praktische Salzeinheiten, entspricht etwa den Promilleangaben) noch echte marine Bedingungen, so verringert sich der Salzgehalt im Kattegat auf 20 - 26 PSU, nach den dänischen Belten und dem Sund liegt er vor unserer Haustür nur noch bei 12 -15 PSU, schon östlich Rügens sinkt er unter 10 und im Bothnischen sowie Finnischen Meerbusen herrschen mit weniger als 5 PSU oligohaline Bedingungen vor (vgl. Reinheimer 1995). Deshalb wird die Ostsee zu Recht als Brackwassermeer bezeichnet. Der grob skizzierte longitudinale Salinitätsgradient wiederholt sich auf kleinerer Distanz in der Vielzahl von Buchten, Lagunen

(Bodden) und Flußmündungen (Ästuar, Haffe) entlang der gesamten Ostseeküste. Diese Bedingungen sind dazu noch durch meteorologische Einflüsse äußerst variabel.

Ansprüche und Realitäten bei der Erfassung der Ichthyofauna

Streng wissenschaftlich genommen existieren für das gesamte Gebiet bis heute keine komplexen Untersuchungen, die dem Anspruch einer wissenschaftlich fundierten (qualitativ und quantitativ) ichthyofaunistischen Erhebung methodisch genügen würden. Gemeint ist eine flächendeckende Erfassung der gesamten Fischfauna innerhalb eines angemessenen Zeitrahmens, aus der das sichere Vorkommen (möglichst mit Häufigkeit/Bestandsdichte) oder Fehlen der einzelnen Arten, bezogen auf den durch sie beanspruchten Gesamtlebensraum hervorgeht. Eine solche Erfassung, in bestimmten Zeitintervallen wiederholt, würde es erlauben, Aussagen über den Existenzstatus der einzelnen Arten zu tätigen. Erst aus Trendbewertungen (Konstanz oder Veränderung, evtl. Bestandsrückgang bis hin zum Ausbleiben einer Art) könnte, zusammen mit dem Wissen um die Ökologie der jeweiligen Art, fundiert über mögliche Gefährdungsursachen diskutiert werden.

Es liegt auf der Hand, dass derartige Untersuchungen überaus aufwendig und sehr kostenintensiv sind. Allein schon deshalb ist es realitätsfern, eine umfassende Fischgemeinschaftserfassung für ein größeres Meeresgebiet ins Auge zu fassen. Das mögen einige einfache Überlegungen zu den theoretischen Anforderungen an Untersuchungen mit derartigen Ansprüchen verdeutlichen.

Ausgehend von der Gewässergröße ist eine angemessene Probendichte zu erreichen, die aber sofort um ein Vielfaches steigt, wenn verschiedene Lebensraumtypen vorkommen. Diese wiederum bedingen spezifische Fangmethoden. Doch selbst innerhalb eines Biotoptyps sind differenzierte Fang- oder Nachweismethoden erforderlich, um eine einigermaßen objektive Erfassung aller Arten zu gewährleisten. In der Ostsee sind wenigstens folgende Bereiche für die Beprobung zu berücksichtigen:

1. Offene Ostsee mit Pelagial und Benthal (mit Schlick-, Sand- oder Hartböden);
2. Flachwasser der offenen Küsten (ebenfalls mit Hart- und Weichböden, je nach Tiefe und Windexposition mit oder ohne Makrophyten- oder Algenbeständen);

3. Boddengewässer und gezeitenlose Ästuar mit ähnlicher Habitatvielfalt (zumindest sind makrophytenbestandene Flachwasserzonen und bewuchslose tiefere Bereiche mit unterschiedlichen Bodensubstraten zu unterscheiden).

Es sind also bei einer Gesamtaufnahme wenigstens drei große Bereiche, differenziert in mehrere Biotop-typen, spezifisch zu untersuchen. Die Erfassung müßte zudem zeitgleich erfolgen, da viele Arten während ihrer Ontogenese einen mehrfachen Habitatwechsel durchmachen, d.h. altersabhängig nur vorübergehend in einem der Lebensbereiche anzutreffen sind.

Das allein sind nur die Probleme, wenn es um die Erfassung der ständig in der Ostsee vorkommenden Arten geht.

Gerade in der südlichen Ostsee, die faunistisch gesehen Übergangscharakter hat, kommt eine weitere Schwierigkeit hinzu. Eine beträchtliche Zahl von Arten kommt aus der Nordsee oder aus dem Süßwasser regelmäßig oder auch nur sporadisch in die südliche Ostsee oder in die Boddengewässer. In Abhängigkeit von Veränderungen des Salz- oder Süßwassereinstroms kommt es zu Verschiebungen im Auftreten solcher regelmäßigen oder unregelmäßigen Wandergäste. Hinsichtlich dieser Arten müßte die Erfassung über einen genügend langen Zeitraum erfolgen, um den biologischen Hintergrund ihres Auftretens oder Ausbleibens werten zu können. Das kann bei einigen Arten Jahrzehnte in Anspruch nehmen.

Es ist klar, dass eine Beschreibung der Ichthyozö-nen des Gesamtgebietes mit auch nur annäherndem Anspruch auf Berücksichtigung der o.g. Aspekte weder in der Vergangenheit noch in naher Zukunft realisiert werden konnte bzw. wird. Man wird sich stets mit bestimmten räumlich-zeitlichen Ausschnitten begnügen müssen, nur in wenigen Fällen gelingt es, bestimmte Lebensräume exemplarisch nach einem höheren Maßstab analysieren zu können. Es bleibt beständige Aufgabe, die einzelnen Facetten nach und nach zu einem Gesamtbild zusammenzufügen.

Quellen ichthyofaunistischer Daten

Ungeachtet dessen verfügen wir natürlich über ein historisch akkumuliertes Wissen aus unserer Region, doch es ist fragmentarisch und begrenzt.

Woraus rekrutiert sich unser historischer und aktueller Kenntnisstand über die Fischfauna und deren Gefährdung in unserer Region?

Wichtigste Quelle waren und sind die Meldungen aus der Fischerei und der im letzten Jahrhundert einsetzenden systematischen Fischereiforschung. Chroniken und Fangstatistiken der Vergangenheit geben, so unvollständig sie auch sein mögen, Auskunft über Langzeittrends für die wirtschaftlich interessanten

Arten. Unter diesem Schirm waren und sind auch die Arten, die aufgrund ihrer Größe oder absonderlichen Form das Interesse der Fischer und der Öffentlichkeit auf sich lenken.

Nicht unbedeutend war und ist der Beitrag von einzelnen Zoologen und Naturforschern, die bei verschiedenen Gelegenheiten systematisch oder auch zufällig Belegexemplare aus bestimmten Gewässerabschnitten in Sammlungen der Universitäten (z.B. Zoologische Sammlungen der Universitäten Greifswald und Rostock) und Museen (Müritz-Museum in Waren, Deutsches Meeresmuseum Stralsund) einbrachten. In der Nachkriegszeit sind es auch zunehmend Sportangler, die seltene Fänge und Funde derartigen Einrichtungen übereignen oder melden. Eine noch wenig genutzte Informationsquelle stellen biologisch interessierte Sporttaucher dar, die sporadische Einzelbeobachtungen bzw. sehr lokale Aufnahmen liefern, die methodisch bedingt nur Aussagen zu Teilen der jeweiligen Fischgemeinschaft sind.

Größere Teile oder ganze Fischgemeinschaften wurden bei speziellen ichthyofaunistischen Forschungen in einzelnen Küstenrandgewässern untersucht. Solche Erfassungen fanden sowohl in der Vergangenheit (bes. um die Jahrhundertwende) als auch verstärkt in den letzten 20 Jahren durch wissenschaftliche Einrichtungen statt. Auch Meeresaquarianer haben an bestimmten Standorten regelmäßige Erhebungen durchgeführt.

Was die räumliche Verteilung der Arbeiten anbelangt, so beziehen sich die meisten technisch bedingt auf die inneren Küstengewässer, die eigentliche Ostsee ist, abgesehen von den Meeresanglern, den fischereilichen und fischereiwissenschaftlichen Einrichtungen vorbehalten. Obwohl die fischereibiologischen Forschungen vorrangig auf die sogenannten Nutzfischbestände ausgerichtet waren und sind, liefern sie wesentlich vollständigere und systematischere Ergebnisse, da ein bestimmtes Stationsnetz mit standardisierten Methoden regelmäßig beprobt wird. Die stärkere Einbindung ökosystemarer Ansätze in die fischereibiologische Forschung hat zu einer vollständigeren Erfassung der Fischgemeinschaften geführt. Langzeitserien erlauben für die produktionsbiologisch wichtigen Arten Trendbetrachtungen. Ausgespart bleiben dabei jedoch fangmethodisch bedingt Kleinfischarten und Biotope, die nicht mit fischereilichen Fanggeräten beprobt werden können (Steingründe, küstennahe Flachwasserbereiche).

Insgesamt laufen alle genannten Aktivitäten autark, eine methodische und sonstige Abstimmung im Sinne einer ichthyofaunistischen Überwachung des Gebietes und der Schließung von Wissenslücken fehlt bzw. entwickelt sich erst.

Zum aktuellen Kenntnisstand

Der erste große Versuch zur wissenschaftlichen ichthyofaunistischen Beschreibung der südlichen und darüber hinaus der gesamten Ostsee geht auf Möbius & Heincke (1883) zurück. Neben später folgenden großräumigen (z.B. Duncker et al., 1929; Ehrenbaum, 1936) und lokaleren (Meyer, 1934) Faunenübersichten erfolgt erst wesentlich später für unser Gebiet eine zweite Zäsur. Es handelt sich um die ausführliche Darstellung der Fischfauna der Binnen- und Meeresgewässer Schleswig-Holsteins durch Duncker & Ladiges (1960). Obgleich Schleswig-Holstein im Mittelpunkt steht, werden Mecklenburg-Vorpommern als östlich und Dänemark als nordöstlich anschließende Faunengebiete mit behandelt. Es sollte aber nicht vergessen werden, dass dieses Werk im wesentlichen auf Arbeiten und Ergebnissen aus der Zeit bis zur Mitte des vorigen Jahrhunderts fußt.

Neuere Darstellungen zur Fischfauna der deutschen Ostseeküste berufen sich vor allem auf diese Quellen, ergänzt durch neuere zumeist lokale Beobachtungen und Nachweise (Nellen & Thiel, 1996; Thiel et al., 1996; Winkler et al., 2000). Das trifft auch auf die 1994 erstellte Rote Liste der Fische der deutschen Ostseeküste zu (Fricke et al., 1996; Fricke et al., 1998), in die wenigstens die praktischen Erfahrungen verschiedener Wissenschaftler mit eingeflossen sind, die auf langjährige Feldarbeiten im Ostseeraum zurückgreifen können.

Ein Vergleich des Artenbestandes in grober historischer Abfolge nach der Lubinschen Karte (Jäger & Schmidt, 1980; Möbius & Heincke, 1883; Duncker & Ladiges, 1960; Fricke et al., 1996) bis hin zur hier vorgelegten Artenübersicht, enthält zwar gewisse Unschärfen, ist aber übersichtsmäßig interessant. Die Unschärfe bezieht sich vor allem darauf, dass unterschiedliche Gebiete für die Artenzusammenstellung zugrunde liegen. Die auf der 1618 erstmals veröffentlichten Lubinschen Karte enthaltenen Fischnamen beziehen sich auf das Gebiet Pommerns (Küstenstreifen beginnend mit der Darß-Zingster Boddenkette bis an die Danziger Bucht) und reflektieren in stärkerem Maße die Fischfauna der Binnen- und inneren Küstengewässer und in geringerem Maße die der offenen Ostsee. Der auffällig hohe Anteil an Süßwasserarten ist durch Doppelbezeichnung von aus heutiger Sicht identischen Arten beeinflusst. Möbius & Heincke (1883) definierten die „Westliche Ostsee“ als das Gebiet westlich der Linie „Greifswalder Bodden, Ostrügen - Südostspitze Schonen“, die Beltsee und den Sund ausgeschlossen. Die Arbeit von Duncker & Ladiges (1960) ist zwar auf die Schleswig-Holsteinische Ostseeküste ausgerichtet, jedoch wurde auch die Literatur über das Nachbargebiet Mecklenburg bis einschließlich

Tabelle 1: Vergleich des Fischartenbestandes in der westlichen Ostsee (BRD), in Reihenfolge nach: Lubinsche Karte (1618), Möbius & Heincke (1883), Duncker & Ladiges (1960), Fricke et al. (1996) und nach aktuellen Daten (2002).

marine stationär	marine Gäste	diadrome Wanderer	Süßwasser	N Gesamt	Zeit
16		7	48	71	1600
36	32	8	20	96	1883
37	40	7	29	113	1960
35	67	6	23	131	1996
40	60(1)	12(6)	27(5)	151	2002

Vorpommern sorgfältig recherchiert. Fricke et al. (1996) definieren die gesamte deutsche Ostseeküste (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, äußerlich begrenzt durch die mit den Nachbarländern festgelegte Mittellinie) als Bezugsgebiet. In unserer aktuellen Zusammenstellung beziehen wir uns auf das gleiche Gebiet.

Der Übersicht halber und in Anlehnung an Formulierungen aus Möbius & Heincke (1883) haben wir die Arten in Tabelle 1, 2 und 3 nach der Art der Nutzung des Gebietes als Lebensraum in folgende 4 Kategorien eingeteilt:

- **Marine Standfische** (stationär) (ständig im Gesamtgebiet, pflanzen sich in der Ostsee fort; lokal können sie stationär sein oder auch migrieren);
- **marine Wander- u. Irrgäste** (regelmäßig, sporadisch oder extrem selten aus der Nordsee einwandernd, keine Reproduktion im Gebiet, in Tabelle 2 als Gastarten bzw. Irrgäste geführt);
- **diadrome Wanderfische** (regelmäßiger Lebensraumwechsel zwischen Salz- und Süßwasser, anadrome, z.B. Rundmäuler und Lachs, und katadrome Arten, Aal);
- **Süßwasserfische** (Reproduktion im oligohalinen Brack- oder reinen Süßwasser, stationär u. migrierend).

Den Begriff diadrome Wanderarten haben wir ähnlich wie Moyle & Cech (2000) etwas weiter gefasst und darin **anadrome** (Laichplatz im Süßwasser, Weidegebiete im Brack- oder Seewasser; Beispiel: Neunaugen, Maifische, Lachse), **semianadrome** (laichen im oberen Ästuar/salzarmen Brackwasser oder Süßwasser, Weidegebiete im Brackwasser; Beispiel: Zährte, Ziege, Ostseeschnäpel, Stint) und **katadrome** (Gegenteil des anadromen Typs, Beispiel: Aal, Flunder z.T.) Arten zusammengefasst. Eine scharfe Abgrenzung ist in einigen Fällen schwierig, da sowohl innerhalb der marinen als auch der Süßwasserfischartengruppen jeweils salzgehaltstolerante (euryhaline) als auch nicht tolerante (stenohaline) Arten zu unterscheiden sind. Fast alle Süßwasserarten können Salinitäten bis 3 - 5 PSU vertragen, viele können sich dabei jedoch schon nicht mehr reproduzieren. Die salzgehaltstoleranten Arten können sich gerade noch bis 5 - 7 PSU fortpflanzen, vertragen aber meist bis 10 PSU und unter günstigen Bedingungen kurzzeitig bis 15 PSU.

Echte Ästuararten, deren gesamter Lebenszyklus ausschließlich im Brackwasser stattfindet (Moyle & Cech, 2000), fehlen unseres Erachtens in der Ostsee bzw. sind nur bedingt als solche auszuweisen (z.B. *Pomatoschistus microps*, Strandgrundel).

Die in Tabelle 1 in Klammern gesetzten Zahlen weisen durch den Menschen eingebrachte gebietsfremde (allochthone) Arten aus. In Tabelle 2 sind sie am lateinischen Namen mit al.* kenntlich gemacht.

Die Zusammenstellung (Tabelle 1) dokumentiert, gemessen am groben Maßstab der Gesamtartenzahl, dass im Zeittrend ein beständiger Artenzuwachs zu verzeichnen ist. Gegenüber dem Stand aus dem 16. Jahrhundert hat sich die Gesamtartenzahl verdoppelt, in erster Linie im Bereich der marinen Arten. Das unterscheidet den marinen Bereich noch vom Süßwasser, wo wir gewohnt sind, eine rückläufige Artenzahl zu konstatieren. Seit Möbius & Heincke (1883) sind die Relationen in etwa ähnlich 2/3 marine und 1/3 diadrome und Süßwasserfischarten. Der Zuwachs ist nach Duncker & Ladiges (1960) bei den marinen -und Süßwasserarten zu verzeichnen. Auch der Anteil eingeführter Arten hat sichtbar zugenommen.

Im einzelnen lassen sich die Veränderungen genauer an der Gesamtartenliste (Tabelle 2) verfolgen. Diese enthält alle Arten, für die aus unserem Ostseegebiet ein im wissenschaftlichen Sinne verbürgter Nachweis, und sei es auch nur in einer Publikation, vorliegt. Bei der wissenschaftlichen Namensgebung haben wir uns an Eschmeyer (1998) orientiert. Bei einigen Arten sind wir den Vorschlägen von Kottelat (1997) gefolgt (Güster, Bitterling, Giebel, Ostseeschnäpel, Zander).

Tabelle 2: Artenliste der potentiell im deutschen Ostseegebiet vorkommenden Rundmäuler und Fischarten; Gefährdungskategorien Rote Liste 1996/98: 0 ausgestorben/verschollen, 1 vom Aussterben bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, P potentiell gefährdet, II gefährdete wandernde Art, R - Arten mit geographischer Restriktion.

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Typ	Prä	Hfg	RL96	RL98
Petromyzontidae (Neunaugen)	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	Meerneunauge	D	GA	s	1	OFFH
	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Flußneunauge	D	ST	r	1	
Lamnidae (Makrelenhaie)	<i>Lamna nasus</i> (Bonnaterre, 1788)	Heringshai	M	Irr	ss	II	3
Carcharhinidae (Blauhaie)	<i>Prionace glauca</i> (Linnaeus, 1758)	Blauhai	M	Irr	ss	II	
Alopiidae (Fuchshaie)	<i>Alopias vulpinus</i> (Bonnaterre, 1788)	Fuchshai	M	Irr	ss	II	3
Hexanchidae (Grauhaie)	<i>Hexanchus griseus</i> (Bonnaterre, 1788)	Grauhai	M	Irr	ss	w	
Squalidae (Dornhaie)	<i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758	Dornhai	M	Irr	ss	w	3
Scyliorhinidae (Katzenhaie)	<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque-Schmaltz, 1810	Fleckhai	M	Irr	ss	w	
Dasyatidae (Stechrochen)	<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	Stechrochen	M	Irr	ss	II	3
Rajidae (Echte Rochen)	<i>Raja batis</i> Linnaeus, 1758	Glattrochen	M	Irr	ss	w	3
	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	Nagelrochen	M	Irr	ss	w	
	<i>Raja radiata</i> Donovan, 1808	Sternrochen	M	Irr	ss	w	
	<i>Raja fullonica</i> Linnaeus, 1758	Chagrin-Rochen	M	Irr	ss	w	

Auf die Ausweisung von Unterarten wurde in der aktuellen Zusammenstellung verzichtet.

Wie schon in Tabelle 1 sind die Arten nach dem groben Lebensraumtyp (Typ) in marine (M), diadrome (D) und Süßwasserarten (F) eingeteilt. Nach ihrer Präsenz (Prä) im Gebiet werden sie in stationäre (ST), wandernde Gastarten (GA), Irrgäste und Arten, die durch menschliche Aktivitäten eingebracht wurden (BS), kategorisiert. Während Gastarten biologisch bedingt mit gewisser Regelmäßigkeit im Gebiet vorkommen (meist Weidewanderung), ist das Auftreten von Irrgästen kaum vorhersehbar und in der Regel an ungewöhnliche hydrographische und meteorologische Bedingungen geknüpft. Die abgestuften Häufigkeitsangaben (Hfg) von sehr selten (ss) über selten (s), regelmäßig (r), häufig (h) bis sehr häufig (sh), hängen natürlich mit der Präsenz zusammen, sind aber andererseits ein grober Richtwert dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Art im Gebiet angetroffen werden kann. Jedoch liegt die Betonung auf grober Richtwert, denn bei einigen Arten bedeutet „sehr selten“ einen Nachweis einmal in drei oder fünf Jahren, bei anderen in 10 oder noch mehr Jahren! Nicht wenige Arten werden sowohl aus den eingangs erwähnten methodischen Gründen aber auch aus realen biologischen Gründen in solchen zeitlichen Abständen sporadisch nachgewiesen.

Weiterhin muß ausdrücklich hervorgehoben werden, dass viele Arten auf Grund ihrer Bindung an bestimmte Salinitätsbereiche innerhalb des Ostseegebietes nur sehr eng begrenzt anzutreffen sind. Stehohaline Süßwasserarten sind nur auf Flußmündungen bzw. Bereiche mit niedrigen Salzgehalten beschränkt (z.B. Bitterling, Steinbeißer, Hasel u.a.).

Tabelle 2: Fortsetzung.

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Typ	Prä	Hfg	RL96	RL98
Acipenseridae (Störe)	<i>Acipenser oxyrinchus</i> Mitchell, 1815	Atlantischer Stör	D	ST	ss	0	0FFH
	*al <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt, 1833	Waxdick	D	BS	s		
	*al <i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869	Sibirischer Stör	D	BS	r		
	*al <i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	Sterlet	D	BS	r		
	*al <i>Acipenser spec.</i>	Hybriden	D	BS	r		
Anguillidae (Flussaale)	<i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758	Flussaal	D	ST	h	3	3
Congridae (Meeraale)	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	Meeraal	M	Irr	s		
Clupeidae (Heringsfische)	<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	Else, Maifisch	D	Irr	ss	-	1FFH
	<i>Alosa fallax</i> (Lacepede, 1803)	Finte	D	ST	s	0	2FFH
	<i>Clupea harengus</i> (Linnaeus, 1758)	Hering	M	ST	sh		
	<i>Sprattus sprattus</i> Linnaeus, 1758	Sprotte	M	ST	sh		
Engraulidae (Sardellen)	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Anchovis, Sardelle	M	GA	r	w	
Cyprinidae (Karpfenfische)	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Plötz	F	ST	h		
	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Hasel	F	GA	s		
	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Döbel	F	Irr	ss	w	
	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Aland	F	GA	h		3
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Rotfeder	F	GA	r		
	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Blei	F	ST	h		
	<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Güster	F	ST	h		
	<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	Zope	F	ST	r	ll	3
	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Zährte	D	ST	s	2	2
	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Ziege	D	ST	ss	1	1
	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Ukelei	F	ST	r	3	
	<i>Leucaspis delineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Moderlieschen	F	ST	r		
	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Rapfen	F	ST	r	3	3FFH
	<i>Gobio gobio</i> Linnaeus, 1758	Gründling	F	ST	s		
	<i>Barbus barbus</i> Linnaeus, 1758	Flussbarbe	F	Irr	ss	2	0
	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Bitterling	F	Irr	ss		FFH
	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Schlei	F	ST	r		
	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Karassche	F	ST	r		3
	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Giebel	F	GA	s		
	*al <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Karpfen	F	BS	r		
*al <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Graskarpfen	F	BS	s			
*al <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Silberkarpfen	F	BS	s			
*al <i>Aristichthys nobilis</i> Richardson, 1845	Marmorkarpfen	F	BS	s			
Balitoridae (Bachschmerlen)	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Bachschmerle	F	Irr	ss		
Cobitidae (Dorngrundeln)	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	Steinbeißer	F	ST	r	3	2FFH
	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Schlammpeitzger	F	GA	ss	-	-FFH
Siluridae (Welse)	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Wels	F	GA	s	-	-
Ictaluridae (Zwergwelse)	*al <i>Ictalurus nebulosus</i> (Le Sueur, 1819)	Amerikanischer Zwergwels	F	BS	ss		
Esocidae (Hechte)	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Hecht	F	ST	h		3
Salmonidae (Lachsfische)	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Lachs	D	ST	h	3	1FFH
	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Meerforelle	D	ST	h	2	2
	*al <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Wahlbaum 1792)	Regenbogenforelle	D	BS	r		
	*al <i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Wahlbaum, 1792)	Buckellachs	D	BS	ss		
	<i>Coregonus maraena</i> (Bloch, 1779)	Ostseeschnäpel	D	ST	h	3	3
Osmeridae (Stinte)	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	Stint	D	ST	sh		
Lophiidae (Seeteufel)	<i>Lophius budegassa</i> Spinola, 1807	Schwarzer Seeteufel	M	Irr	ss		
	<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758.	Gemeiner Seeteufel	M	GA	s	w	

Tabelle 2: Fortsetzung.

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Typ	Prä	Hfg	RL96	RL98
Gadidae (Dorschfische)	<i>Gadus morhua</i> Linnaeus, 1758	Dorsch	M	ST	sh		
	<i>Melanogrammus aeglefinus</i> (Linnaeus, 1758)	Schellfisch	M	GA	s	w	
	<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Wittling	M	ST	h		
	<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1826)	Blauer Wittling	M	GA	s	w	
	<i>Pollachius pollachius</i> (Linnaeus, 1758)	Pollack	M	GA	s	w	
	<i>Pollachius virens</i> (Linnaeus, 1758)	Köhler, Seelachs	M	GA	s	w	
	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	Franzosendorsch	M	Irr	ss	w	
	<i>Trisopterus esmarkii</i> (Nilsson, 1855)	Stintdorsch	M	Irr	s	w	
	<i>Trisopterus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	Zwergdorsch	M	Irr	s	w	
	<i>Enchelyopus cimbrius</i> (Linnaeus, 1758)	Vierbärtelige Seequappe	M	ST	r		
	<i>Ciliata septentrionalis</i> (Collett, 1875)	Nordische Seequappe	M	Irr	s	w	R
	<i>Raniceps raninus</i> (Linnaeus, 1758.)	Froschdorsch	M	ST	r	w	
	<i>Phycis blennioides</i> (Brünnich 1768)	Großer Gabeldorsch	M	Irr	ss	w	
	<i>Molva molva</i> (Linnaeus, 1758)	Leng	M	Irr	ss	w	
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Aalquappe	F	ST	s	3	2	
Merlucciidae (Seehechte)	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	Seehecht	M	Irr	s	w	
Belonidae (Hornhechte)	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761)	Hornhecht	M	ST	h		
Mugilidae (Meeräschen)	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1826)	Dicklippige Meeräsche	M	GA	h	w	
	<i>Liza ramada</i> (Risso, 1826)	Dünnlippige Meeräsche	M	GA	r	w	
	<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Goldmeeräsche	M	GA	s	w	
Scomberesocidae (Makrelenhechte)	<i>Scomberesox saurus</i> (Walbaum, 1792)	Makrelenhecht	M	Irr	ss	w	
Gasterosteidae (Stichlinge)	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Dreistachliger Stichling	M,F	ST	sh		
	<i>Pungitius pungitius</i> Linnaeus, 1758	Zwergstichling	F	ST	h		
	<i>Spinachia spinachia</i> Linnaeus, 1758)	Seestichling	M	ST	r	3	3
Syngnathidae (Seenadeln)	<i>Syngnathus typhle</i> Linnaeus, 1758	Grasnadel	M	ST	h		3
	<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	Große Seenadel	M	GA	s		
	<i>Syngnathus rostellatus</i> Nilsson, 1855	Kleine Seenadel	M	ST	h		
	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	Kleine Schlangennadel	M	ST	h		
	<i>Entelurus aequoreus</i> (Linnaeus, 1758)	Große Schlangennadel	M	Irr	ss	w	R
Triglidae (Knurrhähne)	<i>Chelidonichthys gurnardus</i> (Linnaeus, 1758)	Grauer Knurrhahn	M	ST	r		
	<i>Chelidonichthys lucerna</i> (Linnaeus, 1758)	Roter Knurrhahn	M	ST	r		
Cottidae (Groppen)	<i>Taurulus bubalis</i> (Euphrasen, 1786)	Seebull	M	ST	r		
	<i>Myoxocephalus scorpius</i> Linnaeus, 1758	Seeskorpion	M	ST	h		
Agonidae (Panzergruppen)	<i>Agonus cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	Steinpicker	M	ST	r		
Cyclopteridae (Seehasen)	<i>Cyclopterus lumpus</i> Linnaeus, 1758	Seehase	M	ST	h		R
Liparidae (Scheibenbäuche)	<i>Liparis liparis</i> (Linnaeus, 1766)	Großer Scheibenbauch	M	ST	r	3	3
	<i>Liparis montagui</i> (Donovan, 1804)	Kleiner Scheibenbauch	M	GA	ss	3	3
Moronidae (Wolfsbarsche)	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Wolfsbarsch	M	GA	s	II	
Percidae (Barsche)	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Flußbarsch	F	ST	sh		
	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Zander	F	ST	sh		
	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Kaulbarsch	F	ST	h		
Echeneidae (Schiffshalter)	<i>Remora remora</i> (Linnaeus, 1758)	Schiffshalter	M	Irr	ss	w	
Carangidae (Schildmakrelen)	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Stöcker	M	GA	r		
	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	Gabelmakrele	M	Irr	ss	w	

Tabelle 2: Fortsetzung.

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Typ	Prä	Hfg	RL96	RL98
Bramidae (Brachsenmakrelen)	<i>Brama brama</i> (Bonaterre, 1788)	Brachsenmakrele	M	GA	s	w	
	<i>Taractes asper</i> Lowe, 1843	Segelflossen-Brachsenmakrele	M	Irr	ss	w	
	<i>Taractichthys longipinnis</i> (Lowe, 1843)	Langflossen-Brachsenmakrele	M	Irr	ss	w	
	<i>Pterycombus brama</i> Fries, 1837	Silberbrassen	M	Irr	ss	w	
Sparidae (Meerbrassen)	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	Graubarsch	M	Irr	ss	w	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Streifenbrassen	M	Irr	ss		
Sciaenidae (Adlerfische)	<i>Argyrosomus regius</i> Asso, 1801	Adlerfisch	M	Irr	ss	w	
Mullidae (Meerbarben)	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	Streifenbarbe	M	GA	r	w	
Labridae (Lippfische)	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (Linnaeus, 1758)	Klippenbarsch	M	ST	r		
	<i>Labrus bergyllta</i> Ascanius, 1767	Gefleckter Lippfisch	M	GA	s	3	2
	<i>Symphodus melops</i> (Linnaeus, 1758)	Goldmaid, Augenfleck-Lippf.	M	ST	s	1	1
Zoarcidae (Wolfsfische)	<i>Zoarces viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	Aalmutter	M	ST	h		
Lumpenidae (Schlangenstachelrücken)	<i>Lumpenus lampretaeformis</i> (Walbaum, 1792)	Bandfisch, Spitzschwanz	M	ST	s	1	1
Pholidae (Butterfische)	<i>Pholis gunellus</i> (Linnaeus, 1758)	Butterfisch	M	ST	r		
Anarhichadidae (Seewölfe)	<i>Anarhichas lupus</i> Linnaeus, 1758	Gestreifter Seewolf	M	GA	s	w	
Ammodytidae (Sandaale)	<i>Ammodytes tobianus</i> Linnaeus, 1758	Tobiasfisch, Kleiner Sandaal	M	ST	sh		
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Le Sauvage, 1824)	Großer Sandaal	M	ST	sh		
	<i>Ammodytes marinus</i> Raitt, 1934	Sandaal	M	?	?		
Trachinidae (Petermännchen)	<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	Großes Petermännchen	M	ST	s	P	1
Callionymidae (Leierfische)	<i>Callionymus lyra</i> Linnaeus, 1758	Gestreifter Leierfisch	M	Irr	ss	w	
Gobiidae (Grundeln)	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	Schwarzgrundel	M	ST	h		
	<i>Gobiusculus flavescens</i> (Fabricius, 1779)	Schwimmgrundel	M	ST	h		
	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)	Sandgrundel	M	ST	sh		
	<i>Pomatoschistus microps</i> (Kroyer, 1838)	Strandgrundel	M	ST	sh		
	<i>Pomatoschistus pictus</i> (Malm, 1863)	Fleckgrundel	M	ST	r	II	R
	<i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810)	Glasgrundel	M	ST	r		
	*al <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1811)	Schwarzmundgrundel	M/F	BS	ss		
Scombridae (Makrelenfische)	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Atlantische Makrele	M	GA	r		
	<i>Orcynopsis unicolor</i> (Geoffroy St.Hilaire, 1817)	Einfarbiger Pelamide	M	Irr	s	II	
	<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	Thunfisch	M	Irr	ss		
Xiphiidae (Schwertfische)	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	Schwertfisch	M	Irr	ss	II	
Bothidae (Linksäugige Fludern)	<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	Lammzunge	M	Irr	ss	w	
Pleuronectidae (Schollen)	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i> (Linnaeus, 1758)	Hundszunge	M	ST	s	w	
	<i>Hippoglossoides platessoides</i> (Bloch, 1787)	Doggerscharbe	M	Irr	s	w	
	<i>Hippoglossus hippoglossus</i> (Linnaeus, 1758)	Heilbutt	M	Irr	ss	w	
	<i>Pleuronectes limanda</i> (Linnaeus, 1758)	Kliesche	M	ST	sh		
	<i>Microstomus kitt</i> (Walbaum, 1792)	Rotzunge, Limande	M	GA	s		
	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	Flunder	M	ST	sh	w	
<i>Pleuronectes platessa</i> Linnaeus, 1758	Scholle	M	ST	h			
Scophthalmidae (Steinbutte)	<i>Psetta maxima</i> (Linnaeus, 1758)	Steinbutt	M	ST	h		
	<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)	Glattbutt	M	ST	r		
	<i>Zeugopterus punctatus</i> (Bloch, 1787)	Haarbutt	M	GA	s	w	
Soleidae (Seezungen)	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Seezunge	M	GA	r		
	<i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810)	Zwergzunge	M	Irr	ss	w	
Molidae (Mondfische)	<i>Mola mola</i> (Linnaeus, 1758)	Mondfisch	M	Irr	ss	w	

Tabelle 3: Gesamtbilanz über die potentiell vorkommenden Arten, gruppiert nach der Lebensraumnutzung (aus Tabelle 2).

	Stationär	Gast	Irrgast	Besatz	Unklar	Gesamt	(%)
Marin	39	21	39	1	1	101	(66,9)
Diadrom	11		1	6		18	(11,9)
Süßwasser	17	6	4	5		32	(21,2)
Zusammen	67	27	44	12	1	151	(100)
(%)	(44,4)	(17,9)	(29,1)	(7,9)	(0,7)	(100)	

Einige marine Gäste hingegen meiden strikt die salzarmen Lagunen (Bodden) oder inneren Ästuare.

Die Gesamtbilanz aus der Tabelle 2 ist in Tabelle 3 zusammengestellt. Danach sind 2/3 aller Arten marin, 12 % diadrome Wanderer und 21 % Süßwasserfische. Nicht ganz die Hälfte aller Arten zählen zu den im Gebiet stationären Fischen, 18 % sind regelmäßige Gäste, 29 % Irrgäste und 8 % sind über beabsichtigte oder unbeabsichtigte Besatzmaßnahmen zumeist nur zeitweilig in die Ostsee eingebracht worden.

Die räumlich-zeitliche Verteilung der in Tabelle 2 gelisteten Arten im Großraum Ostsee ist sehr differenziert zu sehen. Eine Zusammenstellung von mehrjährigen Fischbestandsaufnahmen in einigen Ostseerandgewässern bzw. in der Ostsee selbst, verdeutlicht diese Problematik (vgl. Tabelle 4).

Nach den uns vorliegenden aktuellen Nachweisen aus den letzten zehn Jahren sind 76 % der aufgeführten Arten wenigstens mit einem Fang im Vorkommen bestätigt. Für den Rest liegen nur Nachweise

aus weiter zurückliegenden Zeiten bzw. aus der Literatur (z.B. Duncker & Ladiges, 1960; Fricke, 1987; Fricke et al., 1996) vor.

Nachfolgend nur einige ausgewählte Bemerkungen zur Gesamtartenliste (Tabelle 2). Nachweise von Haien und Rochen beschränken sich hauptsächlich auf das Schleswig-Holsteinische Gebiet am Ausgang der Belte bzw. im Sund. An der Küste Mecklenburg Vorpommerns wurde in den letzten 20 Jahren kein Nachweis registriert (Schröder, 1980). Der letzte Dornhainachweis liegt 30 Jahre zurück.

Wie neueste genetische und morphometrische Analysen an historischem Material aus der gesamten Ostsee belegen, handelte es sich bei dem ehemals sogenannten Baltischen- oder Ostseestör nicht wie bislang angenommen um *Acipenser sturio*, sondern um Abkömmlinge der heute noch in Nordamerika verbreiteten Art *Acipenser oxyrinchus* (Ludwig et al., 2002). Das ändert jedoch nichts an der Tatsache, dass diese Art im Gebiet als ausgestorben einzustufen ist. Regelmäßig werden Störfänge verschiedener Arten gemeldet, die auf Besatzmaßnahmen zurückgehen (Gessner et al., 2000). Gegenwärtig läuft in der Bundesrepublik ein Projekt zur Wiederansiedlung des Atlantischen Störs in der Ostsee.

Der Hering in der Ostsee wird in der Literatur auch als eigene Unterart (*Clupea harengus membras*) geführt, gleiches gilt für den sogenannten Ostseedorsch (*Gadus morhua calaris*). Die im Vergleich zur Nordsee anderen Umweltbedingungen bewirken bei diesen wie anderen marinen Arten andere Wachstumscharakteristika, Körperproportionen etc. In der



Abb. 1: Atlantischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*) von 1872 im Museum Franzburg.



Abb. 2: Maifisch (*Alosa alosa*), gefangen im Strelasund, Kleiner Stromrücken am 18. 5. 1998, Fischer: P. Hübner, Gewicht 1.157 g, Länge 52 cm.

östlichen Ostsee bleibt der Hering z.B. deutlich kleiner, wird bei geringeren Körpergrößen geschlechtsreif und wird deshalb auch mit einem eigenen Namen („Strömling“) bezeichnet.

Weil aus früheren Zeiten keine Maifischnachweise aus der Ostsee vorlagen, galt diese Art für unseren Bereich als potentiell nicht existent (vgl. Duncker & Ladiges, 1960; Schröder, 1980; Winkler, 1991). Überraschenderweise wurde 1998 ein Exemplar im Strelasund gefangen, einige weitere Einzelnachweise erfolgten zeitgleich an der polnischen und schwedischen Küste. Daher wurde diese international geschützte Art (FFH) in unsere Liste neu aufgenommen. Ähnlich überraschend hat sich die Situation bei der verwandten Finte geändert. Nachdem in den 70er Jahren die letzten Nachweise an unserer Küste registriert wurden, war sie fast 30 Jahre verschwunden (Winkler, 1991), demzufolge wurde sie in der Roten Liste als ausgestorben geführt (vgl. Tabelle 2). Seit 1998 mehren sich die Nachweise an unserer Küste, bei Fängen in der offenen Ostsee ist sie mittlerweile regelmäßig bis häufig vertreten. Diese Entwicklung läuft parallel zu Beobachtungen in den östlichen Nachbarstaaten (Polen, Litauen). Über die Ursachen läßt sich nur spekulieren.

Die vielen Cyprinidenarten in der Liste beschränken sich in ihrem Vorkommen hauptsächlich auf die aus-



Abb. 3: Steinbeißer (*Cobitis taenia*).

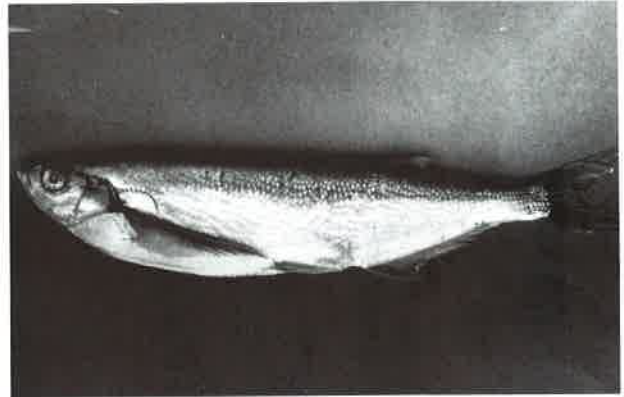


Abb. 4: Ziege (*Pelecus cultratus*), gefangen im Greifswalder Bodden vor SW-Spitze Insel Vilm, Fang in Heringsreuse in 8,5 m Tiefe am 11.4.1986, Gewicht 292 g, Länge 37 cm.

gesüßten Ostseerandgewässer. Die meisten Arten dieser Gruppe sind im Oderästuar zu finden. Die Meldungen über Vorkommen vom Bitterling (FFH-Art!) bedürfen der Aktualisierung. Sicher sind die Vorkommen des Steinbeißers in den oligohalinen Boddengewässern.

Flussbarbennachweise liegen aus dem weiteren Oderästuar schon mehr als 50 Jahre zurück, daher der Status als „ausgestorbene“ Art.

Rätselhaft ist auch die Ziege (*Pelecus cultratus*), die alle 3 - 5 Jahre in unseren Küstengewässern als Einzelnachweis auftaucht (Schröder, 1991), zuletzt 1996 in der Peenemündung.

Die Großsalmoniden, von denen der Lachs im Binnenbereich den Status als FFH-Art hat, werden durch fischereiliche Fördermaßnahmen gestützt. Dazu zählt auch der Ostseeschnäpel (*Coregonus lavaretus baltica* Thienemann 1922), der als Unterart geführt wird und auf Vorschlag von Kottelat (1997) jetzt als *Coregonus maraena* (Bloch, 1779) zu bezeichnen ist. Durch umfangreiche Fördermaßnahmen scheinen sich die Bestände dieser semianadromen Art in den letzten 10 Jahren deutlich vergrößert zu haben.

Die meisten in der Liste aufgeführten Dorscharten werden, wie auch die Meeräschen, Stichlinge, Seenadeln, diverse Barschartige und Plattfische ziemlich regelmäßig in unserem Gebiet gefangen. Keine bis sehr seltene Meldungen (Literatur) liegen für den Makrelenhecht, Schiffshalter, die Gabel- und Brachsenmakrelen sowie weitere als Irrgäste eingestufte Arten vor (vgl. Tabelle 2).

Ziemlich regelmäßig sind dagegen Nachweise der exotischen Schwert- (z.B. Schröder, 1989) und Mondfische, die hier auch als Irrgäste gelten.

Gefährdung der Ostseefischfauna

In den Spalten RL96 und RL98 (Tabelle 2) ist der Gefährdungsstatus für Arten nach den Roten Listen



Abb. 5: Schwertfisch (*Xiphias gladius*), gefangen in der Prohner Wiek im Stellnetz am 14. 9. 1999, Fischer: H. Winter, Gewicht 36,2 kg, Länge 210 cm (davon Schwert 73 cm ab Augenrand).

(vgl. Fricke et al., 1996 und Fricke et al., 1998) einschließlich FFH-Status ausgewiesen bzw. für einige Arten wurden schon spezifische Informationen gegeben.

Nur rund 30 % der in der Ostsee ständig vorkommenden Arten (ohne Wandergäste, vgl. Tabelle 2) sind nach dem Rote Liste-Status als gefährdet eingestuft worden (Fricke et al., 1996; Fricke et al., 1998), wohingegen im Binnenbereich der BRD 72 % der einheimischen Arten einer Gefährdungskategorie zugeordnet sind (von ausgestorben bis potentiell gefährdet) (Bless et al., 1994). Unter den im marinen Bereich gefährdeten einheimischen Arten sind alle diadromen Wanderer und auch die Süßwasserfische, die in den Roten Listen für die deutschen Binnengewässer einem Gefährdungsstatus zugeordnet sind. Verglichen damit erscheinen die marinen Standfische im Moment als relativ gering gefährdet. In Hinblick auf unseren für viele marine Arten geringen und oberflächlichen Kenntnisstand ist jedoch zu Vorsicht geraten.

In der Tabelle 1 ist zu erkennen, dass der Artenzuwachs vor allem bei den marinen Wandergästen zu verzeichnen ist, also bei der Gruppe, die am wenigsten objektiv bewertet werden kann. Bei den marinen Standfischen kann Konstanz angenommen werden. Bei den Wanderfischen aber, die aufgrund ihrer Lebensweise auch besser wissenschaftlichen Beobachtungen zugänglich sind (z.B. Kontrollen auf den Laichplätzen im Süßwasser), war ein Rückgang in der Vergangenheit nicht zu übersehen, auch wenn dies durch Besatzmaßnahmen überdeckt wurde.

Betrachtungen über die Ursachen der Gefährdung bei Ostseefischarten finden sich in den Kommentaren zu den Roten Listen (Fricke et al., 1996; Fricke et al., 1998), speziell zu den durch die FFH-Richtlinie betroffenen Arten bei Fricke (2000) sowie in weiteren Publikationen (Ubl et al., 2001; Winkler, 2001).

Untersuchungsbedarf

Für eine sichere Bewertung der marinen Fischfauna wäre der Aufbau eines zumindest am Anfang bescheidenen Monitoringprogramms dringend nötig. Gewisse Ansätze sind, wie eingangs genannt, vorhanden. Eine wichtige Voraussetzung wäre eine aktuelle Statusbeschreibung unserer Fauna auf der Basis einer soliden und kritischen Auswertung aller in den letzten Jahrzehnten aufgelaufenen wissenschaftlichen Daten. Die Aufarbeitung der akkumulierten Einzelnachweise, die Auswertung und Verallgemeinerung der erwähnten ichthyofaunistischen Arbeiten für einzelne Gebiete ist nicht nur für die Vervollkommnung unseres Wissensstandes von Nöten, vielmehr geht es um die Ableitung weiterer Forschungsaktivitäten, um das Setzen von Schwerpunkten und die sinnvolle Koordination vorhandener Forschungspotenziale.

Bei allen methodischen und sonstigen Einschränkungen der in Tabelle 4 verglichenen Ergebnisse zeigt die Übersicht, dass in konkreten räumlichen Untereinheiten der Ostsee selbst bei mehrjährigen (2 - 22) regelmäßigen Aufnahmen mit gleicher Methodik Artennachweise in der Größenordnung um 30 zusammenkommen, selbst bei der standardisierten Schleppnetzaufnahme der Bundesforschungsanstalt für Ostseefischerei (vorher Institut für Hochseefischerei der DDR) in der freien Ostsee. Das sind nur 20 % der in der potentiellen Artenliste (Tabelle 2) erfassten Fischarten. Erst die Ergebnissummutation beispielsweise aus einem Ästuarbereich, einem vorgelagerten Litoralabschnitt und der offenen Ostsee würde eine deutlich Steigerung des Ergebnisses auf immerhin schon über 50 % bewirken. Bezogen auf potentielle Artenlisten in drei konkreten Randgewässern (Tabelle 4) liegt das Ergebnis auch zwischen 50 und 60 %. Das unterstreicht die

Tabelle 4: Ergebnisse längerfristiger Fischbestandserhebungen in begrenzten Bereichen der deutschen Ostseeküste.

Gebiet	Habitat	Dauer Jahre	Arten aktuell	Potent. Arten	% Pot. Arten	Quelle
Kieler Bucht	Litoral, div.	2	32	-	-	Niemann, 1991
Wismar-B.	Litoral, div.	>10	-	51	-	Walter, 1997)
Poel Insel	Seegraswiese	22	19	-	-	Bischoff et al., 1997
Salzhaff	Ästuar, div.	13	31	-	-	Brehmer, 1986
Unterwarnow	Ästuar, div.	5	30	58	52	Winkler, 2000
Darß-Zingst	Ästuar, div.	4	33	52	63	Winkler, 2001 Winkler et al., 1995
Greifswalder Bodden	Bucht, div.	4	29	54	54	Winkler, 1989 Jönson et al., 1997
Ostsee	Offenes Meer	12	29	-	-	nach Daten BFA Hamburg/Rostock

in der Einführung beschriebene Notwendigkeit zur separaten Beprobung verschiedener Lebensraumtypen innerhalb der Ostsee.

In den Bodden- und Ästuargewässern Mecklenburg-Vorpommerns wurden Gesamtartenzahlen (Listen des potenziellen Artenspektrums vergleichbar mit der hier für die Ostsee vorgestellten) zwischen 50 und 60 ermittelt (vgl. auch Tabelle 4). In Abhängigkeit vom Grad des Süßwassereinstroms schwankt der Anteil an Süßwasserfischarten von 20 % (Wismar-Bucht; Walter, 1997) bis über 50 % (Stettiner Haff) bzw. umgekehrt liegt der Anteil mariner Arten in diesem Extremvergleich zwischen 69 % und 22 %. Das spiegelt die Verteilung der verschiedenen Fischgruppen entsprechend ihrer Salinitätstoleranz in den jeweiligen Gewässerkomplexen wider.

Literatur

- Bless, R., A. Lelek & A. Waterstraat (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Nowak et al. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 42, BfN, Bonn-Bad-Godesberg: 137-156.
- Bremer, H. (1986): Beobachtungen zur Veränderung der Ichthyofauna im Salzhaff. Naturschutzarbeit in Mecklenburg 29(1): 38-41.
- Bischoff, K., K. Quitschau & H. Schöne (1997): Zum Vorkommen ausgewählter Tierarten in den Seegraswiesen vor Timmendorf (Insel Poel). Meer und Museum 13: 62-64.
- Duncker, G., E. Ehrenbaum, H.M. Kyle, E. Mohr & W. Schnakenbeck (1929): Die Fische der Nord- und Ostsee. In: Grimpe & Wagler (Hrsg.) Tierwelt der Nord- u. Ostsee. Leipzig.
- Duncker, G. & W. Ladiges (1960): Die Fische der Nordmark. Abh. u. Verh. Naturw. V. Hamburg, N.F. Bd. III: 1-432.
- Ehrenbaum, E. (1936): Naturgeschichte und wirtschaftliche Bedeutung der Seefische Nordeuropas. In: Lübbert & Ehrenbaum (Hrsg.) Handbuch der Seefischerei Nordeuropas, Stuttgart, Bd. II: 1-337.
- Eschmeyer, W.N. (1998): Catalog of fishes. San Francisco (California Academy of Sciences) Vol. 1 - 3: 1-2905.
- Fricke, R. (1987): Deutsche Meeresfische, Bestimmungsbuch. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg: 219 S.
- Fricke, R. (2000): Auswahl und Management mariner NATURA-2000-Gebiete für Fischarten im Anhang II der FFH-Richtlinie. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 68, BfN Bonn-Bad Godesberg: 113-133.
- Fricke, R., O. Rechlin, H.M. Winkler, H.-D. O.G. Bast & E. Halbeck (1996): Rote Liste und Artenliste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Meeres- u. Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 48, BfN Bonn-Bad Godesberg: 83-90.
- Fricke, R., R. Berghahn, O. Rechlin, T. Neudecker, H.M. Winkler, H.-D. O.G. Bast & E. Halbeck (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Binot et al. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 55, BfN Bonn-Bad Godesberg: 60-64.
- Gessner, J., L. Debus, J. Filipiak, S. Spratte, K. Skora & G.M. Arndt (2000): Development of sturgeon catches in German and adjacent waters since 1980. J. Appl. Ichthyol. 15: 136-141.
- Jäger, E. & R. Schmidt (1980): Die Grosse Lubinsche Karte von Pommern aus dem Jahre 1618. Verlag Nordostdeutsches Kulturwerk, Lüneburg: 1-78.
- Jönsson, N., A. Busch, T. Lorenz & B. Korth (1998): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch und Vermischungsvorgängen. In: GOAP (Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse) BMBF Projekt, Abschlußbericht. Greifswalder geographische Arbeiten 16: 250-285.
- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. *Biologia*, 52, Suppl. 5: 1-271.
- Ludwig, A., L. Debus, D. Lieckefeldt, I. Wiring, N. Benecke, I. Jenckens, P. Williot, J.R. Waldeman & C. Pitra (2002): When the American sea sturgeon swam east. *Nature* 419: 447-448.
- Meyer, P.-F. (1934): Die Salz- und Brackwasserfische Mecklenburgs. *Archiv d. Vereins d. Freunde d. Naturgeschichte in Mecklenburg N.F.* 9: 59-98.
- Möbius, K. & F. Heincke (1883): Die Fische der Ostsee. Kiel: 206 S.
- Moyle, P.B. & J.J. Cech (2000): *Fishes. An Introduction to Ichthyology*. 4th Ed., Prentice Hall: 1-612.
- Nellen, W. & R. Thiel (1995): 6.4.1. Fische. In: Reinheimer, G. (Hrsg.) *Meereskunde der Ostsee*. Springer-Verlag, Heidelberg: 190-196.
- Niemann, H. (1991): Die Fischbesiedlung im Flachwasser der Kieler Bucht, ein Vergleich der Sommer 1976 und 1990. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Rheinheimer, G. (1995): *Meereskunde der Ostsee*. 2. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 1-338.
- Schröder, H. (1980): Bemerkenswerte Fischnachweise aus der Ostsee. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 23(1): 10-15.
- Schröder, H. (1989): Schwertfische auch an unserer Küste. *Deutscher Angelsport* 41 (2): 40-41.
- Schröder, H. (1991): Ziege und Schnäpel leben noch in vorpommerschen Küstengewässern. *Meer und Museum* 7: 53-56.
- Thiel, R., H.M. Winkler & L. Urho (1996): 3.2.1. Zur Veränderung der Fischfauna. In: Lozan et al. (Hrsg.) *Warnsignale aus der Ostsee*, Verlag Paul Parey, Berlin: 181-188.
- Ubl, C., W. Jansen & T. Richter (2001): Die Gefährdung der Fischfauna in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. *Fischerei & Fischmarkt in M-V*. 5: 24 - 28.
- Walter, U. (1997): Fische, Fischerei und Garnelenfang in der Wismarer-Bucht. *Meer und Museum* 13: 53-61.
- Winkler, H.M. (1989): Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5: 52 -58.
- Winkler, H.M. (1991): Changes of structure and stock in exploited fish communities in estuaries of the southern Baltic coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 3: 413-422.
- Winkler, H.M. (2000): Die Fischfauna der Unterwarnow sowie Untersuchungen zur Biologie ausgewählter Fischarten. Gutachten i. A. Amt für Hafenwirtschaft und Verwaltung, Hafen- und Seemannsamt der Hansestadt Rostock: 1-32.
- Winkler, H.M. (2001): Fischgemeinschaften und Fischerei in den Darß-Zingster Bodden. *Meer und Museum* 16: 76-84.
- Winkler, H.M., L. Debus, D. Franek & T. Lorenz (1995): Strukturanalyse der Fischgemeinschaft eines typischen Küstengewässers der südlichen Ostsee. *Abschlußbericht BMFT gefördertes Forschungsvorhaben*. 54 S. (unveröffentl.)
- Winkler, H.M., K. Skora, R. Repecka, M. Pliks, A. Neelo, L. Urho, A. Gushin & H. Jespersen (2000): Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. *ICES, CM 2000/Mini* 11: 1-14.

Ästuare – wichtige Lebensräume für Fische der Nord- und Ostsee

Ralf Thiel

Einleitung

Ästuare sind teilweise umschlossene küstennahe Wasserkörper bzw. flache Küstengewässer, die entweder ständig oder periodisch mit dem Meer in Verbindung stehen. Sie weisen einen Salzgehaltsgradienten auf, der durch die Vermischung von Meerwasser mit Süßwasser hervorgerufen wird (Day, 1981; Blaber, 1997). Nach dieser Definition sind nicht nur die gezeitenbeeinflussten Flussmündungsgebiete im Nordseeraum als Ästuare zu bezeichnen, sondern auch die Bodden, Haffe, Förden und Flussmündungsgebiete der Ostsee, sofern sie einen Salzgehaltsgradienten aufweisen.

Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe, in denen die Gezeiten keine Rolle spielen, wird in einem Beitrag von Winkler & Schröder (2003) beschrieben. Die Funktion von gezeitenbeeinflussten Ästuaren in der Nordseeregion als Lebensraum für Fische ist Schwerpunkt dieses Beitrags. Neben ihrer Funktion als Aufwuchs- und Fressgebiet sind viele Ästuare als Wanderwege oder Laichplätze für Fischarten bedeutsam. Eine begrenzte Anzahl von Arten verbringt hier sogar ihr gesamtes Leben.

Die Ästuare der Nord- und Ostsee sind seit langer Zeit ein Brennpunkt menschlicher Tätigkeit. Hier überlappen sich in hohem Maße die Aktivitäten von Fischerei, Industrie, Schifffahrt, Landwirtschaft, Naturschutz, Sport und Tourismus. Diese anthropogenen Faktoren beeinflussen neben den natürlichen Umweltfaktoren die Zusammensetzung der Fischfauna.

Erst seit den 1980er Jahren wird die Organisation der ästuarinen Fischfauna verstärkt auch unter Verwendung quantifizierbarer Datenerhebungen und moderner statistischer Analyseverfahren erforscht. Im Mittelpunkt der Untersuchungen steht dabei die Frage, in welcher Form die Existenz und Bestandsentwicklung der einzelnen Fischarten von der Verfügbarkeit und Qualität ästuariner Lebensräume abhängig ist und von welchen der hier wirkenden Umweltfaktoren die Fischfauna besonders beeinflusst wird (z.B. Lenanton, 1982; Elliott & Dewailly, 1995; Thiel, 1995; Whitfield, 1999; Thiel et al., 2003).

Da die Ausprägung der ästuarinen Fischfauna von den jeweils existierenden Umweltfaktoren abhängt, sind Fische ausgezeichnete Indikatoren für die Lebensraumqualität und -diversität und eignen sich deshalb für die Bewertung der biologischen Intaktheit von Ästuaren.

Hauptfunktionen von Ästuaren für die Fischfauna

Die dicht mit Fischen besiedelten Mündungsgebiete großer Ströme in der Nordseeregion, wie z.B. das

Elbeästuar, sind als wichtige Lebensräume für Fische schon vor mehr als einem Jahrhundert erkannt und später in dieser Funktion immer wieder bestätigt worden (z.B. Apstein, 1895; Ladiges, 1935; Möller, 1988; Nellen & Thiel, 1994). Im Ergebnis einer Analyse von Ästuaren in den Regionen Nordsee/Nordatlantik und Ostsee nennen Elliott & Hemingway (2002) vier ästuarine Hauptfunktionen für die Fischfauna, die in der Reihenfolge ihrer Bedeutung wie folgt zu bewerten sind: Fressgebiet > Aufwuchsgebiet > Laichgebiet > Wanderungsgebiet. In erster Linie sind Ästuare also bedeutende Fress- und Aufwuchsgebiete für Fische (Abb. 1).

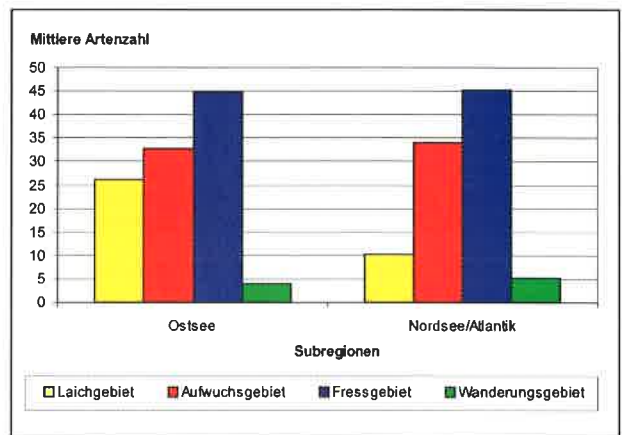


Abb. 1: Ästuarine Hauptfunktionen für Fische in den Subregionen Ostsee und Nordsee/Atlantik basierend auf Daten aus 26 Ästuaren nach Elliott & Hemingway (2002).

In Ästuaren müssen also Umweltbedingungen existieren, die sich positiv auf den Nahrungserwerb, das Wachstum und die Überlebensrate bestimmter Fischarten auswirken (z.B. Sepúlveda et al., 1993; Bos et al., 1995; Potter et al., 1997; Maes et al., 1998; Whitfield, 1999; Elliott & Hemingway, 2002). Insbesondere frühe Lebensstadien von Fischen erreichen in Ästuaren wegen des dort hohen Nahrungsangebotes häufig gute Wachstumsleistungen. Außerdem sind sie durch die oftmals starke Trübung des Wassers in bestimmten Ästuarabschnitten für Räuber schwerer sichtbar. Das vermindert deutlich ihr Risiko, gefressen zu werden (Haedrich, 1983; Kennish, 1990; Blaber & Blaber, 1980; Claridge & Potter, 1984; Miller et al., 1985; Blaber, 1987; Ruiz et al., 1995). Deshalb fungieren Ästuare insbesondere für Larven und Jungfische bestimmter Meeresfischarten in Verbindung mit ihrer Funktion als Aufwuchsgebiet auch als Rückzugsgebiet. Andere Meeresfischarten sind dagegen eher seltene Gäste in den unmittelbar an die marinen Gebiete angrenzenden Ästuarbereichen mit höheren Salzgehalten. Lim-

nische Arten besiedeln vor allem die Abschnitte mit geringeren Salzgehalten.

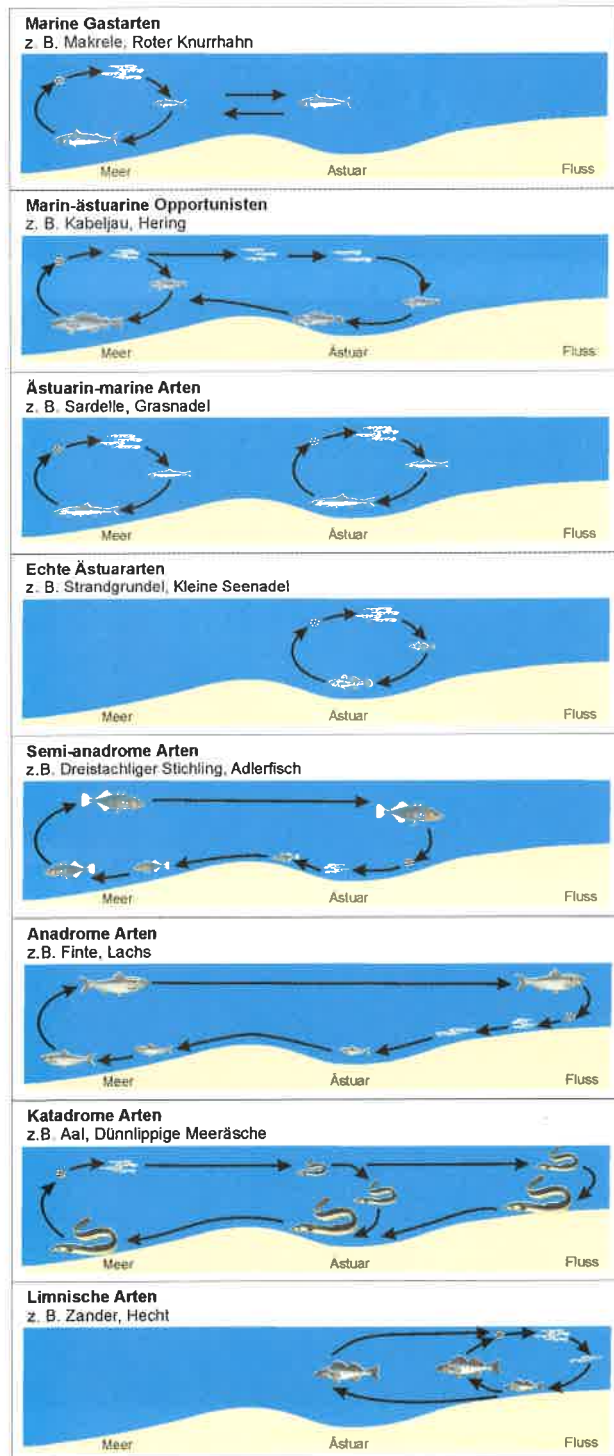
Häufig wird die Bedeutung von Ästuaren als Rückzugsgebiet als ein integraler Bestandteil der Funktion als Aufwuchsgebiet angesehen, so dass sie in der Regel nicht gesondert aufgeführt wird (Elliott & Hemingway, 2002).

Die Bodden und Haffe im Ostseeraum sind neben ihrer Bedeutung als Aufwuchs- und Fressgebiete

auch wichtige Laichplätze für eine Reihe von Fischarten.

Muster der Nutzung ästuariner Lebensräume durch Fische

Die einzelnen Fischarten nutzen Ästuare in verschiedenster Art und Weise als Lebensraum (Abb. 2):



Marine Gastarten: Unregelmäßig und in geringer Dichte vorwiegend in Ästuarabschnitten mit höherer Salinität vorkommende marine Arten;
z.B. Makrele (*Scomber scombrus*), Roter Knurrhahn (*Chelidonichthys lucerna*, Abb. 3a).

Marin-ästuarine Opportunisten: Häufig und in großer Dichte vor allem als Juvenile in Ästuaren vorkommende marine Arten;
z.B. Kabeljau (*Gadus morhua*, Abb. 3b), Hering (*Clupea harengus*).

Ästuarin-marine Arten: Arten, deren gesamter Lebenszyklus sowohl im Ästuar als auch im Meer ablaufen kann;
z.B. Sardelle (*Engraulis encrasicolus*), Grasnadel (*Syngnathus typhle*).

Echte Ästuararten: Ihren gesamten Lebenszyklus im Ästuar vollendende Arten;
z.B. Strandgrundel (*Pomatoschistus microps*, Abb. 3c), Kleine Seenadel (*Syngnathus rostellatus*).

Semi-anadrome Arten: Im Ästuar laichende und im Meer aufwachsende Arten;
z. B. Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*, Abb. 3d), Adlerfisch (*Argyrosomus regius*).

Anadrome Arten: Im Süßwasser laichende und vor allem im Ästuar und im Meer aufwachsende Arten;
z. B. Finte (*Alosa fallax*), Lachs (*Salmo salar*).

Katadrome Arten: Im Meer laichende und vor allem im Süßwasser und im Ästuar aufwachsende Arten;
z.B. Aal (*Anguilla anguilla*, Abb. 3e), Dünnlippige Meeräsche (*Liza ramada*).

Limnische Arten: Gewöhnlich auf das Süßwasser beschränkte Arten, die aber auch im Ästuar bei geringeren Salinitäten in größeren Dichten vorkommen;
z.B. Zander (*Sander lucioperca*), Hecht (*Esox lucius*, Abb. 3f).

Abb. 2: Muster der Nutzung ästuariner Lebensräume durch Fische im Verlauf ihres Lebenszyklus nach Thiel & Potter (2001), Thiel et al. (2003).

Diese inzwischen allgemein anerkannte Terminologie wurde im Ergebnis der Arbeiten von Elliott & Dewailly (1995), Potter & Hyndes (1999), Whitfield

(1999), Thiel & Potter (2001) und Thiel et al. (2003) für die verschiedenen Fischgruppen entwickelt, die in Ästuaren anzutreffen sind. Diese Terminologie



Abb. 3: Vertreter der Fischgruppen, die unterschiedliche Muster in der Nutzung ästuariner Lebensräume im Verlauf ihres Lebenszyklus besitzen. a) Marine Gastart: Roter Knurrhahn (oben links). b) Marin-ästuariner Opportunist: Kabeljau (Mitte links). c) Echte Ästuarart: Strandgrundel (unten links). d) Semi-anadrome Art: Dreistachliger Stichling (oben rechts). e) Katadrome Art: Aal (Mitte rechts). f) Limnische Art: Hecht (unten rechts).

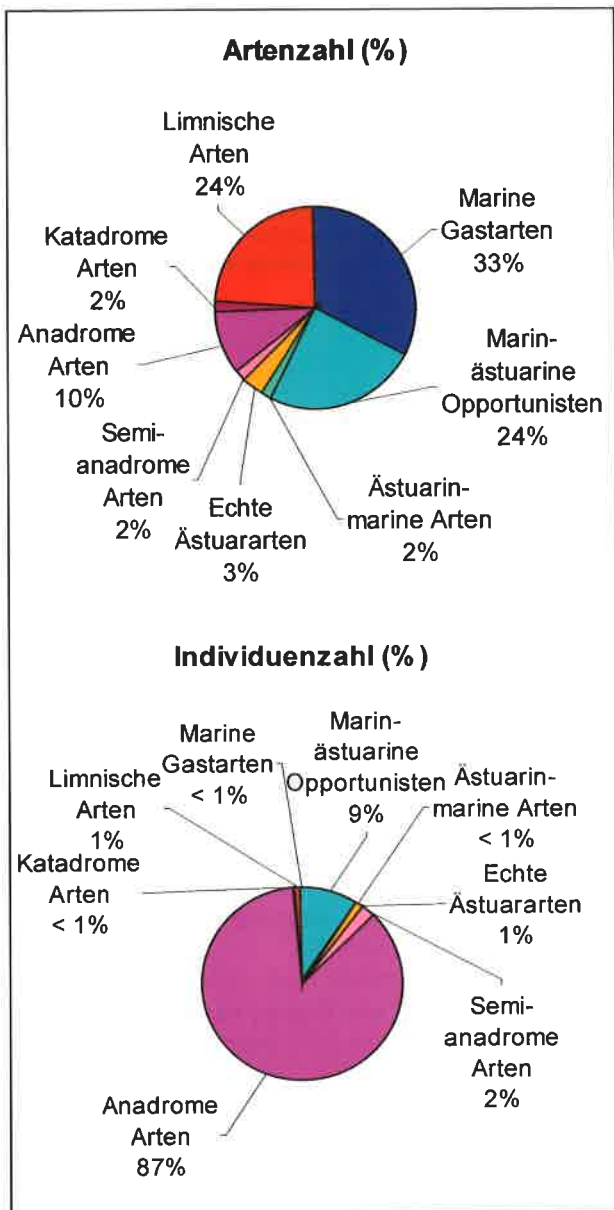


Abb. 4: Mittlere prozentuale Anteile verschiedener ökologischer Gruppen von Fischen im Elbeästuar hinsichtlich ihrer Artenzahl (oben) und Individuenzahl (unten) zwischen 1981 und 1995 nach Thiel et al. (2003).

berücksichtigt verschiedene Muster der Nutzung ästuariner Lebensräume durch Fische im Verlauf ihres Lebenszyklus. Danach lassen sich acht ökologische Gruppen unterscheiden (Abb. 2).

Im Meer kommen nur sechs, im Süßwasser sogar nur drei der aufgelisteten Gruppen vor (Abb. 2). Die hohe Anzahl von acht verschiedenen Gruppen in den Ästuaren gründet sich ganz wesentlich auf die funktionale Bedeutung dieser Gewässer als Lebensraum für Fische.

Hinsichtlich der Artenzahl sind in den Ästuaren vor allem folgende sechs Gruppen von Bedeutung: marine Gastarten, marin-ästuarine Opportunisten, limnische Arten, echte Ästuararten, anadrome und katadrome Arten. Nach Elliott & Hemingway (2002) dominieren

die marinen Fischarten (marine Gastarten und marin-ästuarine Opportunisten) in den Ästuaren der Region Nordsee/Nordwest-Atlantik mit einem Anteil von deutlich über 50 %. Der Anteil der limnischen Arten beträgt hier im Durchschnitt etwa 10 %. Nur in wenigen Ästuaren dieser Region, wie z.B. im Elbeästuar, ist der Anteil limnischer Arten mit etwa 25 % deutlich höher (Abb. 4).

In den Ästuaren der Ostsee kommen mit einem durchschnittlichen Anteil von etwa 30 % mehr limnische Arten vor (vgl. auch Winkler & Schröder, 2003) als in den meisten Ästuaren der Region Nordsee / Nordwest-Atlantik. Marine Arten stellen in den Ästuaren der Ostsee weniger als 50 % der Gesamtartenzahl.

Diadrome Wanderfische (anadrome und katadrome Arten) kommen in beiden Regionen mit einem gleich



Abb. 5: Typischer Fang aus dem Ästuar der Elbe. Es dominieren Jungfische von Stint (*Osmerus eperlanus*), Flunder (*Pleuronectes flesus*), Aal (*Anguilla anguilla*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) sowie Dorngrarnelen (*Palaemon longirostris*).



Abb. 6: Hamenkutter im Elbeästuar mit gehieften Hamennetzen. Neben Baumkurren gehören Hamen zu den am häufigsten in den Nordseeästuaren eingesetzten kommerziellen Fanggeräten. Zum Fang wird das Schiff verankert, und die beidseitig vorhandenen Hamennetze werden in die Flut- bzw. Ebbströmung exponiert.

großen Anteil von etwa 10 % vor. Auch der Anteil der echten Ästuararten ist in beiden Regionen ähnlich. Das Elbeästuar ist eines der wenigen Ästuararten in der Nordseeregion, für das quantitative Daten zum Anteil der verschiedenen ökologischen Gruppen hinsichtlich ihrer Individuenzahl vorliegen (Abb. 4). Danach dominieren hier die anadromen Arten mit einem Anteil von 87 % vor den marin-ästuarinen Opportunisten (9 %) und den semi-anadromen Arten (2 %). Alle anderen ökologischen Gruppen haben im Elbeästuar Anteile von maximal 1 % an der Gesamtindividuenzahl. Im Unterschied zum Elbeästuar dominieren in anderen Ästuaren der Nordseeregion wie in der Oster- und Westerschelde sowie in der Themse die marinen Arten sowohl in der Artenzahl als auch in der Individuenzahl bzw. bezüglich ihrer Frequenz in den Proben (z.B. Hamerlynck & Hostens, 1994; Maes et al., 1998; Thomas, 1998).

Eine Reihe von Meeres- und Wanderfischarten mit wirtschaftlicher Bedeutung hält sich in den europäischen Ästuaren für eine bestimmte Zeit auf (z.B. Claridge et al., 1986; Nellen & Thiel, 1994). Häufig treten diese Arten in großer Dichte auf, vor allem als Larven und Jungfische (Abb. 5). Nach Elliott & Hemingway (2002) beträgt der Anteil wirtschaftlich genutzter Arten in Ästuaren der Ostsee durchschnittlich 42 %, während in den Nordseeästuaren etwa 27 % der vorkommenden Arten eine kommerzielle Bedeutung haben.

Wegen der teilweise in hohen Bestandsdichten in Ästuaren vorkommenden wirtschaftlich genutzten Arten gelten diese Gewässer seit jeher als lukrative Fischereigegebiete. Hier betreibt man die kommerzielle Fischerei vor allem mit Baumkurren und Hamen (Abb. 6). Während die Baumkurren aktiv über den Boden geschleppt werden, legt man bei der Hamenfischerei das Schiff vor Anker und exponiert die in der Regel beidseitig vorhandenen Hamen in die Flut- bzw. Ebbströmung.

Gefährdungsstatus der Fischarten in den europäischen Ästuaren

In europäischen Gewässern existieren mehr als 1700 Fischarten (Hureau, 1995; Kottelat, 1997). Davon sind 248 Arten als gefährdet einzustufen (Costello et al., 2002). Mit 71 % stellen die limnischen Arten die größte Gruppe der gefährdeten Arten. Es folgen die marinen Arten (16 %) sowie die anadromen und katadromen Wanderfischarten (7 %).

Ein Teil der gefährdeten Arten kommt auch in den Ästuaren der Nord- und Ostsee vor, wobei innerhalb einer Art Unterschiede im Gefährdungsstatus beim

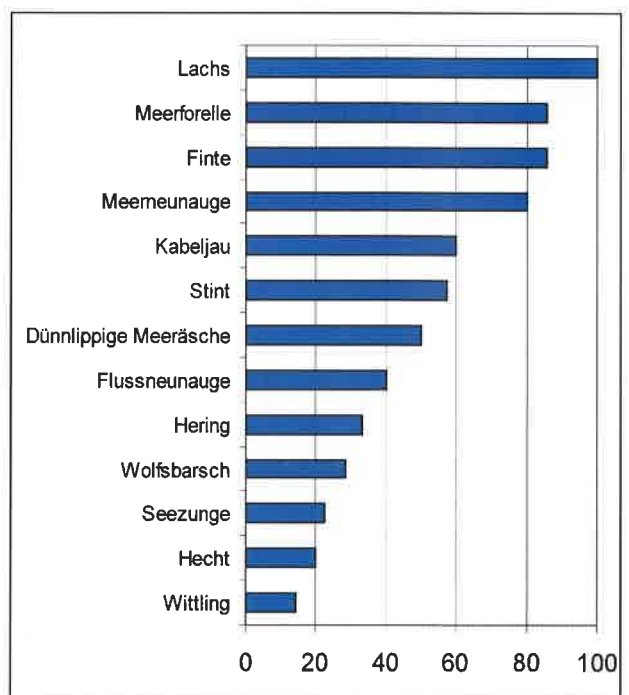


Abb. 7: Frequenz (%) der Gefährdung von 13 Fischarten, die in mehr als 50 % der analysierten europäischen Ästuararten vorkommen (nach Costello et al., 2002).

Vergleich verschiedener Ästuar existieren. Costello et al. (2002) weisen nach, dass 17 Arten in mindestens 80 % der von ihnen untersuchten Ästuar gefährdet sind. Dazu gehören insbesondere die anadromen Wanderfischarten wie z.B. der Stör (*Acipenser sturio*), der nur noch im Ästuar der Gironde (Frankreich) vorkommt (vgl. Gessner & Arndt, 2003). Aber auch die bisher noch in mehr als 50 % der untersuchten Ästuar nachgewiesenen anadromen Lachse (*Salmo salar*), Meerforellen (*Salmo trutta*), Finten (*Alosa fallax*) und Meerneunaugen (*Petromyzon marinus*) sind in ihren Beständen erheblich gefährdet (Abb. 7).

Veränderung der ästuarinen Lebensräume und ihrer Fischfauna durch anthropogene Faktoren

Wesentliche Ursachen für die Gefährdungssituation von Fischen in Ästuaren sind menschlichen Aktivitäten (anthropogene Einflüsse), die zur Veränderung der Lebensraumqualitäten geführt haben (z.B. Elliott et al., 1988; Costa & Elliott, 1991; Pomfret et al., 1991; Thiel, 1995).

Viele anthropogene Einflüsse haben sich negativ auf die Fischfauna der Ästuar im Nord- und Ostseeraum ausgewirkt. Den größten Einfluss haben neben der Fischerei und der Wasserverschmutzung mit Nähr- und Schadstoffen sowie der Wassernutzung und -erwärmung durch Kraftwerke vor allem Maßnahmen des Wasserbaus wie die Abdeichung von Wattgebieten und Überflutungsflächen, die Begradigung des Stromverlaufs, die Errichtung von Staustufen und Wehren sowie Fahrwasservertiefungen und Hafenerweiterungen (vgl. Costa et al., 2002). Allein im 20. Jahrhundert verloren 17 der untersuchten Ästuar im Nordseeraum durch Abdeichungsmaßnahmen 57 % ihrer ursprünglichen Fläche (Cattrijsse et al., 2002). Ein großer Teil der verbliebenen ästuarinen Flächen wurde in seiner ökomorphologischen Ausstattung stark verändert, z.B. um Hafenanlagen zu errichten (Abb. 8 und 9).

Am Beispiel des Elbeästuar, einem der größten europäischen Ästuar (Elliott & Hemingway, 2002), lässt sich der anthropogene Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna aufgrund der guten Datenlage recht plausibel nachweisen. Berechnungen mittels des Sørensen-Index ergeben für das Elbeästuar ganz deutliche Differenzen zwischen der Fischfauna des 19. und 20. Jahrhunderts (Abb. 10). Die Ursachen für diese Differenzen sind vor allem im Rückgang der diadromen Wanderfischarten zu suchen, die entweder völlig aus dem Elbeästuar verschwunden sind (Stör, Alse (*Alosa alosa*)) oder in ihren Beständen reduziert wurden (Lachs, Meerforelle, Finte, Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*), Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)). Aber auch der starke Rückgang der ehemals in hohen Dichten ins Elbeästuar wandernden Bestände bestimmter limni-

scher Fischarten (v.a. Quappe (*Lota lota*), Zährte (*Vimba vimba*), Barbe (*Barbus barbus*)) ist verantwortlich für die festgestellten Differenzen. Als anthropogene Ursachen für die Veränderung der Struktur der Fischfauna im Elbeästuar sind zu nennen:

- verstärkte Kanalisierung ab 1846,
- zunehmende Wasserverschmutzung ab 1861,
- intensive kommerzielle Fischerei ab 1890,
- Errichtung des Stauwehrs bei Geesthacht in 1959.

Erst in der jüngeren Vergangenheit hat der Mensch dazu beigetragen, den Zustand der ästuarinen Fischfauna in Teilbereichen wieder zu verbessern.

So kann die von 1989 bis 1992 beobachtete Zunahme des Gesamtfischbestandes im Elbeästuar auf positive menschliche Aktivitäten zurückgeführt werden. Das Anwachsen des Gesamtfischbestandes wurde vor allem in dem deutlichen Anstieg des Bestandes an Stinten (*Osmerus eperlanus*) sichtbar (Abb. 11). Als Grund für den Anstieg des Stintbestandes wurde ein höherer Reproduktionserfolg dieser Fischart durch seit 1990 verbesserte Sauerstoffbedingungen in den Laich- und Aufwuchsgebieten der Stinte herausgefunden, was wiederum durch die verringerte Abwasserbelastung der Elbe seit der deutschen Wiedervereinigung verursacht wurde.

Einfluss natürlicher Umweltfaktoren auf die ästuarine Fischfauna

Zu den wichtigsten natürlichen abiotischen Umweltfaktoren, die ästuarine Fischgemeinschaften beeinflussen, gehören nach Costa et al. (2002) Wassertemperatur, Salzgehalt, Sauerstoffgehalt und hydrodynamisch wirksame Faktoren wie z.B. Gezeitenströmungen, Wind, Wassertiefe und Abfluß. In einigen Ästuaren haben neben den genannten Faktoren auch Trübung, pH-Wert und Substrat einen Einfluss auf die Struktur der Fischfauna.

Die Bedeutung der abiotischen Umweltfaktoren kann von Ästuar zu Ästuar deutlich variieren. Während beispielsweise im Elbeästuar eine ganze Reihe verschiedener Umweltfaktoren wie die Wassertemperatur, die Entfernung zum Ufer, der Abfluß, der Salzgehalt, die Wassertiefe, der Sauerstoffgehalt und die Strömung ganz wesentlich die Struktur der Fischfauna beeinflussen (Abb. 12; Thiel et al., 1995; Thiel et al., 2003) spielen im Nord-Ostsee-Kanal eigentlich nur der Salzgehalt, die Wassertiefe und die Wassertemperatur eine Rolle (Kafemann et al., 1998). Im Strelasund dagegen sind Windstärke, Wassertemperatur und Trübung von entscheidender Bedeutung für die Struktur der Fischgemeinschaft (Löser, 2003).



Abb. 8: Blick auf das Elbeästuar bei Hamburg-Altona um 1840 auf einem Gemälde von Johann J. Faber.



Abb. 9: Blick auf das Elbeästuar bei Hamburg-Altona in 1993 von einem ähnlichen Standort aus, wie Johann J. Faber ihn 153 Jahre zuvor gewählt hatte. Dort wo sich einst das Binnendelta der Elbe erstreckte, befindet sich heute der riesige Hamburger Hafen.

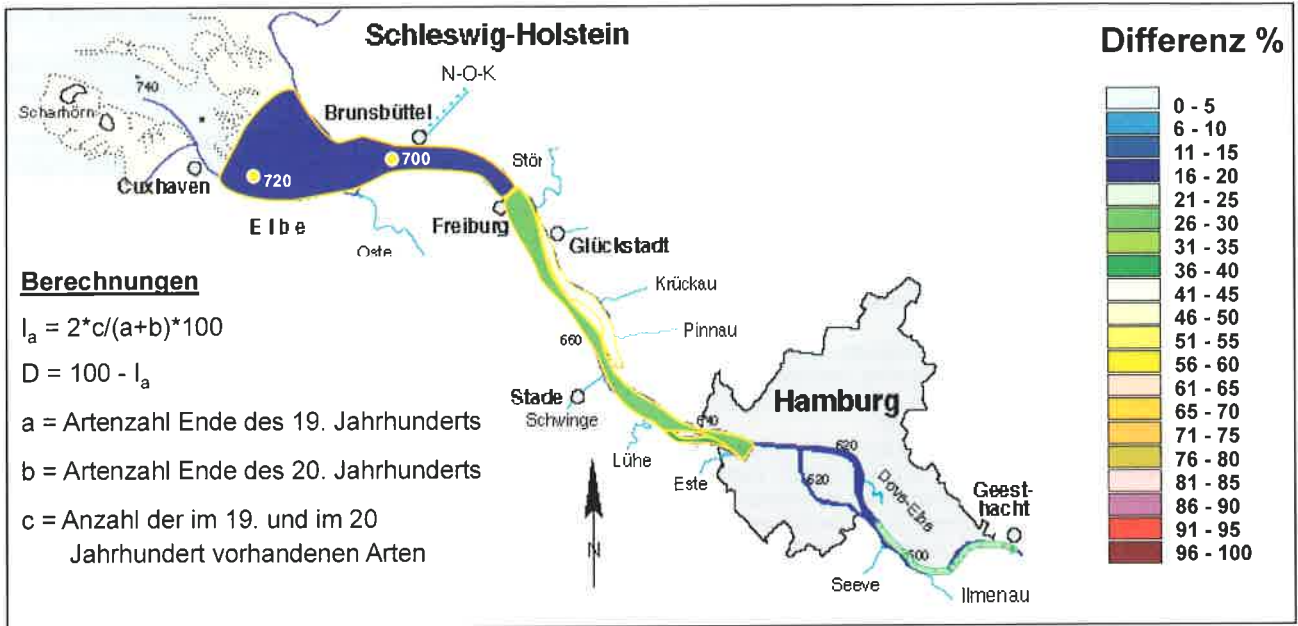


Abb. 10: Differenzen (D) zwischen der Fischfauna des Elbeästuars im 19. und 20. Jahrhundert. Die Berechnungen erfolgten nach dem Sørensen-Index (I_a).

Als wichtigster natürlicher biotischer Umweltfaktor wurde neben Prädation und Konkurrenz vor allem das Nahrungsangebot identifiziert, das ursächlich ganz wesentlich für die Bedeutung der Ästuarie von Nord- und Ostsee als Aufwuchs- und Fressgebiet für Fische verantwortlich ist. Insgesamt existiert in großen und flachen Ästuarie der Nord- und Ostsee bzw. in flachen Seitenbuchten bestimmter Ästuarie ein besseres Nahrungsangebot als in kleinen und tiefen Ästuarie bzw. ästuarinen Zonen (Thiel et al., 1996).

Beispielsweise ist im Vergleich zu anderen Abschnitten des Elbeästuarie das Nahrungsangebot an planktischen Kleinkrebsen in den flachen Nebenstromgebieten deutlich höher (Kafemann et al., 1996). In diesen Gebieten wurden auch im Durchschnitt fünfmal

so hohe Fischdichten festgestellt wie im Hauptstrom des Elbeästuarie (Thiel et al., 1995). Die Ergebnisse aus dem Elbeästuarie belegen somit, dass insbesondere die Flachwasser- und Wattbereiche der Ästuarie Nebenstromgebiete wichtige Aufwuchs- und Fressareale für Fische sind.

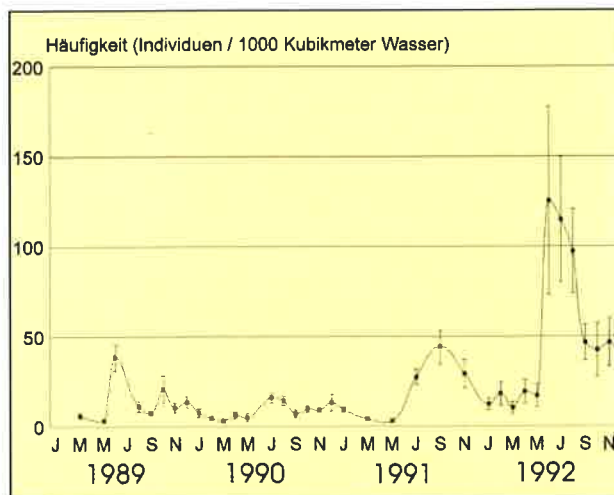


Abb. 11: Zunahme des Stintbestandes im Elbeästuarie zwischen 1989 und 1992 nach Thiel et al. (1995).

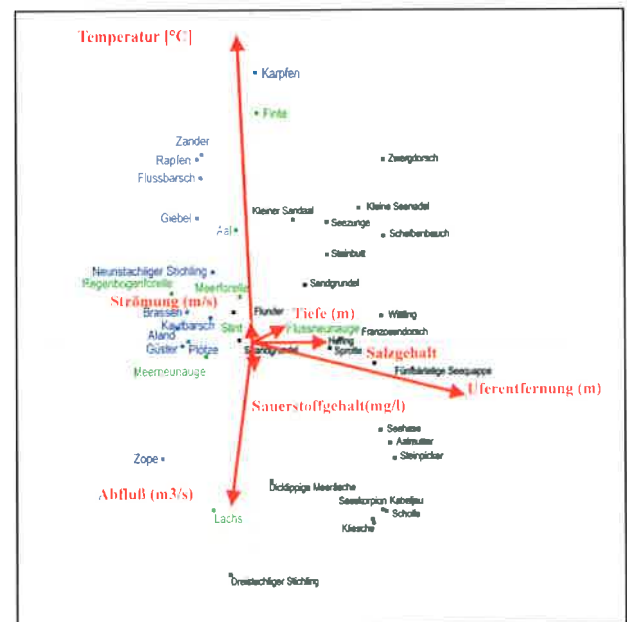


Abb. 12: Biplot einer kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) mit den Individuenhäufigkeiten aller dominanten Fischarten und natürlichen Umweltfaktoren im Elbeästuarie; $N=675$ Harnenholz zwischen 1989 und 1995; blau: limnische Arten, grün: diadrome (anadrome und katadrome) Arten, schwarz: marine Arten und sonstige Gruppen, rot: Umweltfaktoren. Die Länge der Pfeile ist ein Indikator für die Bedeutung der Umweltfaktoren.

Literatur

- Apstein, C. (1895): Bericht über die im Auftrage des Deutschen Seefischerei-Vereins unternommene Untersuchung der Steerthamen in der Unterelbe. Zool. Inst. Univ. Kiel: 229 S.
- Blaber, S. J. M. (1987): Factors affecting recruitment and survival of Mugilidae in estuaries and coastal waters of the Indo-west Pacific. American Fisheries Society Symposium 1: 507-518.
- Blaber, S. J. M. (1997): Fish and fisheries of tropical estuaries. Chapman & Hall, London.
- Blaber, S. J. M. & T. G. Blaber (1980): Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. Journal of Fish Biology 17: 143-162.
- Bos, A., R. Thiel & W. Nellen (1995): Distribution and transport mechanism of the upstream migrating flounder larvae, *Pleuronectes flesus* Linnaeus 1758, in the tidal Elbe River, Germany. ICES C.M. 1995/ M: 41: 10 S.
- Cattrijsse, A., I. Codling, A. Conides, S. Duhamel, R. N. Gibson, K. Hostens, S. Mathieson & D. S. McLusky (2002): Estuarine development / habitat restoration an re-creation and their role in estuarine management for the benefit of aquatic resources. In: M. Elliott & K. L. Hemingway (Hrsg.) Fishes in estuaries, Blackwell Science Ltd., Oxford, UK: 266-321.
- Claridge, P. N. & I. C. Potter (1984): Abundance, movements and size of gadoids (Teleostei) in the Severn Estuary. J. Mar. Biol. Assoc. UK 64: 771-790.
- Claridge, P. N., I. C. Potter & M. W. Hardisty (1986): Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. J. Mar. Biol. Assoc. UK 66: 229-258.
- Costa, M. J. & M. Elliott (1991): Fish usage and feeding in two industrialised estuaries – the Tagus, Portugal, and the Forth, Scotland. In: M. Elliott & J. P. Ducrotoy (Hrsg.) Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 289-297.
- Costa, M. J., H. N. Cabral, P. Drake, A. Economou, C. Fernandez-Delgado, L. Gordo, J. Marchand & R. Thiel (2002): Recruitment and production of commercial species in estuaries. In: M. Elliott & K. L. Hemingway (Hrsg.) Fishes in estuaries. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK: 54-123.
- Costello, M., M. Elliott & R. Thiel (2002): Endangered and rare species. In: M. Elliott & K. L. Hemingway (Hrsg.) Fishes in estuaries. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK: 217-265.
- Day, J. H. (1981): The nature, origin and classification of estuaries. In: J. H. Day (Hrsg.) Estuarine ecology with particular reference to Southern Africa. A.A. Balkema, Cape Town, South Africa: 97-221.
- Elliott, M., A. H. Griffiths & C. J. L. Taylor (1988): The role of fish studies in estuarine pollution assessment. Journal of Fish Biology 33 (A): 51-61.
- Elliott, M. & F. Dewailly (1995): The structure and components of European estuarine fish assemblages. Netherlands Journal of Aquatic Sciences 29: 397-417.
- Elliott, M. & K. L. Hemingway (2002): Fishes in estuaries. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK: 636 S.
- Gessner, J. & G.-M. Arndt (2003): Der Stör – ein Beispiel für die besondere Gefährdung von Wanderfischarten. Meer und Museum 17: 167-175.
- Haedrich, R. L. (1983): Estuarine fishes. In: B. H. Ketchum (Hrsg.) Ecosystems of the world 26: Estuaries and enclosed seas. Elsevier, Amsterdam: 183-207.
- Hamerlynck, O. & K. Hostens (1994): Changes in the fish fauna of the Oosterschelde estuary – a 10-year time series of fyke catches. Hydrobiologia 283: 497-507.
- Hureau, J. C. (1995): Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean. ETI, Amsterdam, Springer-Verlag, Berlin (CD-ROM Version).
- Kafemann, R., R. Thiel & J. E. Finn (1998): Die Bedeutung abiotischer Schlüsselfaktoren für die Struktur der Fischgemeinschaft im Nord-Ostsee-Kanal. Fischökologie 11: 1-20.
- Kafemann, R., R. Thiel & A. Sepúlveda (1996): Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. Archiv für Hydrobiologie 110 (2/3): 199-214.
- Kennish, M. J. (1990): Ecology of estuaries. Volume II: Biological aspects. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. Biologia 52, Suppl. 5: 1-271.
- Ladiges, W. (1935): Über die Bedeutung der Copepoden als Fischnahrung im Unterelbegebiet. Zeitschrift für Fischerei 33: 1-84.
- Lenanton, R. C. J. (1982): Alternative non-estuarine nursery habitats for some commercially and recreationally important fish species of southwestern Australia. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 33: 881-900.
- Löser, N. (2002): Habitatnutzung von Fischen im Strelasund. Diplomarbeit, Universität Rostock: 113 S.
- Maes, J., A. Taillieu, P. A. van Damme, K. Cottenie & F. Ollevier (1998): Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). Estuar. Cstl. Mar. Sci. 47: 143-151.
- Miller, J. M., L. B. Crowder & M. L. Moser (1985): Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. Contr. Mar. Sci. Univ. Texas 27 (Suppl.): 338-352.
- Möller, H. (1988): Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984-1986. Verlag Möller, Kiel: 344 S.
- Nellen, W. & R. Thiel (1994): The life and survival of fish in the Lower Elbe. German Research-Reports of the DFG 2-3/94: 22-24.
- Pomfret, J. R., M. Elliott, M. G. O'Reilly & S. Phillips (1991): Spatial and temporal patterns in the fish communities in two UK North Sea estuaries. In: M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (Hrsg.) Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons. Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark: 277-284.
- Potter, I. C., P. N. Claridge, G. A. Hyndes & K. R. Clarke (1997): Seasonal, annual and regional variations in ichthyofaunal composition in the inner Severn Estuary and inner Bristol Channel. J. Mar. Biol. Ass. UK 77: 507-525.
- Potter, I. C. & G. A. Hyndes (1999): Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. Australian Journal of Ecology 24: 395-421.
- Ruiz, G. M., A. H. Hines & M. H. Posey (1995): Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 99: 1-16.
- Sepúlveda, A., R. Thiel & W. Nellen (1993). Distribution patterns and production of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus* L., from the Elbe River. ICES C.M. 1993/ M: 39: 12 S.
- Thiel, R. (1995). Die Fischfauna der Tideelbe - historische Entwicklung, gegenwärtiger Zustand, fischereiliche Perspektive. In: D. Derksen & M. Werner (Hrsg.) Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende. 31. Ökologie-Forum am 11. Mai 1995, Umweltbehörde Hamburg: 64-71.
- Thiel, R., H. Cabral & M. J. Costa (2003): Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofaunas of large European estuaries – a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). Journal of Applied Ichthyology 19: (im Druck).
- Thiel, R., T. Mehner, B. Köpcke & R. Kafemann (1996): Diet niche relationships among fish larvae in German estuaries. Marine and Freshwater Research 47: 123-136.
- Thiel, R. & I. Potter (2001): The ichthyofaunal composition in the Elbe Estuary: an analysis in space and time. Marine Biology 138 (3): 603-616.
- Thiel, R., A. Sepúlveda, R. Kafemann & W. Nellen (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. Journal of Fish Biology 46: 47-69.
- Thomas, M. (1998): Temporal changes in the movements and abundance of Thames estuary fish populations. In: Attrill, M. J. (Hrsg.) A rehabilitated estuarine ecosystem. Kluwer, Dordrecht: 115-139.
- Whitfield, A. K. (1999): Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. Reviews in Fish Biology and Fisheries 9: 151-186.
- Winkler, H. M. & H. Schröder (2003): Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe. Meer und Museum 17: 25-35.

Zur Geschichte der Fischerei in der Nordsee und der Ostsee

Gerd Wegner

Darum geht es

„Die Berührungsflächen zwischen Mensch und Meer wachsen. Mit den Fischen fing alles an.“

Diese beiden Sätze aus dem Vorwort von Ruud Lubbers (1999), Mitglied des Exekutivkomitees des Club of Rome, zum Buch „Mit den Meeren leben“ von Elisabeth Mann Borgese umreißen trefflich das Thema dieses Beitrages: Vor langen, langen Zeiten lernten frühe Menschen, die Seefische als Nahrungsmittel zu schätzen. Im Strand- und Küstenbereich lag ihre noch kleine Berührungsfläche mit dem Meer, die sie beim Fischen mit ihren Fangwerkzeugen sozusagen in eine unbekannte dritte Dimension ausdehnten. Funde aus prähistorischen Zeiten bezeugen in allen Erdteilen das Leben an und von den Rändern der Meere, das die marinen Lebensgemeinschaften wohl nicht nachhaltig beeinflusste. Aus zunehmendem Bedarf an Nahrungsmitteln aus der See und daraus folgenden Tausch- bzw. Handelsmöglichkeiten mit Seefisch wuchsen die Berührungsflächen und -räume zwischen Fischern und dem Meer, mit und aufgrund der Menschheitsentwicklung. Als Resultat entstand die heute weltweite, alle Meere umfassende und vielen Orten zu intensive Seefischerei. Sie leistet global ihren notwendigen Beitrag zur Eiweißversorgung der Weltbevölkerung als sicherlich nicht unwichtigste Berührungsfläche zwischen Mensch und Meer. Aber um langfristig **mit** dem Meer zu leben, bedarf es einiger (Rück-)Besinnung.

In dieser Betrachtung wird der Blick auf die geographisch vergleichsweise zwar kleine, jedoch biologisch äußerst produktive Nordsee und auf die – hinsichtlich ihres Fischereiertrages – etwas weniger ergiebige Ostsee fokussiert. Die Nordsee reicht vom Englischen Kanal im Süden bis 62° N und von den europäischen Festlandsküsten einschließlich des Skagerraks im Osten bis zu den Britischen Küsten und 4° W nach Westen. Die Ostsee, fast ein Binnenmeer, ist durch ihre nahezu geschlossene Küstenlinie definiert und schließt das Kattegat mit ein. Das Übergangsgebiet zwischen unseren europäischen Hausmeeren, eben das Kattegat und die Belte und Sunde, werden sich auch zeitlich verbindend erweisen, wenn historische Entwicklungsstufen der europäischen Fischereien im Bereich der Nord- und Ostsee betrachtet werden. Das kann in diesem Rahmen nur pars pro toto geschehen, denn die Fischereientwicklung reicht durchgängig von der Prähistorie bis heute. Zudem sind Fangmethoden den Regionen entsprechend umfangreich und vielgestaltig, wie selbst der Blick auf das Instrumentarium der in den letzten Jahren arg geschrumpften Flotte

unter deutscher Flagge zeigt: Von der Angelleine über Stellnetze bis zum Schwarmfischnetz mit fußballfeldgroßer Öffnung und zugehörigen Fahrzeugen von wenigen Metern bis über 100 m Länge reicht das Spektrum. Und an der Ostseeküste waren die regionalen Unterschiede so „mannigfaltig, daß man eigentlich in jedem Fischerorte ein Jahr gelebt haben müsste, um in alle Einzelheiten der örtlichen Abweichungen einzudringen“ (Henking, 1929).

Zu betrachten ist hier der Fischfang zu prähistorischen und zu Altertumszeiten. Er war die Basis für alle nachfolgende Fischerei. Ein Teil der ursprünglichen Technik hat sich bis ins 19. Jahrhundert bzw. sogar bis heute als gängige Praxis erhalten: Die heutige Angel beispielsweise unterscheidet sich vom Prinzip her nicht von der steinzeitlichen Ursprungsform.

Als nächster Entwicklungsschritt muss die mittelalterliche Fischerei erörtert werden: Mit ihr beginnt im Übergangsbereich zwischen der Nordsee und der Ostsee die industriemäßige Nutzung der Heringschwärme. Dadurch konnte Salzhering, neben Stockfisch, zu einem der Massengüter im europäischen Warenverkehr vom südlichen Ostseeraum aus bis in entfernte Teile Europas werden (Lampen, 2000). Außerdem bildete das damalige Erkennen des scheinbar schier unermesslich vorkommenden Herings eine der Grundlagen für eine Theorie der Wanderungen dieser Fische im Sinne der teleologischen Weltauffassung der Aufklärung: Die als überreichlich empfundenen Fischvorkommen waren dank der Güte Gottes durch Menschenhand grundsätzlich nicht zu beeinflussen (Wegner, 1993).

Der aktuelle Anlass zu der Heringstheorie lag in den Tausenden von Fässern, die Schotten, Engländer und vor allem die Holländer im 17. und 18. Jahrhundert an und auf der Nordsee mit Salzhering füllten und u.a. über Hamburg in ganz Europa verkaufen ließen. Die Große Heringsfischerei dauerte bis ins 20. Jahrhundert und ist entsprechender Erwähnung wert.

Wenn die barocke wissenschaftliche Theorie auch durch neue Erkenntnisse ersetzt wurde, die Quintessenz – die überreichlich reproduktionsfähigen Fische sind höchstens lokal und kurzzeitig in ihrem Bestand vom Menschen zu reduzieren – hatte z.T. sogar als Lehrmeinung bis in die jüngste Vergangenheit überlebt und bildete sozusagen das gute Gewissen hinter dem forcierten Ausbau der europäischen Flotten mit den einhergehenden Fortschritten der Fischereitechnik ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Darauf muss eingegangen werden.

Am Ende des 19. Jahrhunderts gab es einen „Aufschrei“ (Kyle, 1929) über die zurückgehende Ausbeute bei einigen Nordseefischbeständen. Eine „rationale Fischerei“ (Herwig, 1905) unter wissenschaftlicher Begleitung, die äußere Einflüsse auf die Reproduktion klären und damit möglichst langfristig gleichbleibende optimale Fangerträge herstellen sollte, erschien den Fischereinationen an Nord- und Ostsee als der Ausweg aus dem Dilemma sinkender Anlandungen. Leider mutierte die rationale zu einer „rationalen Fischerei“. Was heißt, dass mit möglichst großem Fischereiaufwand und technischen Entwicklungen die möglichst größten Fangmengen erzielt wurden. Die wohlbekanntesten Quotenregelungen aller Nutzfischarten der Nord- und Ostsee und der derzeit gültige Vorsorgeansatz des europäischen Fischereimanagements sind die Folge.

Die in den einzelnen Entwicklungsstufen aufgedeckten Hintergründe gelten zumindest teilweise auch für heutiges Tun. Sie zu erkennen, mag das dringend notwendige Umsteuern vom „auf Kosten des Meeres leben“ zum „mit dem Meer leben“ erleichtern.

Fischerei zu prähistorischen und klassischen Zeiten

An den Küsten der Nordsee und der Ostsee ernährten sich Menschen seit prähistorischen Zeiten zumindest teilweise aus dem Meer. Archäologische Funde beweisen, dass z.B. in Schottland, Dänemark, Norddeutschland, Polen, Schweden und an den Küsten der Baltischen Staaten schon seit dem 7. Jahrtausend v. Chr. Seetiere verzehrt wurden (Kyle, 1929; Hesse, 1934; Sahrhage & Lundbeck, 1992). Die Steinzeitmenschen hinterließen an ihren Wohn-, Lager- und Rastplätzen eindeutig identifizierbare Grätenreste von Lachs, Flunder, Hering, Kabeljau, Schellfisch und Aal. Sie ernährten sich auch von Muscheln und Schnecken und insbesondere in Schottland von Haien, Stachelrochen und Meeraal (*Conger*). Zusätzlich wurde verschiedenen Ortes der Hunger mit kleinen Zahnwalen und Seehunden aus den Küstengewässern gestillt. Die Fischerei auf die unterschiedlichen marinen Spezies, die auch aus Zeichnungen in Höhlen und auf Felswänden (Abb. 1) zu erkennen ist,

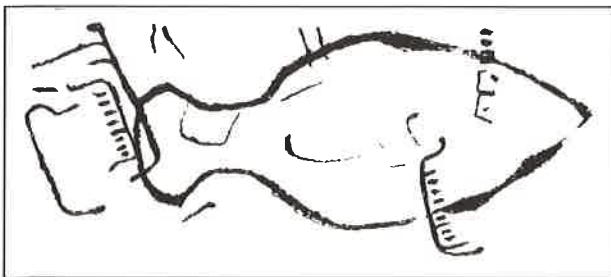


Abb. 1: Mittelsteinzeitliche Darstellung eines Heilbutts aus Südnorwegen (aus Muus & Dahlström (1973), S.208).

wurde sicherlich sehr bald systematisch mit Erfahrung und erlernter Technik betrieben. Damit ist die Fischerei als eines der ältesten Gewerbe der Menschen zum Nahrungserwerb zu betrachten (Lundbeck, 1972).

Allerdings gibt es bis heute nicht all zu viele Hinweise, wie der eigentliche Fang in prähistorischen Zeiten ablief. Aus den Funden läßt sich aber schließen, dass die damaligen Bewohner der Nord- und Ostseeküsten entweder selbst im Wasser stehend oder von Klippen, Schären, Einbäumen und Fellbooten aus mit Speeren, Harpunen, Angeln, Fischzäunen und -wehren sowie mit Körben fischten. Aus dem Vergleich der ausgegrabenen Lagerspuren und Ausrüstungsteile wie Angelhaken oder Speerspitzen (Abb. 2) lassen sich sowohl unterschiedliche Kulturkreise als auch die generelle Entwicklung von „Gelegenheitsfischern“ zu „Berufsfischern“ verfolgen. Zu nur kurzzeitigem Fang hielten sich z. B. um 7000 v. Chr. die Gruppen der Maglemose-Kultur in Dänemark und Norddeutschland in Sommerlagern an den Küsten auf, während um 4000 v. Chr. die Fischer der Kunda-Kultur in Estland erste langfristige Siedlungen in Küstennähe bauten (Sahrhage & Lundbeck, 1992).



Abb. 2: Fischereizeugen aus der Wikingerzeit: Angelhaken, Lanze, Netzbeschwerung (aus SMPK, 1992: Wikinger, Waräger, Normannen, S.134, Abb.8).

Schon früh kamen Netze in Form der Zug- oder Strandwade in Gebrauch. Während für die Bewohner der Pfahlbauten am Bodensee um 1700 v. Chr. Fischnetze aus Flachs nachgewiesen sind, müssen in England spätestens um 1500 v. Chr. Netze beim Heringsfang zum Einsatz gekommen sein, wie Kyle (1929) aus den Schilderungen der Lebensverhältnisse in der römischen Provinz Britannien bei den römischen Schriftstellern Cassius (um 150 n. Chr.) und Solinus (um 240 n. Chr.) herleitete. Zum Fang der nachgewiesenen größeren Mengen Hering an verschiedenen Orten der Britischen Inseln müssen Zugnetze und auch Reusen im Gebrauch gewesen sein (Kyle, 1929). Aufgrund weiterer Funde konnte Lund-

beck (1972) den Gebrauch von Reusen und Netzen schon in der Mittelsteinzeit ansetzen: Reusen aus Weidengeflecht waren generell schon um 8000 v. Chr. im Gebrauch; ausgegrabene Netzreste aus Weiden- oder Lindenbast in Schottland, Dänemark und Estland belegen deren Einsatz schon um 5000 v. Chr. im Nord- und Ostseebereich. Für die deutsche Nordseeküste gibt Plinius (23-79 n. Chr.) die Nutzung von Geflechten aus Schilf und Binsen an, woraus Schnakenbeck (1928) auf eine Fangmethode um die Zeitenwende schließt, die der bis vor wenigen Jahrzehnten an der deutschen Nordseeküste betriebenen Bühnenfischerei ähnlich war.

Da z.B. Schellfische oder Kleinwale nur schwerlich direkt von Land bzw. vom Strand aus zu fangen sind, kann aus den unterschiedlichen nachgewiesenen Tierarten in den archäologischen Funden auf erste Wasserfahrzeuge zum Fischfang schon in der frühen Mittelsteinzeit geschlossen werden. Bisher sind zwar noch keine Boote dieser Zeit nachgewiesen worden, aber das sagt nichts über die zu vermutende Nutzung aus, wenn es sich z.B. um schwer nachweisbare Boote aus Fell oder anderen relativ leicht vergänglichen Materialien gehandelt hat. Als nachfolgende Entwicklungsstufe entstanden noch in der gleichen Periode die Einbäume. Von ihnen sind sowohl Paddel in England, Dänemark und Deutschland als auch ganze Boote selbst gefunden worden, die bisher ältesten in Schottland und den Niederlanden. Seegehende Fahrzeuge zur Fischerei außerhalb des unmittelbaren Küstenbereiches kamen in der Jungsteinzeit (~4000 bis 1700 v. Chr.) in Gebrauch. Dabei mögen die Fahrzeuge der nachgewiesenen „weitgedehnten überseeischen Handelsbeziehungen im Raum Mittelmeer, Großbritannien und Ostsee“ dieser Periode Pate gestanden haben (Lundbeck, 1972). Selbst wenn die Fahrzeuge und Fischereitechniken dieser Zeit noch weitestgehend unbekannt sind, ist es sicher, dass neben Kabeljau auch Leng, Lumb, Rotbarsch und Heilbutt etliche Meilen vor der norwegischen Küste aus größeren Tiefen per Angel gefangen wurden (Sahrhage & Lundbeck, 1992).

Halten wir also fest: In den frühen Zeiten wurde der Fischfang im Nord- und Ostseebereich anfänglich in Form der Küstenfischerei prinzipiell auf alle verwertbaren marinen Tierarten betrieben. Nach zwei bis drei Jahrtausenden Fischerei standen an Nord- und Ostsee Zugnetze und Boote der Art zu Verfügung, dass sich die Fischer vom unmittelbaren Küstenbereich lösen konnten und in Teilgebiete der Kleinen Hochseefischerei vordrangen, um eine heutige Klassifizierung zu gebrauchen. Dabei hatte sich im Stadium der primitiven Völkerschaften mit der Dreiteilung der Menschheit in Jäger, Fischer und sesshafte Bauern vor der Entwicklung zu den Kulturvölkern eine Bevölkerungsgruppe herausgebildet, die vom Fischfang lebte und Tausch- bzw. Handelsware produzier-

te (Lundbeck, 1972). Die beim Fischen an den Küsten und in den Vorküstenbereichen benutzten Verfahren und Hilfsmittel selbst, die (Hochsee-) Angeln, Reusen, Fischwehre und Zugnetze, blieben generell mindestens bis zur industriellen Revolution im 18. Jahrhundert in ihren Grundzügen unverändert (Lundbeck, 1972). Neuerungen beschränkten sich auf die Fahrzeugentwicklung und die damit später mögliche Große Hochseefischerei mit ihren eigenen Methoden.

Während z.B. schon im 2. - 3. Jh. n. Chr. durch die umfangreiche Fischerei im weiteren Küstenbereich vor Rom, die auf die Versorgung der Großstadt gerichtet war, die Fangerträge deutlich zurückgingen (Lundbeck, 1972), sind mehr als kleinräumige und saisonale Bestandsbeeinflussungen bei den genutzten marinen Tierarten im Nord- und Ostseebereich bis weit ins Mittelalter hinein nicht anzunehmen. Denn es fehlten hier noch die großen Städte mit Bevölkerungszusammenballungen und damit die überregionalen Absatzmöglichkeiten für Seefisch, wenn von wenigen Ausnahmen wie z.B. London abgesehen wird. Die Entwicklung der Städte setzte in Mitteleuropa verstärkt erst in Hochmittelalter ein.

Es sei hier schon darauf hingewiesen, dass in weiten Teilen der Ostsee, in den Küstengebieten der heutigen Länder Finnland, Estland, Lettland, Litauen und Polen sowie an der schwedischen Ostküste, die „frühzeitliche“ (von Lundbeck (1972) als „primitiv“ klassifizierte) küstennahe und von den Küsten aus betriebene Fischerei mit kleinen offenen Fahrzeugen bis ins 19., z.T. bis ins 20. Jh. charakteristisch blieb. Sie reichte zur lokalen Versorgung dieser Gebiete und zum Teil des dünnbesiedelten Hinterlandes mit Strömling/Hering, Sprott, Dorsch, Lachs, Meerforelle, Sandaal, Hornhecht, Zander, Kliesche, Scholle und Steinbutt sowie mit Seehunden weitgehend aus. Selbst der Heringsfang der Fischer aus Gävle, die vom 17. bis 19. Jh. von etwa 20 Sommerdörfern aus am Bottnischen Meerbusen als eine der größten und wohlorganisiertesten Gruppen für überregionalen Absatz fischten, fand mit kleinen Booten und Strandwaden statt (Hessle, 1934). Zusätzliche Hochseefischereien entstanden in diesen Ostseebereichen erst nach dem Ersten Weltkrieg (Hessle, 1934; Järvi, 1934; Schneider, 1928).

Fischerei während des Mittelalters

Aus der Zeit um das Ende des Römischen Reiches und der Völkerwanderungen sind nur wenige Informationen zur Fischerei in der Nord- und Ostsee überliefert. Bis zum Selbsthaftwerden der Völkerschaften, die in die an den Küsten frei gewordenen Lebensräume zuwanderten, dürfte in den ersten Jahrhunderten

nach der Zeitenwende die Fischerei insgesamt zurückgegangen sein. Außerdem werden die Klima- und Tidenänderungen mit Sturmfluten und Überschwemmungen der Küsten, die Pettersson (1914) mit als Ursachen der Wanderungen ansieht, auch die Fischerei beeinträchtigt haben. In den Küstenbereichen wurden damals Stör, Lachs, Kabeljau, Schellfisch, Scholle und Flunder gefangen, wie Ausgrabungen auf Eiderstedt und an der Wesermündung belegen. Für die südliche Nordsee und den Ärmelkanal sind vom 6. Jahrhundert an Fischereien nachgewiesen, die von den Küsten Englands, Frankreichs und Flanderns aus vorwiegend auf Hering zielten (Sahrhage & Lundbeck, 1992). Mit der Entwicklung der hochseetüchtigen Langboote vor und in der Wikingerzeit (8.-11. Jh.) standen Fahrzeuge zur Verfügung, die sich mit Paddeln, Rudern und Segeln zum Fischen auch außerhalb des unmittelbaren Küstenbereiches verwenden ließen.

Sicherlich ist die Beschreibung des täglichen Lebens in Haitabu, dem zentralen Handelsort der Wikinger am Südende der Schlei, nicht zu verallgemeinern. Aber der arabische Kaufmann At-Tartúshi berichtete um 950 n. Chr., dass die Einwohner dieser Drehscheibe zwischen der Rheinregion, Mittelschweden und Nordnorwegen zu einem großen Teil vom Fisch lebten. Ausgrabungen in Haitabu bestätigen sowohl den Fischverzehr vor Ort als auch das Nutzen von Fisch als Schiffsverpflegung und Handelsware. Dazu wurden Kabeljau, Seelachs, Leng und Heilbut „importiert“ (Sahrhage & Lundbeck, 1992). Die nötige Konservierung dieser allerdings vorwiegend von der nördlicheren Norwegenküste stammenden Fische geschah dort durch Trocknen an der Luft – zu Stockfisch – oder durch Salzen, während neben diversen Süßwasserfischarten vor allem Heringe und Plattfische aus der Ostsee in größeren Mengen frisch in Haitabu konsumiert wurden. Die Ausgrabungen belegen für die Wikingerzeit schon die Heringskonservierung durch Salz, allerdings noch ohne den für den späteren Begriff „Salzhering“ typischen Kehlschnitt.

Ebenfalls auf umfangreicheren Fang von Plattfischen und Heringen weisen Grabungsergebnisse von Roskilde auf der dänischen Insel Seeland hin. Die hier freigelegten Schichten umfassen mehrere historische Zeitabschnitte über einige Jahrhunderte. Sie belegen einen Wandel im Fischkonsum zumindest der ortsansässigen Bevölkerung (Lampen, 2000): Die untersten Schichten aus der Wikinger-Zeit (8.-11. Jh.) enthielten Knochenreste von Plattfischen und Heringen derart, dass der Plattfischkonsum bis ins 10. Jahrhundert überwogen hatte. Erst ab dem 11. Jahrhundert herrschte die Heringsnutzung vor.

Zum erwähnten Handel der Wikinger mit dem aus nördlicheren Meeren stammenden Stockfisch sei

ergänzt, dass Schleswig vom späten 11. Jh. an anstelle des zerstörten Haitabus den Handel fortsetzte (Lampen, 2000). In der zweiten Hälfte des 12. Jhs. ging die Funktion des zentralen Handelsortes des Ostseeraumes an Lübeck über. Unter zunehmender Marktbeherrschung und -ausdehnung durch hanseatische Kaufleute ließ sich die in Tonnen transportierte Konserven Stockfisch vom 13. Jh. an dann in fast allen Städten Europas erwerben.

In den kommenden Jahrhunderten dominierte allerdings der Hering aus der westlichen und südlichen Ostsee, aus den Übergängen zwischen Nord- und Ostsee und aus der Nordsee den Fang und den Handel aller anderen Fischarten. Die u.a. durch die archäologischen Befunde von Roskilde und Haitabu belegte wachsende Heringsfischerei fand auch anderen Orten statt: Vom 11. bis zum 13. Jahrhundert entwickelte sich ein umfangreicher Heringsfang z.B. an der gesamten damals dänischen Küste Schonens, wie Ausgrabungen u.a. im Simrishamn, Skanör und Malmö belegen (Lampen, 2000). Ebenso gab es vom 12. bis 14. Jahrhundert an der Südküste der Ostsee zwischen der Schlei und dem Samland (Abb. 3) sowie in der Nordsee vor der englischen Küste Heringsfang in erheblichem Umfang.

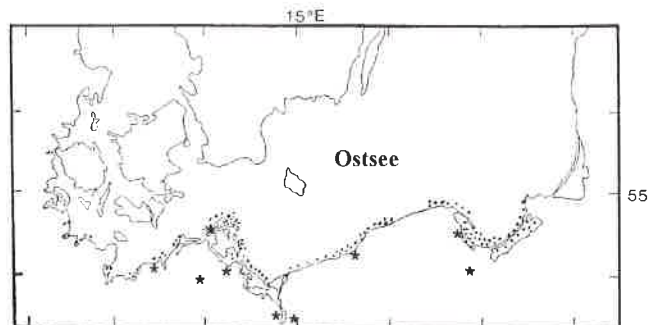


Abb. 3: Heringsfischereien an der Südküste der Ostsee im Hochmittelalter (nach Lundbeck, 1972; *: Klostergründungen).

Freilich entstand an der südwestlichen Spitze Schonens um die Orte Skanör und Falsterbo die viel beschriebene große europäische Heringsfischerei. Von August bis Oktober / November fingen Fischer von Booten und vom Strand aus den dicht stehenden Hering vorwiegend mit Netzen, nach Sahrhage & Lundbeck (1992) hauptsächlich mit Zugwadern, Treib- und Stellnetzen. Deren Herstellung und Nutzung zum Heringsfang zwischen den dänischen Inseln ist durch Funde seit dem 11. Jh. belegt. Zum Anlanden an den seichten Küsten übernahmen flache Prahme den Fang der Boote. An Verteilstellen auf dem Strand kauften die Händler den Fisch, um ihn auf ihren herkunftswise getrennten Vitten, den Verarbeitungsplätzen, ausweiden, salzen und in Fässer verpacken zu lassen (Lampen, 2000). Die jedes Jahr zureisenden Händler unter der Vorherrschaft der Lübecker kamen aus England, Holland, Deutschland und Norwegen.

Strenge Regelungen von den Fangzeiten bis zum Zusammenleben in den nur saisonal genutzten Verarbeitungs- und Unterkunftsortschaften sorgten für reibungsfreien Fang und problemlose Verarbeitung. Das Reglement beteiligte alle, wenn auch unterschiedlich, vom Landesherrn über die Fischer bis zu den Kaufleuten, an dieser einträglichen ersten rein exportorientierten Fischerei. Eine Versorgung des Nahbereiches war nicht vorgesehen (Jahnke, 1997). Insgesamt fanden hier vom 12. bis zur Mitte des 16. Jahrhunderts kontinuierlich große Heringsfänge statt, die in den Jahren von 1368 bis 1494 zwischen 3,3 und 7,6 Tausend (Gewichts-) Tonnen pro Jahr lagen (Lundbeck, 1972). In guten Jahren dürften mit knapp zehntausend Tonnen die Größenordnung heutiger Fänge erreicht worden sein. Die Kaufleute des Hansebundes brachten nicht nur diesen Heringshandel samt nötigen Salzlieferungen in ihre Hand, auch den Stockfischhandel von Norwegen nach Süden dominierten sie über ihr Kontor in Bergen. So wurde Fisch neben Salz und Getreide zu einem der ersten Massengüter im europaweiten Warenverkehr im Mittelalter.

Etwas nördlicher lag an der heute schwedischen Küste bei Marstrand am Kattegat ein weiteres Heringsfanggebiet, das vom Ende des 10. bis ins 20. Jahrhundert in 9 Perioden für wenige Jahre bis zu einigen Jahrzehnten höchste Erträge brachte. Das zwischenzeitliche Ausbleiben der Heringe brachte der Region meist große Not. Das Fang- und Verarbeitungsgeschehen war hier vergleichbar strukturiert wie in Schonen. Als die Fangrückgänge vor Schonen zu Beginn des 16. Jahrhunderts die nicht mehr unangefochten dominierenden Hanseaten in finanzielle und politische Schwierigkeiten brachten, half ihnen der Heringssegen der sechsten Bohuslänperiode von 1556 bis 1590, das Ende ihres Einflusses hinauszuschieben.

Natürlich wussten auch die Bewohner der dänischen Inseln den allherbstlichen Heringssegen nicht nur für die eigenen Nahrungsversorgung zu nutzen. Die schon genannten Grabungen bei Roskilde beweisen mit gefundenen größeren Knochenmengen aus der Zeit um 1150 nicht nur, dass auch in diesem Gebiet Heringsvorkommen der Belte und Sunde im Mittelalter „industriell“ verarbeitet wurden. Die Knochen erwiesen sich vor allem eindeutig und einheitlich als Knochen der Kiemen- und Unterkieferbereiche. Abfall solcher Art kann nur beim Kehlen (= Kaken) größerer Fänge entstanden sein. Mit Sicherheit ist anzunehmen, dass bei der Mobilität der dänischen Saison-Heringsverarbeiter diese Methode nicht auf die seeländische Küste beschränkt blieb. Daraus folgt: Die heutige Schlachtmethode zur Herstellung der Handelsware Salzhering ist schon damals auf den großen Verarbeitungsplätzen der Belte und Sunde angewandt worden. Die Dänen betrieben also

das dem legendären Holländer Willem Beukels aus Biervliet im 14. Jh. als „Erfindung“ zugeschriebene Kehlen des Herings schon 200 Jahre vorher im großen Stil. Bleibt Beukels der Verdienst, das Kaken, Salzen und Packen der Heringe in Fässer auf die auf der Hohen See fangenden Schiffe verlegt zu haben.

Grabungen auf Vitten in Schonen belegen außerdem, dass Dorschfang entweder als Beifang oder gezielt eine Rolle gespielt haben muss: Der Anteil von Kabeljauknochen von bis zu 7 % an den vorgefundenen Fischresten in den Lehm Böden der Verarbeitungsstellen weist auf eine wirtschaftliche Bedeutung dieser Fischart neben dem Hering hin (Lampen, 2000).

An der Südküste der Ostsee wurde schon zu heidnischen Zeiten (vor dem 11./12. Jh.) um Rügen herum Hering gefangen, auf der Insel verarbeitet und vermarktet. Die Konservierungsarten der Slawen, das Trocknen, Salzen oder Räuchern, wurden auch an der pommerschen Küste nachgewiesen. Später exportierten Städte wie Wismar, Rostock, Stettin und Danzig Salzhering auch von nahegelegenen und durchgehend genutzten Vitten der gesamten Küste. Der Handelsumfang des Schonenmarktes wurde allerdings bei weitem nicht erreicht. Die bei der Christianisierung (11./12. Jh.) entstandenen Klöster (Abb. 3) und Ortschaften an der Ostseeküste und im Hinterland deckten ihren Fischbedarf ebenfalls auf diesen Märkten, sofern ihre eigenen Fischereierträge nicht ausreichten (Benecke, 1881). Nicht weniger als 13 lokale Netzformen von der Strandwade bis zu den ersten Schleppnetzen (1302 im Frischen Haff; Schnakenbeck, 1942) kamen hier von Booten und vom Strand aus zum Einsatz (Lundbeck, 1972). Gefangen wurden neben Hering u.a. Lachs, Stör, Dorsch, Aal, Zander, Hornfisch, Flunder und Schweinswale sowie in den Bodden und Haffen z.B. Hecht, Wels, Stint und Brassen (Benecke, 1881). Während der Schonenmarkt noch in voller Blüte stand, hörten im 14. Jahrhundert die ergiebigen Heringsfänge vor der Südküste der Ostsee mit dem Ausbleiben großer Schwärme abrupt auf. Der weitere unvergleichbar geringere Heringsdurchzug reichte jedoch meist für die lokale Heringsversorgung aus.

Ein weiterer großer Heringsfang- und -verarbeitungsplatz lag im 13. Jahrhundert an der englischen Ostküste bei Yarmouth. Französische, holländische, flandrische und englische Kaufleute deckten hier ihren Bedarf an Hering anfänglich mit Zugnetzen von August bis November von einer Sandbank aus. Später fischten flandrische, holländische und einheimische Fahrzeuge gemeinsam vor der Küste. Versandungen und der Beginn des Hundertjährigen Krieges zwischen England und Frankreich beendeten diesen Heringsfang und -markt um 1400.

Archäologische Untersuchungen in zahlreichen englischen Klöstern ergaben, dass auch im Binnenland im 13. Jh. bei den aufgefundenen Fischresten die Salzwasserarten dominierten. Dabei waren z.B. im Westminster Abbey in London die wichtigsten Arten der Reihenfolge nach: Hering, Wittling, Kabeljau, Schellfisch und die Plattfische Flunder, Seezunge, Scholle und Steinbutt (Lampen, 2000). Ein Teil der Heringe wurde von den Schonenmärkten importiert, der andere kam von Yarmouth. Die anderen Fischarten stammen von englischen Nordseefischereien aus den Küstenbereichen. Denn Langleinenfischerei in der offenen nördlichen Nordsee begannen die Engländer erst zu Beginn des 16. Jahrhunderts (Kyle, 1929).

Die Lachsfischerei spielte in dieser Zeit ebenfalls eine Rolle im Küstenbereich der Britischen Inseln. Die Dänen und Normannen fingen ihn schon in 9. und 10. Jahrhundert mit Netzen und konservierten ihn in Salzlake. Daraus entwickelte sich für Jahrhunderte eine nordenglische und schottische Exportware bis nach Südeuropa (Kyle, 1929).

An der flandrischen Küste entwickelte sich im Anschluss an die oben genannte Fischerei im Kanal ebenfalls eine ausgeprägte Heringsfischerei vom 11. Jahrhundert an. Zentrale Markttorte wurden Sandeshoved und Nieuport an der Ypermündung, Grevelingen an der Aa und die alte Handelsstadt Brügge. Neben dem Hering, der frisch, getrocknet und gesalzen verhandelt wurde, standen auf den Märkten Lachs, Kabeljau, Schellfisch, Goldbrasse, Steinbutt, Meeraal, Miesmuschel, Schüsselschnecke und Walfleisch zum Verkauf (Verbrugge, 1932). Die Handelsverbindungen für konservierte Waren reichten bis in den Mittelmeerraum und über die Ostsee bis nach Russland. Von unterschiedlichen seetüchtigen Kielfahrzeugen, z.T. in Klinkerbauweise, setzten die Fischer Treib-, Stell- und Zugnetze ein, die sie teilweise aus England importierten. Den damals häufigen Walen stellten sie von ihren relativ kleinen Booten aus mit Harpunen und Lanzen nach.

Der hier ab dem 12. Jh. konstatierte Aufschwung der Fischerei im allgemeinen und der Heringsfischerei im besonderen lag nicht, wie vielfach beschrieben, in den kirchlichen Fastengebieten begründet, die Fisch als Fastenspeise vorsahen. Vielmehr entstanden die enormen Fangsteigerungen aus dem steigenden Bedarf durch die Bevölkerungszunahme des Zeitraumes (Lampen, 2000). Um 1050 lebten in Europa etwa 46 Millionen Menschen, um 1150 waren es bereits 50 Millionen. Und um 1340 gab es alleine 35 Millionen Deutsche und Franzosen (Sahrhage & Lundbeck, 1992). Die landwirtschaftliche Produktion stieg nicht in gleichem Maße. Die Verstädterung vom 11. Jahrhundert an schuf die Absatzmärkte, über die die wachsende Bevölkerung mit Seefisch neben den

unzureichenden Grundnahrungsmitteln Getreide und Fleisch versorgt wurde. Natürlich mussten nach dem Erkennen der reichen Fischvorkommen eine gute Fangorganisation und Möglichkeiten eines Massentransportes aufgebaut werden. Das leistete zumindest teilweise die straffe Organisation der Hanse, deren System mit dem Ausbleiben der Ertragsgrundlage Hering bei zusätzlichem politischen Druck am Ende des 16. Jahrhunderts ins Wanken geriet.

Auch das landläufige Urteil, Seefisch und insbesondere Salzhering sei eine billige Speise gewesen, entspricht nicht ganz den Tatsachen. Lampen (2000) weist nach, dass Salzhering im Binnenland meist teurer war als frische Süßwasserfische. Neben dem wachsenden Anteil an der Grundversorgung mit Nahrungsmitteln hatte Seefisch allerdings den Vorzug, weitgehend unbeeinflusst von plötzlichen Klima-, Seuchen- und Kriegsauswirkungen verfügbar zu sein.

Halten wir also fest: Während des Hochmittelalters entwickelte sich eine noch relativ küstennahe internationale Fischerei in Nord- und Ostsee, schwerpunktmäßig auf den Hering. Die industriemäßigen Techniken der Verarbeitung und organisierten Distribution sind bei allem Weiterentwickeln im Grundkonzept erhalten geblieben.

Die abrupten Änderungen der Heringsvorkommen – die großen Fangperioden im Öresund und vor Bohuslän, oder der schon 1313 von Petrus Dusburg berichtete kleinräumigere Mangel an Heringen an der preußischen Küste, wo sie „sonst von undenklichen Zeiten her vorhanden waren“ (Benecke, 1881) – sind der charakteristischen Heringseigenart zuzuschreiben: Wenn Heringe vorhanden sind, dann sind sie in Massen zu fangen. Anderenfalls ist nichts zu holen.

Bleibt noch zu erwähnen, dass durch den Verdrängungswettbewerb der Hanseaten am Ende des 14. Jh. erst die Engländer den Messeplätzen Schonens fernblieben. Kurz darauf, im 15. Jh., zogen sich auch die Friesen, Holländer und Flamen von diesen Märkten zurück (Hill, 1989). Das Ausweichen dieser Händler und Schiffer auf die anderen Heringsplätze der Nordsee half mit, dort die Heringsfischereien zu erweitern. Es veranlasste u.a. die Holländer, schon im 16. Jahrhundert verstärkt zum Hochseefang überzugehen. Das trug letztendlich dazu bei, dass der Hansebund die wirtschaftliche Basis verlor.

Zur Fischerei im 17. und 18. Jahrhundert (Barock und Aufklärungszeit)

In allen Teilen der Ostsee bestanden im 17. und 18. Jahrhundert die ursprünglichen, küstennahen Fischereien auf die oben genannten Arten durchgehend fort mit leicht steigendem Umfang. Mit den weitestgehend

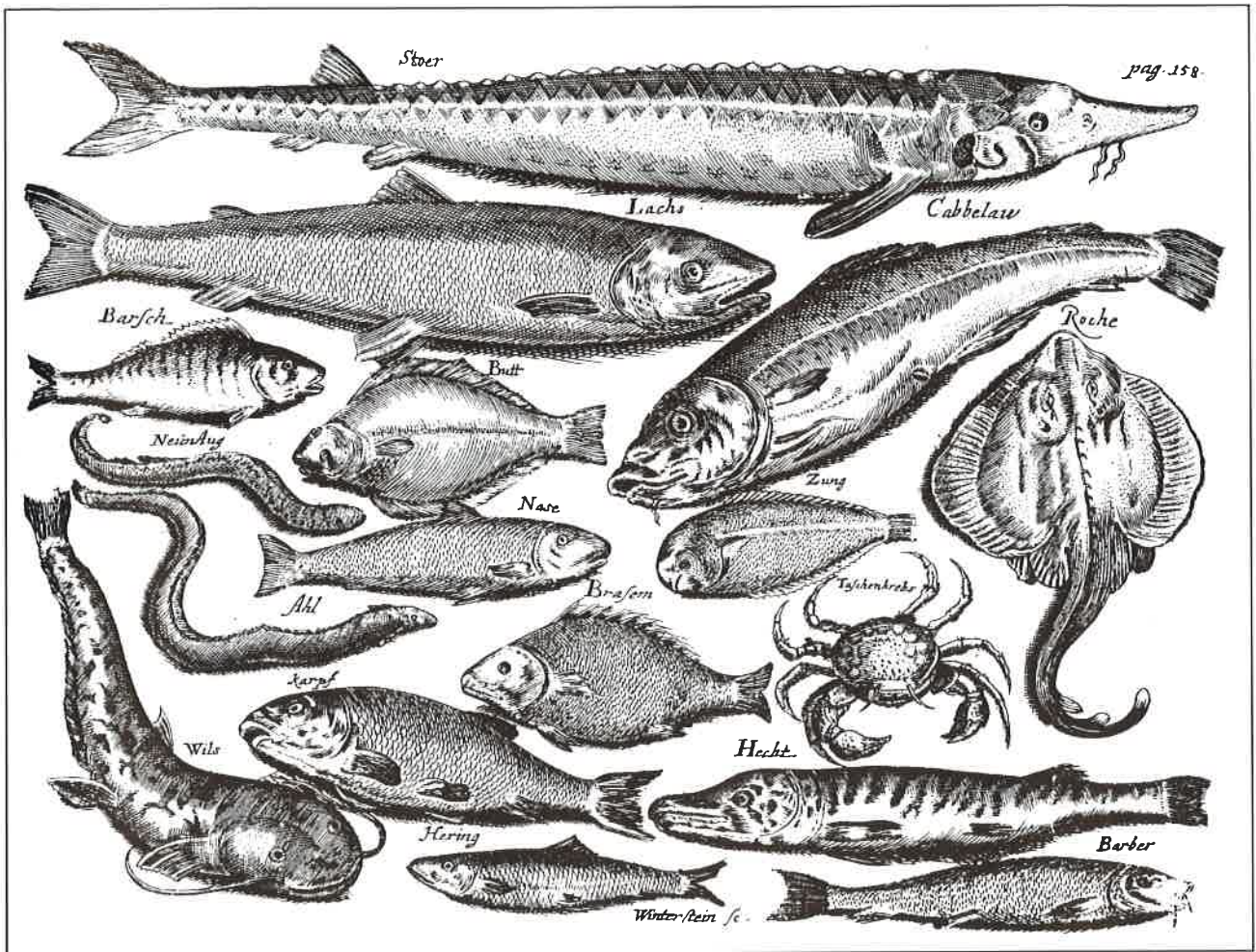


Abb. 4: Fischarten, die in Hamburg als Frischfisch verkauft wurden (aus Hesselius, 1675).

schon im Mittelalter entwickelten und lokal adaptierten Ausrüstungen wie Angeln, Reusen, Stell- und Schleppnetzen leisteten die regionalen Fischereien ihren Versorgungsbeitrag. Die politische Entwicklung mit zunehmender Machtkonzentration auf große und kleine absolutistische Herrscher schlug sich in Fischereiregulierungen derart nieder, dass auch Abgaben auf den Fang in den „Hoheitsgewässern“ die permanent leeren Staatskassen auffüllen sollten. Von den Städten aus wirkten Berufsfischergruppen mit entsprechenden Fischereirechten. Vor ländlichen Küstenabschnitten lag das Fangrecht bei einzelnen angrenzenden Grundbesitzern oder der Dorfgemeinschaft, wobei häufig generell alle Anwohner das Recht zum Fang auf der „offenen See“ hatten. Vor manchen Küstenabschnitten lag das Fangrecht auch bei Fischereipächtern, die zum Teil saisonal über große Entfernungen anreisen, wie z.B. an der estnischen Küste aus Russland. Lachsführende Küstenbereiche unterlagen überwiegend Sonderregelungen: In Finnland beispielsweise hatte der Staat das „Jus regale“ auf die Lachsfischerei, was dem schwedischen König bzw. dem russischen Zaren zumindest einen Anteil am Gewinn des Lachsfangs sicherte. Die verbreitetste Art der Fischkonservierung war im gesamten Ostseeraum das Salzen, vor dem Räuchern.

Als überregionale Fischereien sind neben den schon genannten Berufsfischern aus Gävle, die im Küstenraum des Bottnischen Meerbusens Hering mit Stellnetzen fingen, die Fischer Bornholms zu erwähnen, die um die Insel herum mit schwedischen und preußischen Fischern saisonal Hering, Dorsch, Lachs, Breitling und Plattfische fingen. Größere Wassertiefen als 25 Faden (~ 45 m) wurden in der Ostsee offenbar nicht befischt. Diese Bereiche der „hohen Ostsee“ galten noch nach der Mitte des 19. Jahrhunderts als fischarm (Marcard, 1870).

Vor Bohuslän brachten die Fangperioden von 1660 bis 1680 und von 1747 bis 1809 wieder große Heringsfischereien mit internationaler Beteiligung im oben beschriebenen Prozedere. Ansonsten beschränkten sich die dänischen Fangaktivitäten als Küstenfischerei in Nord- und Ostsee auf die eigenen Gewässer, wenn von der „Königlich okroirten Altonaischen Herings-Companie“ von 1767 mit Treibnetzfang in der Nordsee abgesehen wird (Jestrzowski, 2000).

Aus der Nordsee kam auch im Zeitraum des 17. und 18. Jahrhunderts durchgehend das breite Angebot der oben genannten Fischarten frisch und konserviert

(durch Trocknen, Salzen oder Räuchern) auf die städtischen Fischmärkte. Stellvertretend für den Frischfischanteil an der notwendigen Eiweißversorgung der Städte im Nord- und Ostseeraum seien hier die Arten gezeigt, die in Hamburg um 1670 gehandelt wurden (Abb. 4). Fischer aus Friesland, Dithmarschen und dem Elbebereich belieferten schon seit dem 13. Jahrhundert den Hamburger Markt (Illing, 1922). Im 17. und 18. Jahrhundert war Langleinenfischerei die einzige Fischereiart, die in der Deutschen Bucht von der ostfriesischen und der nordfriesischen Bevölkerung noch mit größerer Bedeutung betrieben wurde (Schnakenbeck, 1928).

Überregional wurden die holländischen und flämischen Fischer schon weit vor dem Ende des Mittelalters führend in der Versorgung nicht nur ihrer eigenen Märkte mit gesalzenem und frischem Fisch. Sie hatten sich mindestens schon seit dem 14. Jh. dem Heringsfang auf den kleineren, von den Hanseaten unabhängigen Gründen in der südlichen Nordsee sowie vor den englischen und schottischen Küsten zugewandt. Bis zum Beginn der Neuzeit hatten sie einen eigenen hochseegängigen Schiffstyp, die Buis, entwickelt und eine ansehnliche Flotte aufgebaut (z.B. waren allein 80 Buisen 1480 in Brielle beheimatet). Mit solchen Buisen fingen sie auch im 17. und 18. Jh. zur Heringssaison mit Treibnetzen. Dazu wurden abends vertikal im Wasser stehende, mehrere Hundert Meter lange Netzwände zusammengeknüpft über das Vorschiff ausgesetzt und am Bug befestigt. Das mit dem Wind treibende Schiff spannte die Netzwand in voller Länge auf, und die nachts in der Oberflächenschicht ziehenden Heringe verfangen sich darin. Morgens wurde das Netz gehievt. Aus dem Netz an Deck geschüttelt, wurde der Fang am Fangplatz gekakt, gesalzen und in Tonnen verpackt, im von Beukels verbesserten Verfahren. Außerhalb der Heringssaison fingen die Buisen meist Kabeljau und Leng mit Langleinen (Abb. 5). Entsprechend der Entfernung zwischen Fangplatz und Hafen kamen die Fischarten gesalzen, gesalzen und getrocknet oder nur getrocknet auf die englischen Märkte, von wo sie meist nach Südeuropa verkauft wurden. Ihre dadurch zunehmend international vorherrschende und einträgliche Stellung bauten die Holländer mit der Anlandung von frischem Fisch und zum Ende des 17. Jahrhunderts von lebendem Fischen auch auf englischen Märkten beständig aus. Sie hälterten die Fische in wasserdurchfluteten Räumen (Bünn) ihrer Schiffe.

Die geschäftlichen Erfolge der Holländer veranlassten die englischen Könige im 17. Jh., den Aufbau ähnlicher Hochseefischereien durch Subventionen zu fördern und Teile der Nordsee zu britischem Gebiet zu erklären. Das im wahrsten Sinne des Wortes Streitig machen der Fanggründe lief mit vielen Auseinandersetzungen ab. Trotz militärischem Begleitschutz und

Bewaffnung der einzelnen Fangfahrzeuge büßten die Holländer allein 1652 vor Schottland 100 Buisen ein. Über die diplomatischen Aktivitäten, mit denen insbesondere der Hering die internationale Politik beherrschte, und über die geschäftlichen Ergebnisse der britischen Gesellschaften berichtete Kyle (1929). Insgesamt wuchs die mit Prämien vom Staat geförderte englische Langleinenfischerei auf Kabeljau, Seehecht, Schellfisch und Leng so kräftig, dass allein von Yarmouth aus in diesem Zeitabschnitt bis zu 200 Buisen in die nördliche Nordsee und z.T. bis nach Island gingen. Ihre Fänge wurden bis zum Anfang des 18. Jahrhunderts als gesalzen bzw. getrocknet konservierte Ware vorwiegend in Spanien, Italien und anderen Mittelmeerländern abgesetzt. Von britischer Seite kamen erst ab 1712 frischer Kabeljau, Schellfisch, Leng und Heilbutt zum Londoner Markt (Kyle, 1929).

Doch blieb der Heringsfang in der Nordsee auch die wichtigste Fischerei in der Barock- und Aufklärungszeit. Den Engländern und Schotten kamen die Heringsschwärme alljährlich an der Küste entlang quasi zum Fang vor die Haustür. Von kleinen offenen Booten aus ließ sich nachts so viel Hering mit Treib- und Zugnetzen fangen, dass zur Saison tagsüber Tausende weit aus dem Binnenland herangezogene Verarbeiter die Fische – wie schon seit Jahrhunderten – am Strand bzw. in den Häfen schlachten, salzen und in Fässer einlegen mussten. Die alljährlich zig Tausend Fässer Salzhering versorgten in erster Linie den eigenen Markt. Denn im internationalen Wettbewerb standen sie hinter den holländischen Produkten zurück. Aufgrund sehr strenger Regelungen des Fangs, der Fischsortierung, der Verarbeitung auf See und der verwendeten Fässer produzierten die Holländer jährlich Hunderttausende Fässer von Salzhering gleichbleibend hoher Qualität. Über Jahrhunderte alte Bremer und Hamburger Handelsbeziehungen verkaufte sich der Hering über Elbe, Weser und Kanalsysteme im gesamten zentralen Europa. Im Rückkopplungsprozeß zwischen den Fischern und Hamburger Händlern hatte sich der hohe Qualitätsstandard der holländischen Ware herausgebildet.

Kriegerische Auseinandersetzungen forderten ihren Tribut von dieser holländischen Vorherrschaft: 1703 zerstörten französische Kriegsschiffe im Spanischen Erbfolgekrieg einen großen Teil der holländischen Heringsflotte. Deren Salzheringsanlandungen gingen daraufhin erheblich zurück (Abb. 6). Und in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts brach der Absatz der holländischen Heringsfischerei durch die äußerst ertragreiche achte Bohuslän-Periode zusammen. Genau zu dieser Zeit erhielten die britischen Fischer staatliche Förderungen. Die schottische Heringsfischerei hatte daher zu Beginn des 19. Jahrhunderts fast den ehemaligen Umfang der

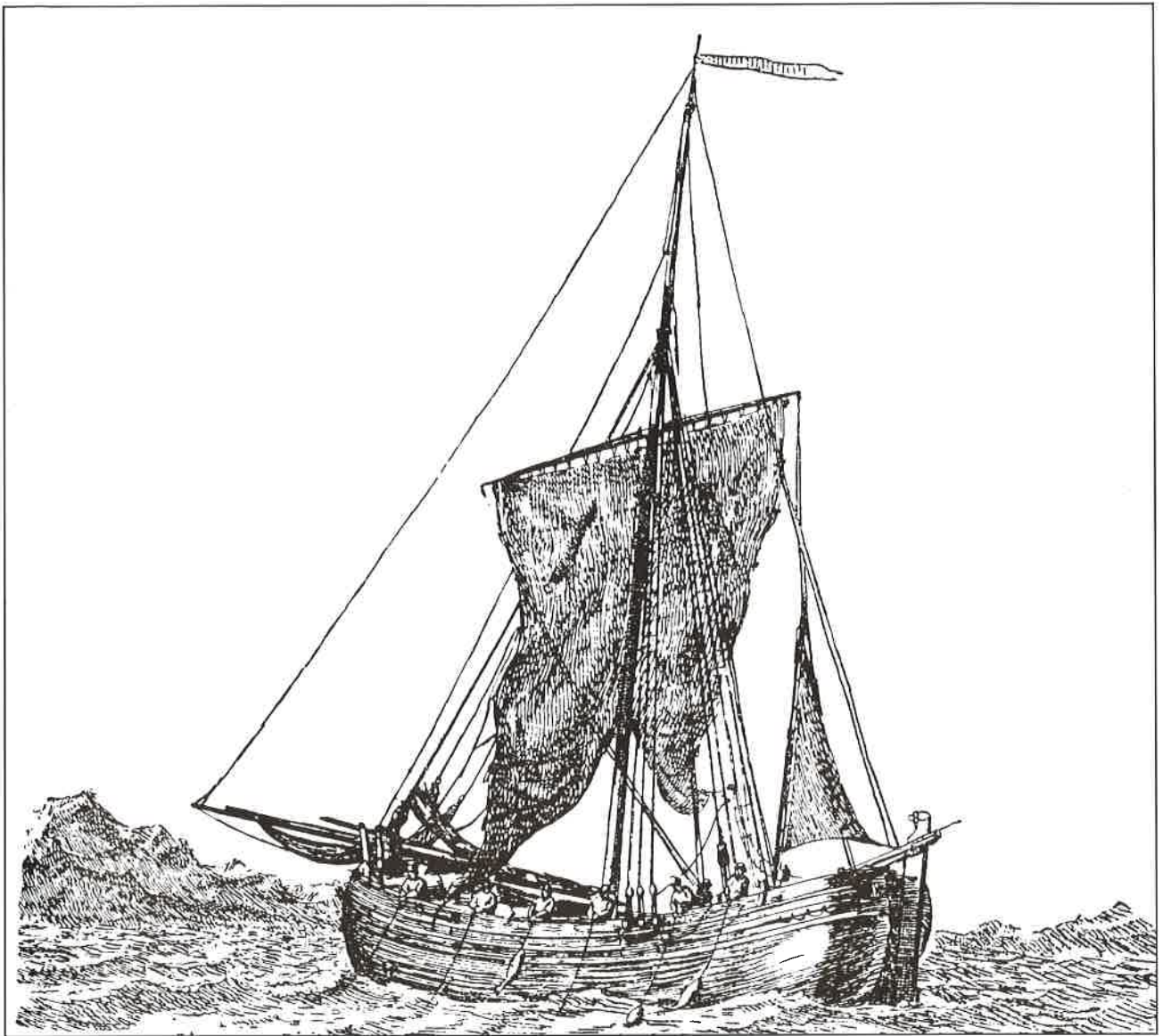


Abb. 5: Eine mit Handangeln fischende holländische Buisse (aus Tesch & de Veen, 1933).

holländischen Fischerei erreicht und stieg weiter kräftig.

In der britischen Expansionsphase zum Ende des 18. Jahrhunderts verbreitete sich an den Nordseeküsten ein neuer, seetüchtigerer Bootstyp für die Treibnetzfisherei auf Hering, der aus Frankreich stammende Logger. Die wachsenden britischen Flotten bauten mit diesen schnellen Seglern und ihren vergleichsweise kurzen Wegen von ertragreichen Fangplätzen in die Häfen ihren fischereilichen Vorsprung im Nordseeraum weiter aus.

An der deutschen Nordseeküste gab es mehrere Versuche, an dem Heringssegen teilzuhaben. In Emden z.B. versuchte der preußische König Friedrich der Große ab 1770, eine Heringsfanggesellschaft zu fördern, nachdem zum Ende des 17. Jahrhunderts eine fast hundertjährige, vergleichsweise kleine Gesellschaft liquidieren mußte. Die Altonaer Compagnie von

1767 fuhr zwar unter dänischer Flagge, gründete sich aber zum großen Teil auf Hamburger Kapital. Hamburg selbst war außer während der kurzen Helgoländer Heringsperioden in der ersten Hälfte des 16. Jahrhunderts und von 1603 bis 1614 nicht direkt am Heringsfang beteiligt, am Salzheringshandel dafür umso mehr, wie bereits erwähnt.

Insgesamt hatten die Gesamtfänge aus der Nord- und Ostsee im 17. und 18. Jahrhundert vor dem Hintergrund steigender Bevölkerungszahlen zugenommen. Selbst wenn alle weiteren Heringsfischereien zusammen mit der gleichen Größenordnung angenommen werden wie die holländische während der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts, werden bei weitem nicht die Zahlen der Entnahme um 1900 erreicht. Da der Nordseeheringsbestand der fischereilichen Belastung um 1900 standgehalten hatte, darf angenommen werden, dass der deutlich niedrigere Heringsfischereiertrag des 17. und 18. Jahrhunderts

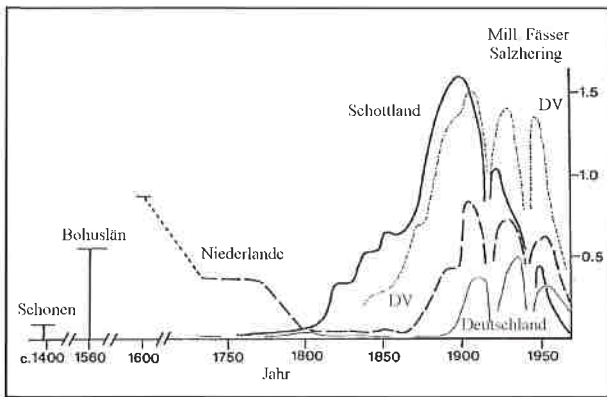


Abb. 6: Abschätzung der Salzheringsproduktion der Schonens- und Bohuslän-Fischereien sowie von einigen größeren Treibnetzfishereien. Der deutsche Salzherings-Verzehr (DV) ist gestrichelt (nach Lundbeck, 1977).

unter den biologisch kritischen Grenzen des Nordseeheringsbestandes gelegen hat.

Angesicht der damals schier unvorstellbaren Mengen von Hering, die alljährlich von den Fischern in der Nordsee zu immer wieder den gleichen Jahreszeiten gefangen wurden, und des aus dem Verkauf resultierenden Gewinnes beschäftigten sich einerseits die englischen Königinnen und Könige und auch der damalige Leiter ihrer Greenwicher Sternwarte, der berühmte Naturwissenschaftler Edmond Halley (1656-1742) mit diesem Fisch. Halley stellte in einem großen Atlas alle Handelsmöglichkeiten der britischen Flotte in der damaligen Welt zusammen und beschrieb dabei auch das Auftreten und die Fangmöglichkeiten der Heringe im Nordatlantik, in Nord- und Ostsee und vor allem um die britischen Inseln (Wegner, 1993). Auf der anderen Seite des Ärmelkanals hatte sich der Hamburger Senatssyndicus und spätere Erste Bürgermeister Johann Anderson (1674-1743) mit dem massenweisen Auftreten dieser Fischart in der Nordsee von Amts wegen zu befassen. Der Jurist und Naturkundler mußte das Begehren der englischen Königin Anna, die schottischen Salzheringe den holländischen auf dem Hamburger Markt gleichzustellen, bearbeiten und die daraus resultierenden jahrelangen Verhandlungen für die Hansestadt führen. Ebenso wie Halley beschäftigten ihn, mehr privat, als Kaufmannssohn die frühaufklärerischen Gedanken, wie naturwissenschaftliche Erkenntnisse für die „Handlung“, sprich die Hamburger Kaufmannschaft, zu nutzen seien. Mit den veröffentlichten Halleyschen Zusammenstellungen des alljährlich von Norden nach Süden fortschreitenden Auftretens der Heringe und etlichen anderen Erkenntnissen, z.B. dem Wissen um die Heringsfischereien vor Schonens, Bohuslän oder Helgoland, ersann der Hamburger eine Theorie, nach der die Heringe unter dem Eis der Nordpolarmeeres ihre wahre Heimat hätten. Alljährlich würde die ständige, weil unbeeinträchtigte Bestandsvergrößerung sie veranlassen, von dort aus bis zum Ärmelkanal dem Menschen in die ausgebrei-

teten Treibnetze zu schwimmen, um ihm zur Nahrung zu dienen (Wegner, 1993). Die äußerst plausible Theorie beinhaltete alle damaligen Erkenntnisse und konnte alle offenen Fragen zum Hering beantworten. Für das Ausbleiben vor Schonens sollten beispielsweise die Fraßfeinde der Heringe wie Raubfische, Haie und Zahnwale verantwortlich sein. Die einleuchtende Theorie wurde für fast das ganze nächste Jahrhundert Lehrmeinung. U.a. dürfte sie dazu beigetragen haben, dass der dänische König Christian VII. die Heringsfanggesellschaft seines späteren Finanzministers Heinrich Carl Schimmelmann 1767 in Altona zuließ (oktroierte) und privilegierte. Auch die Gründung der zweiten Emdener Gesellschaft 1770 lag zeitlich nicht so sehr weit nach der Veröffentlichung der Andersonschen Theorie 1746.

An dieser Stelle ist die Andersonsche Quintessenz der Polarstammtheorie in der teleologischen Weltanschauung seiner Zeit von größter Wichtigkeit: Durch Gottes große Güte und weise Einrichtung vermag der Mensch es nicht, bei noch so großem Fang außerhalb des Polargebietes den Heringsbestand in seiner Grundsubstanz zu gefährden, weil die unter dem Eis geschützt verbleibt. Der Glaube an Gottes Güte ging vielfach verloren, die Existenz des permanenten Bestandskerns des Herings unter dem Nordpolareis wurde widerlegt. Aber es blieb bis in die 1960er eine „Tatsache“ auch für damalige Fischereibiologen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei in Hamburg, dass pelagische Fischbestände selbst durch massivsten Fang in ihrem Bestand nicht wesentlich zu beeinträchtigen seien (Dornheim, pers. Mitt.).

Halten wir also fest: Auch im 17. und 18. Jahrhundert dominierte die Heringsfischerei den Fang und die Verarbeitung aller andere Fischarten in Nord- und Ostsee. Sie war durch die Holländer zu einer Hochseefischerei entwickelt worden. Im Zusammenspiel von holländischen Fischern mit Hamburger und Bremer Kaufleuten war ein Reglement von Fang und Verarbeitung entstanden, das zum marktbeherrschenden holländischen Qualitätsprodukt Salzhering führte. Kaperung und Zerstörung von größeren Teilen der Fangflotte sowie eine Bohuslänperiode reduzierten die holländische Produktion um die Hälfte bis zum Anfang bzw. zur Bedeutungslosigkeit zum Ende des 18. Jahrhunderts. In die Lücke stießen dann Schotten und Engländer vor.

Aus der Überzeugung von Gottes Güte und dem damaligem Wissen um die regelmäßigen Heringszüge im Nordatlantik und in der Nordsee entstand auf Halleyschen Vorarbeiten die Andersonsche Polarstammtheorie. Wenngleich lange widerlegt, blieb die Quintessenz, dass der Hering selbst bei stärkster Befischung nicht in seinem Bestand gefährdet werden kann, bis in die 1960er international ein fischereibiologischer Grundsatz mit Einfluss auf die Fänge.

Zur Fischerei im 19. Jahrhundert

Gravierende Auswirkungen auf die Fischerei in der Nordsee hatte im 19. Jahrhundert die Kontinental Sperre. Der französische Kaiser Napoleon I. ordnete sie 1806 nach der Unterwerfung der meisten Staaten Europas an, um damit den Handel Großbritanniens mit den kontinentaleuropäischen Staaten zu unterbinden. Da England daraufhin jedes Schiff dieser Staaten als feindlich einstufte, bestand für nichtbritische Fischereifahrzeuge in der Nordsee zumindest die Gefahr der Kaperung, wenn nicht gar der Versenkung durch die englische Flotte. Damit hörte hier jede nichtbritische Hochseefischerei auf: So musste z.B. die Emdener Heringsfanggesellschaft 1806 liquidieren, die Altonaer Companie folgte 1825, die angeschlagene holländische Heringsflotte erholte sich vorerst nicht. Nur die Küstenfischer arbeiteten weiter, wobei Schmuggelfahrten zwischen den von den Franzosen besetzten und unbesetzten Gebieten, z.B. an den Küsten Schleswig-Holsteins, die Fangergebnisse erheblich einschränkten.

Im Gegensatz dazu setzte sich die Aufwärtsbewegung bei der britischen Fischerei unter dem Schutz der Marine fort. Außerdem brachten die blühenden Ingenieurwissenschaften in England der Fischerei technische Innovationen: u.a.. Baumkurren in den 1820er Jahren als Schleppnetze in der Plattfischfischerei, Schiffstypen wie Lugger, Smacks oder Scafies angepasst an unterschiedliche Fischereibereiche, ab 1850 Netze aus Manila anstelle von Hanf, der Einsatz von Fischdampfern ab 1881 und ab 1892 das Scherbrettnetz (Kyle, 1929). Außerdem nutzte die nicht nur im Nordseebereich führende britische Fischerei seit 1850 künstliches Eis zur Konservierung der Fänge auf See. Damit waren alle wesentlichen Komponenten einer modernen Fischerei (außer Echoortung und Funknavigation) bis zum Ende des 19. Jahrhunderts im Gebrauch und meist unter britischer Führung entwickelt worden. Wie am Beispiel der Schleppnetzfisherei (Abb. 7) zu sehen, dehnte sich die britische Fischerei im Verlauf des 19. Jahrhunderts über die ganze Nordsee aus. Alle europäischen Fischereinationen folgten.

Denn in der nachnapoleonischen Neuordnung Europas lebten auch die Seefischereien auf dem Kontinent allorten wieder auf. So versuchte z.B. das neugeschaffene Königreich der Niederlande mit Prämien für Fischer und mit Einfuhrzöllen für ausländische Heringe die eigene Hochseeflotte wieder aufzubauen. Frischfischfänger angelten von unterschiedlichen Fahrzeugtypen aus Kabeljau und Schellfisch in der Nordsee. Küstenfischer landeten frischen Hering und vor allem Plattfische aus Baumkurrenfängen an, betrieben Krabbenfang, Austern- und Miesmuschelkultur (Tesch & de Veen, 1933).

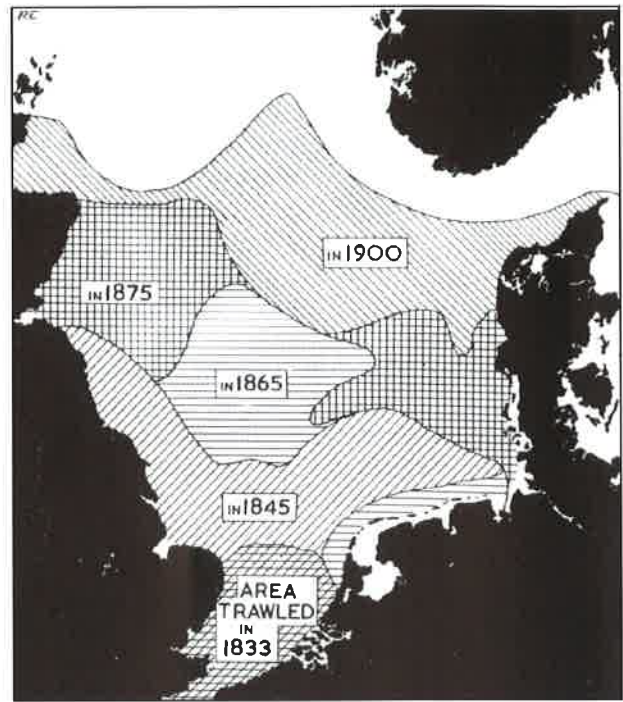


Abb.7: Ausbreitung der englischen Schleppnetzfisherei (aus Wimpenny, 1953).

Im deutschen Nordseeküstenbereich sei stellvertretend für die diversen Fischereiformen im 19. Jahrhundert und die unterschiedlichen Einflüsse, die wirkten, die Entwicklung des Norderneyer Schellfischfangs genannt. Einer lokalen Grundangelfischerei mit zehn Booten um 1800 hatte sich nach dem Bau einer Eisenbahnstrecke von Hannover zur Küste ein neues Absatzgebiet erschlossen. Auf der Insel entwickelte sich dadurch eine überregionale Frischfischfängerei, die 1880 ihren Höhepunkt mit 70 größeren Booten erreichte. Der anschließende Rückgang bis 1901 auf weniger als die Hälfte der Fahrzeuge hatte nach Dittmer (1902) zwei Gründe: Erstens bot der aufkommende Tourismus den Insulanern leichtere Verdienstmöglichkeiten als die Fischerei. Zweitens hatten die neuen Fischdampfer die nahen und ergiebigen Fanggründe abgefischt. Als Kleine Hochseefischerei sei stellvertretend die Blankeneser erwähnt, die von Kuttern und Ewern aus den Hamburger Raum mit dem unveränderten Artenspektrum (Abb. 4) versorgte, diese Rolle aber in der zweiten Hälfte der 19. Jahrhunderts an Finkenwerder abtrat. Während einerseits Kleinbetriebe der Küstenfischerei in althergebrachter Weise mit Booten lokal die deutschen Nordseeküstenbereiche mit Butt, Aal, Hering, Stint, Stör und Garnelen (Dittmer, 1902) versorgten, entstand zum anderen mit dem technischen Fortschritt auch in Deutschland an Elbe und Weser eine Große Hochseefischerei mit Dampfern, nachdem mit FD „Sagitta“ 1885 der Anfang gemacht worden war. Im Jahr 1900 umfasste die deutsche Große Hochseefischerei neben den Heringsloggern 345 Segler und 130 Fischdampfer, die großen Teils noch in der Nordsee fingen (Dittmer, 1902).

Ebenso entstand in diesem Zeitraum eine größere deutsche Große Heringsfischerei. Nachdem jeweils nach schlechten Fängen sich die Altonaer Compagnie 1825 aufgelöst hatte, die Emdener ihre 1806 gerettete Flotte bis zur Reichsgründung 1871 erheblich reduzieren mussten, und Gesellschaften in Bremen und Keitum (Sylt) nur einige Jahre überlebt hatten, stabilisierte sich nach der Gründung des Deutschen Kaiserreichs 1871 die deutsche Heringsfischerei nachhaltig mit Reichsdarlehen: Seit 1872 entstanden neue Fanggesellschaften in Emden, Norden, Glückstadt, Altona, Bremen-Vegesack, Elsfleth und Geestemünde, die bis 1901 insgesamt 114 Segel- und 9 Dampflogger bereederten (Dittmer, 1902). In ihrer Fangtechnik und Verarbeitung knüpfte die Loggerfischerei an die über Jahrhunderte herausgebildeten holländisch/deutschen Prozeduren an. Das Produkt hieß dann bis in die 1970er Jahre: „Deutscher Loggerhering Seegekehlt und Seegesalzen“. Doch die zum Ende des 19. Jahrhunderts angelandeten Mengen deckten knapp ein Viertel der in Deutschland abgesetzten Salzheringe (Abb. 6). Um die Bedarfsdeckung zu erhöhen und diesen Fischereizweig für Investoren attraktiver zu machen, schlug der Vorsitzende des Deutschen Seefischereivereins, Walther Herwig (1838-1912), in seinem berühmten Artikel: „Die grosse Heringsfischerei Deutschlands und die Mittel zu ihrer Hebung“ (1897) vor, auf die aus England, Schottland, Norwegen und Schweden importierten Salzheringe hohe Zölle zu erheben. Außerdem sollten die Logger der Rentabilität wegen ganzjährig fischen und, statt im Winter aufzuliegen, Frischfischfang betreiben; durch Umrüsten der Flotte auf Dampflogger könnten schnellere Reisen gemacht, längere Fleets genutzt und außerhalb der Heringsaison Schleppnetzfisherei betrieben werden. Denn der Heringsbestand der Nordsee ließ sich ja – nach Anderson – noch intensiver befischen.

Die entschiedene Existenzverbesserung aller deutschen Fischereien war dadurch entstanden, dass sich der Deutsche Fischereiverein, seit 1885 mit seiner Sektion Seefischerei, und dann insbesondere der 1894 daraus hervorgegangene Deutsche Seefischerei-Verein unter dem schon genannten Vorsitzenden Walther Herwig und dem Sekretär Heinrich Henking (1858-1942) intensiv um den Ausbau und die Modernisierung dieses Wirtschaftszweiges u.a. durch staatliche Unterstützungen bemühten. Auf diesem Wege erhielt auch die Küstenfischerei an der Ostseeküste, die weitgehend in überkommener Weise auf die bisherigen Zielarten wie Hering, Dorsch, Aal, Flunder, Hornfisch etc. gefischt hatte, Förderungen z.B. zur Einführung des Scherbrettschleppnetzes in den 1890er Jahren und zur Modernisierung der Fahrzeuge (Dittmer, 1902), so dass hier auch künftig die Gebiete der „hohen Ostsee“ zunehmend befischt wurden. Notwendigerweise hatten ebenfalls die Aus-

bauten von Hafenanlagen und deren verkehrstechnische Anbindung ihre Plätze in den Förderungsprogrammen.

Neben nationalstaatlichen Ideen lag das Aufblühen der Seefischereien und insbesondere die langfristigen staatlichen Beihilfen zur Beschleunigung dieses Wachstums an Nord- und Ostsee in der enger werdenden Nahrungsversorgung der wachsenden Bevölkerungen. Insbesondere die anschwellende Arbeiterschaft der Industriereviere mußte preiswert versorgt werden. Die Voraussetzungen, auch die Frischfishanlandungen in ausreichend kurzer Zeit den Endverbrauchern zuzuführen, waren dank neuer Verkehrs- und Kühltechnik geschaffen worden.

Der resultierende internationale Fischereidruck auf die Fischbestände führte im Nordseebereich zu nachlassenden Fängen auf diversen Fangplätzen. „Der Aufschrei über eine weitgehende Erschöpfung der Nordsee wurde immer vernehmlicher“ (Kyle, 1929). Das Schlagwort „Überfischung“ hatte schon um 1865 seine ersten Runden gemacht (Lenz, 1992). Erste Kommissionen in Großbritannien untersuchten, inwieweit die Fischerei Fang- bzw. Bestandsrückgänge selbst verursacht hätte: Die für manche Küstengewässer 1883 (!) belegten fischereibedingten Bestandsrückgänge würden sich nach Expertenmeinung jedoch schnell erholen, wenn bestimmte Gebiete, z.B. der Firth of Forth oder Teile der Deutschen Bucht, vorübergehend für die Fischerei geschlossen würden. Denn auf der Hohen See seien keine fischereibedingten Veränderungen feststellbar und von dort würde die Regeneration der Küstenbereiche erfolgen. Die Schwankungen der Heringserträge wurden dem variierenden Bestand der natürlichen Heringsfeinde zugeschrieben (Kyle, 1929), so wie Anderson es schon 150 Jahre vorher postuliert hatte. Generell wurde empfohlen, die Maschenweiten der Sterte zu vergrößern (!) und nicht zu häufig auf dem gleichen Grund zu trawlen.

Generell bedeuteten diese Empfehlungen aber trotz allem, dass der Gesamtfang in der Nordsee keinesfalls weiter erhöht werden sollte. Und das stand auf deutscher Seite z.B. dem primären Ziel von Herwig und Henking sowie dem Fischereibiologen Friedrich Heincke als einem ihrer Berater diametral entgegen: Sie wollten die deutsche Fischerei durch mehr Fahrzeuge zu größerer Fangkapazität ausbauen. Nach viel Korrespondenz, nationalen und internationalen Verhandlungen und u.a. einer Konferenz zu Überfischungsfragen 1890 in London (dazu siehe: Lenz, 1992) endete diese Debatte mit der Übereinkunft, gemeinsam in der Nordsee, der Ostsee und dem nordöstlichen Nordatlantik die physikalisch-chemischen Umgebungsgrößen der Nutzfischarten regelmäßig zu erfassen und die biologischen Eigenheiten dieser Arten zu erforschen. Daraus ließen sich hof-

fentlich die charakteristischen Einflüsse der Meeresumwelt auf die Fischbestände ableiten, so dass künftige Fangmengen vorbestimmt werden könnten, die ohne bestandsschädigenden Einfluss wären. Eine derart „rationale Fischerei“ (Herwig, 1905) würde bei größtmöglicher Ergiebigkeit die Bestände langfristig in einem optimalen Zustand bewahren. Damit war das Meeresforschungsprogramm umrissen, mit dem der „Internationale Rat für Meeresforschung“ in Kopenhagen als von seinen Mitgliedsländern getragenes Planungs-, Auswertungs- und Koordinierungsgremium für die „Internationale Meeresforschung“ 1902 feierlich gegründet wurde.

Halten wir also fest: Selbst die Große Heringsfischerei der Holländer, Schotten, und Engländer verlief bis ins 19. Jahrhundert hinein bei allem industriemäßigen Fang und Verarbeiten ohne nachhaltige Bestandsbeeinträchtigungen quasi als eine „naturnah“ Fischerei. Der forcierte Ausbau der Fangflotten und die intensiveren Fangmethoden in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts führten zu Bestandsrückgängen bei mehreren Nordseefischbeständen. Die eingangs genannte „Berührungsfläche zwischen Mensch und Meer“ hatte sich sowohl auf die gesamte Nordsee als auch auf die gesamte Ostsee erweitert. „Zeitgemäß“ ließ sich das so beschreiben: „Die gleichmäßig über eine weite Schelfebene verteilten Fischbestände der Nordsee konnten tatsächlich erst im Zuge der neuzeitlichen Entwicklung wirksam ausgebeutet werden“ (Lundbeck, 1974). Am Ende des Zeitraumes wurde ein gemeinsames Erforschen der Meeresumwelt und der Fischbiologie beschlossen. Die resultierende rationale Fischerei (Herwig, 1905) sollte künftig das Ausbeuten der Fischbestände ersetzen.

Zur Fischerei mit wissenschaftlicher Begleitung

Kontinuierlich setzte sich der intensiviertere Ausbau der Fischereiflotten der Staaten an Nord- und Ostsee bis zum Ersten Weltkrieg fort. Insbesondere wuchsen die Dampfer- und die Loggerbestände in Großbritannien, Holland und Deutschland. Angesichts der Tatsache, dass sich der Gesamtertrag der Nordsee nicht ohne weiteres steigern ließ, suchten sich die Fischdampfer ertragreiche Fangplätze außerhalb der Nordsee. Im quasi internationalen Wettstreit liefen auch die Förderprogramme für die Kleine Hochseefischerei mit ihren Kuttern und Ewern sowie für die Küstenfischerei mit den Booten kontinuierlich weiter, z.B. über Hilfen zur Entwicklung fischereitauglicher Motoren und deren Einbau. Ebenso verbesserte sich die Fischereitechnik ständig. Beispielsweise wurde die Fängigkeit der Scherbrettnetze durch ein Höhenscherbrett erhöht. Die Idee entstammte der jungen „Internationalen Meeresforschung“: Die Biologische Anstalt auf Helgoland nutzte ein kleines selbst ent-

wickeltes „Dreischerbrettnetz“ zum Fischbrutfang. Eine Netzfabrik setzte die Idee für die kommerzielle Nutzung ein und schuf damit einen bis heute verdienstvollen Standard.

Nicht alle Arbeitsgebiete der jungen Fischereiforschung genossen bei Fischerei und Fischwirtschaft gleiches Ansehen: Auf deutscher Seite nutzte der Seefischerei-Verein den Reichsforschungsdampfer „Poseidon“ gerne gemeinsam mit Wissenschaftlern, z.B. für Versuche zum winterlichen Heringsfang mit Treibnetzen in der nördlichen Nordsee. Arbeiten zu Biologie, Wanderung und Nahrung von Hering oder Scholle trug die Wirtschaft überall uneingeschränkt mit. Als aber nach dem Ende der ersten Forschungsphase die Vereinbarung, mittels vierteljährlicher Terminfahrten in Nord- und Ostsee die physikalisch-chemischen Einflüsse auf die Fischbestände zu klären, zu verlängern war, bestand international auch von Seiten der Fischerei kein gesteigertes Interesse an dieser Art der Forschung mehr (Kyle, 1929). Denn die – in der Technikgläubigkeit der Zeit – vermeintlich schnell zu identifizierenden Abhängigkeiten zwischen Fisch und Umwelt waren am Ende der ersten Forschungsphase hinter der unerwarteten Vielfalt ozeanographischer Zustände von Nord- und Ostsee und unerklärlichem Fischverhalten verborgen geblieben. Die Begeisterung für das ehemals primäre Ziel der „Internationalen Meeresforschung“, die rationale Fischerei, war damit schon vor dem Ersten Weltkrieg gedämpft, zumal Fangerfolge der Fernfischereien z.B. vor Island von der Belastung einiger Nordseebestände ablenkten.

Der Erste Weltkrieg bedeutete vor allem für die Fischbestände der Nordsee eine Schonzeit. Aber gleich nach Kriegsende setzte die Fischerei in der Nord- und Ostsee verstärkt wieder ein, galt es doch, den in Europa als Kriegsfolge weitverbreiteten Hunger zu lindern. Nach etwa sechs Jahren waren u.a. die Schollenbestände wieder auf die frühere Größe heruntergefischt. Daraufhin wurde die „Überfischungsfrage“ erneut und ebenso kontrovers wie ehemals diskutiert: Sollten die Stertmaschen vergrößert werden, um z.B. den Jungschollen das Überleben zu erleichtern, oder war nicht vielmehr eine Verkleinerung der Maschen notwendig, um die Überbevölkerung an Jungtieren wegzufischen, damit die verbleibenden Tiere ohne die Nahrungskonkurrenten zur vollen Größe wachsen könnten? (Anon., 1927). Die Frage blieb offen. Und im wachsenden nationalen Anspruchsdenken erhielten die Arbeiten an der Verwirklichung der rationalen Fischerei keine neuen Impulse: In den 1920er Jahren arbeiteten die Forscher vornehmlich an der generellen Vertiefung der Fischereibiologie (Heinrici, 1930). In den 1930ern wurden mit Forschungsthemen wie „Fangplatzerkundungen“ oder „Verteilung von Heringsnahrung“ - außerhalb von Nord- und Ostsee - auch massive

national(istisch)e Interessen kaschiert. Dieses forcierte Suchen neuer Fangplätze deutete auch immer an, daß bisher genutzte Bestände erschöpft waren. Das Dritte Reich setzte außerdem unverhohlen alles daran, z.B. durch Ausbau der Loggerflotte den deutschen Anteil am Nordseeheringsfang zu vergrößern oder durch neue standardisierte Kutter die Ostseefischerei auszubauen.

Generell intensivierte sich in der Ostsee insbesondere die Kleine Hochseefischerei bis zum Zweiten Weltkrieg. Zum einen war aus der dänischen (Küsten-) Fischerei, die außer in den Heringsperioden über lange Zeit unbedeutend gewesen war, eine beachtliche Kleine Hochseefischerei in Nord- und Ostsee geworden: Eine Flotte motorisierter Kutter und anderer Fahrzeuge fischte mit Snurrewaden vor allem Schollen, mit Ringwaden Makrelen und Hering und mit Scherzeesen vornehmlich Kabeljau und Schellfisch (Mortensen & Strubberg, 1931). Zum zweiten hatte sich eine kleine, aber moderne Fischerei mit einigen Dampfern, nachträglich motorisierten Kuttern und Quatzen an der schwedischen Westküste (Rosén, 1953) und an der Ostküste eine Kleine Hochseefischerei aus der traditionellen Küstenfischerei entwickelt. Zum dritten kamen die Kleinen Hochseefischerien der jetzt eigenständigen Staaten Finnland, Lettland, Estland, Litauen und Polen hinzu.

In der Zeit des Zweiten Weltkrieges konnten sich die Fischbestände in Nord- und Ostsee wieder erholen. Nach Kriegsende kamen die erhöhten Erträge aus den Nahbereichen den hungerleidenden Europäern zugute. Und wie schon nach dem Ersten Weltkrieg, so wurden die Bestandszuwächse auch dieses Mal in internationaler Gemeinsamkeit wieder in kurzer Zeit abgefischt. Der Aus- bzw. Neubau von Fischereifloten in Ost und West diente einzig einem Ziel: Die Fangmengen sollten auf möglichst rationelle Weise gesteigert werden. Der Stolz auf das Geschaffte, in diesem Fall die Steigerung der deutschen Heringsanlandungen der Heringstrawlfischerei in der Nordsee, die durch von Jahr zu Jahr steigende Erträge 1953 den Umfang von 1938 wieder erreicht hatte (Ludorff et al., 1955), ist heute noch aus den damaligen Druckwerken zu spüren. Unter derart zunehmendem Fischereidruck von Loggern, Dampfern mit Schleppnetzen, Kuttern der Industrie- und Konsumfischerei kollabierte der Heringsbestand der Nordsee leider in den 1960er Jahren, entgegen der Andersonschen Theorie. Aber das war kein Drama für die europäischen Fischereien: Seit Jahrzehnten in Übung, bei nachlassendem Ertrag neue Fangplätze aufzusuchen, stürzten sich andere Flottenteile in diesem Fall in die Heringsgebiete vor der nordamerikanischen Ostküste. Bleibt zu erwähnen, dass mit dem resultierenden ersten nachhaltigen Heringsfangverbot in der

Nordsee hier die Jahrhunderte alte Treibnetzfisherei definitiv endete.

Eine enorme Menge an technischen Verbesserungen und Erfindungen (u.a. Heckfänger, Kunststoffnetze, Lot- und Ortungstechnik, Navigationselektronik), an fischereibiologischen Kenntnissen (z.B. Artenverteilungen und –zusammensetzungen, Bestandsbestimmungsmodelle) und an Wissen um spezielle physikalische Einflüsse auf die Fischbestände (wie Stürme, winterliche Abkühlung, Gezeiten) entstand in den vergangenen Jahrzehnten im Rahmen der „Internationalen Meeresforschung“. Aus dieser Fülle sind die pelagischen Netze (zu deren Entwicklung die DDR-Fischereiforschung Grundlegendes beitrug) und die Fischlupen (mit zeitweiliger Führung von Herstellern aus der Bundesrepublik) hervorzuheben: Mit ihnen wurde die Berührungsfläche zwischen Mensch und Meer zum totalen Berührungsraum: Jeder Fisch, ja fast jede Krabbe, in jeder Tiefe von Nord- und Ostsee wurde damit lokalisier- und fangbar. Dem ehemals primären Ziel der rationalen Fischerei kam die Forschung mit all ihren Erkenntnissen sicherlich näher. Aber mehr noch ließen sich die Ergebnisse für eine kurzzeitig rationelle Fischerei verwenden, wie die derzeit nicht zufriedenstellende Situation vieler Nutzfischbestände in Nord- und Ostsee ausweist (Hammer, 2001).

Selbst die seit 1983 von der Fischereikommission in Brüssel betriebene Gemeinsame Fischereipolitik der EU hat bisher leider keine Trendwende in der Bestandsbewirtschaftung bewirkt. Einerseits führten die Begehrlichkeiten der Mitgliedsstaaten zumeist zu politischen Gesamtfangquoten, die um einiges über den wissenschaftlichen Empfehlungen für die einzelnen Arten lagen. Andererseits ließen sich die den Fischern auferlegten Kontrollmaßnahmen durch Findigkeit umschiffen. Seit 1997 ruht nun die Hoffnung auf dem „Vorsorgeansatz“, der Schutzmaßnahmen bis zu kurzfristigen Fischereischließungen vorsieht, wenn bestimmte Bestandsgrenzen unterschritten werden (Cornus, 1997). Das notwendige juristische Beiwerk zur Implementierung dieser künftigen Grundlage der EU-Fischereipolitik steht derweil in Brüssel und den nationalen Fischereiministerien zur Diskussion.

Halten wir also fest: In den vergangenen 100 Jahren begleitete eine umfangreiche Forschung die Fischerei in Nord- und Ostsee. Das ursprüngliche Ziel, mit den wissenschaftlichen Erkenntnissen die Voraussetzungen für langfristig größtmöglichen Fischereiertrag bei optimalen Bestandszuständen zu schaffen - rationale Fischerei -, wurde bisher nicht erreicht. Die Teilergebnisse haben jedoch vielfältig schon für kurzfristig größtmögliche Fischereierträge gesorgt - rationale Fischerei. Es besteht die Hoffnung, dass das seit 100 Jahren verfehlte Ziel nach Implementieren des

Vorsorgeansatzes in die neue Gemeinsame Fischereipolitik der EU erreicht wird. An der Vervollkommnung dieser Quadratur der Fische wird gearbeitet.

Zu guter Letzt

Dass mit dem hier Dargestellten bei weitem nicht alle Probleme erfaßt wurden, die die Fischerei an Nord- und Ostsee hatte, erhellt alleine schon der Stoßseufzer eines Direktors der ehemals größten deutschen Fischereigesellschaft. Als ihm seinerzeit einer der Fischereibiologen nach einer bestandskundlichen Forschungsreise freudig mitteilte, mit dem Nordseehering ginge es aufwärts, entfuhr dem Manager nur: „Bloß das nicht! Da gehen unsere Preise ja in den Keller!“ (Dornheim, pers. Mitt.).

Literatur

- Anonymus (1927): Besteht eine Überfischung in der Nordsee? Fischerbote XIX (7):130-131.
- Benecke, B. (1881): Fische, Fischerei und Fischzucht in Ost- und Westpreussen. Hartung Königsberg/Pr.: 514 S.
- Cornus, H.-P. (1997): Der Vorsorgeansatz im Fischereimanagement. Inf. Fischwirtsch. 44(3): 95-97.
- Dittmer, R. (1902): Die Deutsche Hochsee-, See- und Küstenfischerei im 19. Jahrhundert und bis zum Jahre 1902. Hahn, Hannover und Leipzig: 70 S.
- Hammer, C. (2001): Lage und Entwicklung ausgewählter Fischbestände: Einschätzung des ICES im Oktober 2001. Inf. Fischwirtsch. 48(4): 151-162.
- Heinrici, C. (1930): Einleitung: Die Arbeiten der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung in den Jahren 1926-1929. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch. NF 5 (4): 1-3
- Henking, H. (1929): Die Ostseefischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas V (3): 182 S.
- Hesselius, P. (1675): Hertzfliessende Betrachtung von dem Elbe Strom. De Leeu Altona: 204 S.
- Hessle, Chr. (1934): Die Schwedische Ostseefischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VII (3b): 31 S.
- Herwig, W. (1897): Die grosse Heringsfischerei Deutschlands und die Mittel zu ihrer Hebung. Mitt. Dt. Seefischerei-Vereins 13 (4): 109-147.
- Herwig, W. (1905): Die Beteiligung Deutschlands an der Internationalen Meeresforschung. I. Bericht: 1-7.
- Hill, T. (1989): Der Schonenmarkt – die große Messe im Norden. In: Die Hanse. Lebenswirklichkeit und Mythos. Katalog zur Ausstellung im Museum für Hamburgische Geschichte 1: 536-538.
- Illing, R. (1922): Die Entwicklung der Seefischerei an der Nordseeküste Schleswig-Holsteins. Z. Ges. Schl.-Holst. Geschichte 51: 1-188.
- Järvi, T. H. (1934): Die Seefischerei von Finnland. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VIII (4): 73 S.
- Jahnke, C. (1997): „Und ist der fisch- und Heringsfang das Erste beneficium ...“ – Städtische und freie Marktfischerei im mittelalterlichen Ostseeraum. Z. Ges. Schl.-Holst. Geschichte 122: 289-321.
- Jestrzowski, D. (2000): Altonas Blütezeit und ihr jähes Ende. Schriften Dt. Schiffahrtsmus. 52: 239 S.
- Kyle, H. M. (1929): Die geschichtliche Entwicklung der britischen Fischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VI (1): 57 S.
- Lampen, A. (2000): Fischerei und Fischhandel im Mittelalter. Wirtschafts- und sozialgeschichtliche Untersuchungen nach Urkunden und archäologischen Quellen des 6. bis 14. Jahrhunderts im Gebiet des Deutschen Reiches. Matthiesen Verlag. Husum: 288 S.
- Lenz, W. (1992): Die Überfischung der Nordsee – ein historischer Überblick des Konfliktes zwischen Politik und Wissenschaft. Hist.-Meeresk. Jb. 1: 87-108.
- Lubbers, R. (1999): Vorwort. In: E. Mann Borgese: Mit den Meeren leben. Kiepenheuer und Witsch Köln: 11-16.
- Ludorff, W., A. Meyer, P. F. Meyer-Waarden & K. Tiews (1955): Die Seefischerei als Nahrungszweig. Schriftenreihe AID 92: 54 S.
- Lundbeck, J.: Die Fischerei von den Naturvölkern bis zur modernen Technik und Wirtschaft. Mitt. Inst. Seefischerei Hamburg. (1972): Teil 1: Geschichtliche Einleitung. Die Fangverfahren und Geräte der Fischerei. Heft 13: 1-167. (1974): Teil 3.1: Bedingungen und Erscheinungsformen naturnaher Fischerei. Heft 15: 299-428. (1977): Teil 4: Die Entwicklung der neuzeitlichen Fischwirtschaft in Europa. Die Großen Fischereien des Mittelalters. Die Dampfhochseefischerei. Die Motorisierung und allgemeine technische Ausgestaltung. Heft 22: 553-726.
- Marcard, E. (1870): Darstellung der Preußischen Seefischerei. Ann. Landwirtschaft 1870, 3: 68 S.
- Mortensen, F.V. & A.C. Strubberg (1931): Die dänische Seefischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VIII (2): 106 S.
- Muus, B.J. & Dahlström, P. (1973): Meeresfische der Ostsee, der Nordsee, des Atlantik. Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München: 244 S.
- Pettersson, O. (1914): Climatic variations in historic and prehistoric time. Ur Svenska Hydro.-Biolog. Komm., Skrifter V.
- Rosén, N. (1953): Die Schwedische Westküstenfischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VIII (3a): 66 S.
- Sahrhage, D. & J. Lundbeck (1992): A History of Fishing. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 348 S.
- Schnakenbeck, W. (1928): Die Nordseefischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas V (1): 229 S.
- Schnakenbeck, W. (1942): Schleppnetze. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas IV (1/2): 52 S.
- Schneider, G. (1928): Die Seefischerei von Lettland und Estland. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VIII (6): 34 S.
- SMPK (1992): Wikinger, Waräger, Normannen. Die Skandinavien und Europa 800-1200. Ausstellungskatalog, Berlin: 432 S.
- Tesch, J.J. & J. de Veen (1933): Die niederländische Seefischerei. Handbuch der Seefischerei Nordeuropas VII (2): 104 S.
- Verbrugghe, L. (1932): Die belgische Seefischerei. Handb. d. Seefischerei Nordeuropas VII (3): 39 S.
- Wegner, G. (1993): Ein Hamburger Bürgermeister und eine Heringstheorie (1746). In: G. Wegner (Hrsg.) Meeresforschung in Hamburg. Von vorgestern bis übermorgen. Dt. Hydrogr. Z., Erg.-H. B, Nr. 25: 1-14.
- Wimpenny, R. S. (1953): The Plaice. Arnold London: 145 S.

Grundzüge der Populationsdynamik genutzter Bestände

Joachim Gröger

Überblick

Der Begriff Populationsdynamik kennzeichnet allgemein die Lehre von den auf- und abbauenden Prozessen einer Tierpopulation. Dabei lässt sich z. B. eine Fischpopulation als eine Gruppe von Individuen einer Art charakterisieren, die innerhalb eines relativ festgelegten Areals vorkommen, sich sexuell fortpflanzen und einen gemeinsamen Genpool besitzen (siehe u. a. Begon et al., 1996). D. h., Fischpopulationen haben eine gewisse räumliche und zeitliche Kontinuität und sind von anderen Populationen nur mehr oder minder deutlich getrennt. Der Begriff Areal darf deshalb nicht als fest abgegrenzte, statische Größe gesehen werden, da Fischpopulationen spezifische jahres- und/oder tagesrhythmische Wanderungen durchführen.

Der Begriff Populationsdynamik weist darauf hin, dass die Zeit (auch im Sinne von Alter) als Organisations- bzw. Koordinationsgröße eine herausragende Rolle spielt. So unternehmen adulte Tiere lange Fress- und Laichwanderungen. Aus diesem Grunde ist die zeitliche Koordination von laichbereiten Individuen für den Befruchtungserfolg eine wichtige Grundvoraussetzung. Gerade die viel diskutierte "Match-Mismatch"-Hypothese (siehe z. B. Cushing 1990, 1996) unterstreicht die Wichtigkeit einer zeitlich-räumlichen Koordination für den Überlebenserfolg von Fischlarven und damit für den Rekrutierungserfolg eines ganzen Bestandes. Ferner bestehen Fischpopulationen in der Regel aus unterschiedlichen Altersgruppen. Jede von ihnen ist ein spezifischer Jahrgang, der sich aus einem einzigen Laichakt oder aus einer Folge von Laichakten innerhalb einer Laichperiode ergibt. Die jahreszeitliche Lage der Laichperiode ist in der Regel populationsspezifisch. Die einzelnen Altersgruppen unterscheiden sich in Ihrer Stellung im Nahrungsgefüge und leisten damit einen spezifischen Beitrag zur Heterogenität der betrachteten Fischbestände. Die geographische Verteilung der Entwicklungsstadien bzw. Lebensphasen mit sehr unterschiedlichen physiologischen Leistungen, Nahrungsbeziehungen und Habitaten ist sehr heterogen (Schlüsselbegriffe sind hier z.B. Migration, Rekrutierung, Laich-, Überwinterungs- und Aufwuchsgebiete). Dabei ist der Altersaufbau einer Population für die zeitliche Entwicklung eines Bestandes von entscheidender Bedeutung, da z. B. die Wachstumsgeschwindigkeit oder die Fruchtbarkeit sowohl mit dem Alter als auch mit der Jahreszeit stark variieren kann. Daraus ergibt sich zusätzlich zur geographischen sowie individuellen Variation das Problem der zeit- bzw. altersabhängigen Variabilität.

Daneben sind eine Reihe von Mechanismen wirksam, deren Art, Grad und Kausalitäten nicht immer geklärt sind. Hierzu lassen sich allgemein intra- von interspezifischen Vorgängen trennen. Intraspezifische Mechanismen betreffen Interaktionen zwischen einzelnen Individuen oder Untergruppen von Individuen einer Population, die z. B. durch Faktoren wie Nahrungskonkurrenz, Dichteunterschiede bzw. -schwankungen, Kannibalismus usw. gekennzeichnet sind. Interspezifische Wechselwirkungen betreffen die Koexistenz bzw. Kovariation mit anderen Arten. Neben diesen biotischen Kenngrößen spielen aber auch eine Reihe abiotischer Faktoren (Umweltfaktoren) eine wichtige Rolle. Diese können natürlichen Ursprungs oder anthropogen induziert sein. Derartige Faktoren stellen sehr spezifische ökologische Rahmenbedingungen her, die man allgemein als Habitatbedingungen oder Habitatfaktoren bezeichnet. Solche Habitatfaktoren können z. B. das Wassertiefen-, Salzgehalts-, Sauerstoffgehalts-, Temperatur-Regime etc. sein.

Der parallel verwendete Begriff Bestand im Sinne einer befischten bzw. potentiell befischbaren Population impliziert einen Nutzungs- bzw. Bewirtschaftungsaspekt (Gabler, 1988). Fischereibiologische Populationsdynamik ist somit die Analyse der Veränderung von Fischbeständen unter Nutzungsbedingungen. D. h., in allen Fällen kommerziell genutzter Bestände lässt sich die Populationsbiologie nicht mehr losgelöst von der fischereilichen Beeinflussung betrachten.

Der Fischbestand als zentrale Fortpflanzungs-, Entwicklungs- sowie Nutzungseinheit ist das Objekt managementbezogener Überlegungen. Um nun das spezifische Entwicklungspotential eines Fischbestandes genauer einschätzen zu können, ist es notwendig, bestimmte Kenngrößen zu bestimmen. Charakterisierende Maße für die Fischbestandsgröße sind entweder die Anzahl seiner Individuen oder seine Biomasse. Während sich die Populationsdichte oder Abundanz als ein relatives Maß aus der Anzahl Individuen pro Areal oder Volumen ableitet, kennzeichnet die Biomasse direkt die Menge an vorhandener organischer Substanz. Die Kenntnis zumindest einer dieser beiden Kenngrößen ist Grundlage der meisten wissenschaftlichen Modellansätze, die die Prinzipien der Dynamik der beobachteten Fischpopulation zu beschreiben versuchen. Die Bestimmung entsprechender Kenngrößen setzt die Abgrenzbarkeit der Bestände voraus. Der Grad der Abgrenzung ist wegen der Fischwanderungen jedoch nicht immer eindeutig.

Dieser wichtige Vorgang, quantitative Aussagen darüber zu treffen, wie ein Bestand von seiner Größe und Struktur her einzuschätzen ist, wird allgemein als Bestandsberechnung (engl. stock assessment) bezeichnet. Ihr Ziel ist es, die kurz-, mittel- und/oder langfristige Bestandsentwicklung vorherzusagen, um daraus Bewirtschaftungsziele und Aktionen (Maßnahmen) der Bestandsbewirtschaftung (engl. stock management) abzuleiten. Je langfristiger solche Vorhersagen angelegt werden, desto ungenauer werden allerdings die Ergebnisse der Prognose. Daneben soll eruiert werden, wie der Fischbestand auf alternative Managementoptionen (Managementszenarien) reagiert, um unter Angabe von Wahrscheinlichkeiten und Risiken eine oder mehrere Kennzahlen zu ermitteln, die einen dauerhaften Bestandsschutz unter Nutzungsbedingungen sichern. Da Bestände sich kaum an nationale Grenzen halten, werden sie von Fischern verschiedener Nationen genutzt. Zentrale Schaltstellen der internationalen Bestandsbewirtschaftung im nordeuropäischen Raum sind z. B. der ICES (Internationaler Rat für Meeresforschung; engl. International Council for the Exploration of the Sea) mit Sitz in Kopenhagen oder die IBSFC (Internationale Ostseefischereikommission; engl. International Baltic Sea Fisheries Commission) mit Sitz in Warschau sowie bestimmte Institutionen der EU selbst.

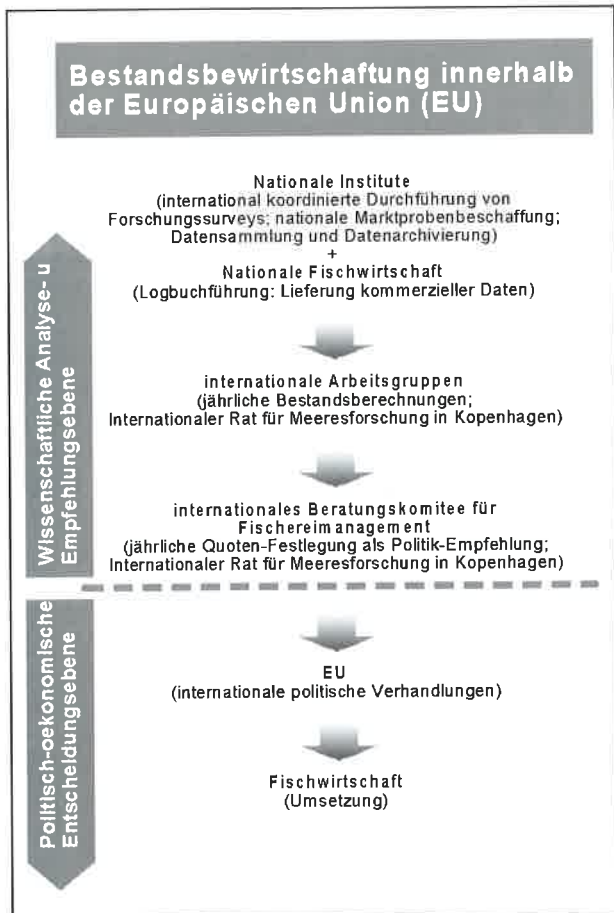


Abb. 1: Bestandsbewirtschaftung innerhalb der Europäischen Union.

Abbildung 1 zeigt ein vereinfachtes Schema für den überaus komplizierten Weg der Bestandsbewirtschaftung in der Europäischen Union (EU). Im folgenden werden wir uns auf die Darstellung folgender Aspekte beschränken:

- (1) Informationsgewinn durch wissenschaftliche Datenerhebung
- (2) Analyse spezieller biologischer Aspekte
- (3) Alternative Konzepte der Bestandsberechnung
- (4) Zur Strategie einer verantwortungsvollen Bestandsbewirtschaftung

Informationsgewinn durch wissenschaftliche Datenerhebung

Die wissenschaftliche Datenerhebung erfolgt auf der Grundlage dreier, qualitativ unterschiedlicher Strategien der Informationsgewinnung, nämlich durch

- (1) die Nutzung kommerzieller Datenquellen,
- (2) die Durchführung von Forschungssurveys und
- (3) die wissenschaftliche Marktbeobachtung.

Im ersteren Fall handelt es sich um die Nutzung umfangreicher Datensätze aus der **kommerziellen Fischerei**. Ab einer bestimmten Schiffsgröße ist der Kapitän gemäß EU-Richtlinien dazu verpflichtet, seine fischereilichen Aktivitäten in einem sogenannten **Logbuch** festzuhalten, dessen Angaben anschließend in die nationale **Fangstatistik** überführt werden. Neben allgemeinen Informationen (Position, Datum und Uhrzeit des Fanges, Auslauf-, Anlandeort etc.) enthalten solche Logbücher wichtige Angaben über das gefangene Artenspektrum (Zielfischarten, Beifangarten) und das nach Arten oder Artengruppen aufgeschlüsselte Fanggewicht. Auch lässt sich der fischereiliche Aufwand bedingt ermitteln. Der Nachteil ist, dass diese Daten sich der direkten wissenschaftlichen Kontrolle entziehen und nicht nach einem bestimmten wissenschaftlichen (biometrischen) Schema gewonnen werden. Sie stehen dafür aber ohne zusätzliche öffentliche Finanzierung zur Verfügung und decken weite Meeresgebiete zeitlich sowie räumlich gut ab. Trotz einer gewissen Verzerrung der Information durch Konzentration auf traditionelle Fanggebiete sowie auf bevorzugte Größengruppen der Fische wird der Mangel an Repräsentativität durch eine enorme Fülle an Daten reduziert.

Forschungssurveys werden hingegen im Wesentlichen mit Forschungsschiffen durchgeführt. Solche Surveys, werden, wenn sie langfristig durchgeführt werden, auch **Monitoring** genannt. Sie sollen ein möglichst repräsentatives Abbild des realen Bestandsstatus liefern. **Repräsentativ** heißt in diesem Zusammenhang, dass die gewonnenen Informationen möglichst unverzerrt, d. h. ohne systematische **Fehler** sowie mit möglichst geringer **Varianz**, d. h. mit

einem möglichst geringen zufälligen Fehler gewonnen werden. Um dies zu erreichen, müssen bestimmte biometrische Richtlinien, die unter dem Begriff **Surveydesign** zusammengefasst werden, eingehalten werden (siehe Rasch et al., 1999). Denn immer werden nur **Stichproben**, also nur ein kleiner Teil der realen **Grundgesamtheit** (Fischpopulation), genommen. Das Design eines solchen Surveys muss dementsprechend Angaben zur Größe der Stichproben enthalten sowie biologische Verteilungsaspekte in Raum und Zeit berücksichtigen. Eine Konsequenz daraus ist, dass man nie eine vollständige **Übereinstimmung** von **Beobachtung** (Daten) und **Realität** erhält, sondern immer mit einer Abweichung (Fehler) unterschiedlicher Größe leben muss. Von ihr hängt die Qualität der Aussagen ab, die man aus den Daten gewinnen will. Angestrebt wird, den Fehler möglichst gering zu halten (**Fehlerminimierung**), d. h. eine möglichst gute Deckung von Beobachtung und Realität zu erzielen. Forschungssurveys sind allerdings relativ teuer und damit hinsichtlich der zeitlich-räumlichen Abdeckung begrenzt. Man unterscheidet im Wesentlichen vier Surveytypen (siehe u. a. Gundersson, 1993): **Ichthyoplankton-, Jungfisch-, Adult- und Hydroakustiksveys**. Je nachdem, ob es sich

bei den untersuchten Arten um pelagische oder demersale Fischarten handelt, werden die Jungfisch- und Adultsurveys mit pelagischen und Bodenschleppnetzen durchgeführt. Die gesammelte fischereibiologische Information solcher Surveys ist im Gegensatz zu den kommerziellen Logbuchangaben sehr detailliert und schließt Angaben über das gefundene Artenspektrum, die Altersstruktur, die Längen- und Gewichtsverteilung, Mageninhalte, Bestandstrennungsmerkmale (morphometrische, meristische, genetische, biochemische Merkmale), Wanderungen (Markierungsexperimente), Krankheiten (Parasiten etc.), Rekrutierung etc. ein. Ein wichtiger Vorteil ist die internationale Normierung (Standardisierung) des Fangaufwandes, der auf diese Weise nicht nur genau bekannt, sondern im allgemeinen auch konstant ist.

Abbildung 2 zeigt einige willkürlich ausgewählte Fanggerätschaften (A: kommerzielles Fischfangnetz, B+C: unterschiedliche wissenschaftliche Planktonfängergeräte, D: Blick über das Heck eines Fischfangforschungsschiffes) der unterschiedlichen Surveytypen.

Bei der **Marktbe,probung** handelt es sich um systematische Stichproben kommerzieller Daten auf

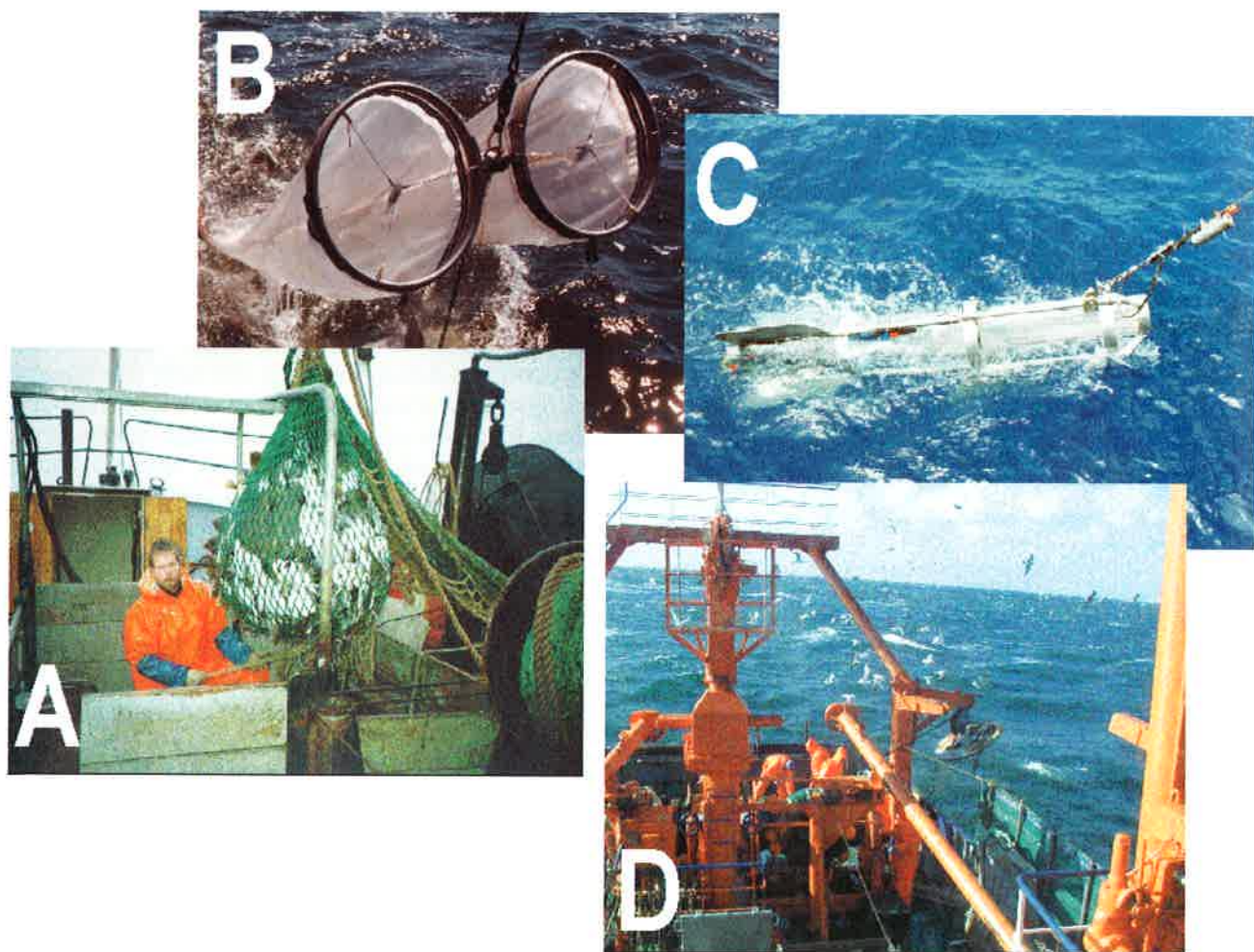


Abb. 2: Ausgewählte Fanggeräte (A. kommerzieller Kutter mit gehievtm Schleppnetz, B. Bongonetz zum Fang von Fischlarven und -eiern, C. Planktonhai zum Fang von Fischlarven und -eiern, D. Blick über das Heck eines Hecktrawlers).

Fischmärkten oder Anlandeplätzen, die ebenfalls nach wissenschaftlichen Gesichtspunkten erhoben werden. Die hier gewonnene Information erstreckt sich im wesentlichen auf die Altersstruktur, die Längen- und Gewichtsverteilung gezielt untersuchter Fischarten.

Aus den Angaben (Daten) aller drei Informationsquellen ergeben sich im allgemeinen **abgeleitete Größen**, wie z. B. mittlere Gewichte, Alters-Längen-Schlüssel, Rekrutierungsindizes, Laicherbestandsindizes etc., mit denen dann im Rahmen von Bestandsberechnungen weitergearbeitet wird. Dabei wird auf alle drei Datenquellen je nach wissenschaftlicher Anforderung in unterschiedlicher Weise zurückgegriffen.

Analyse spezieller biologischer Aspekte

Bestimmung des Fischalters

Wird ein Bestand fischereilich genutzt, müssen eine Reihe wichtiger **altersbezogener Mechanismen** und Prozesse berücksichtigt werden, um einen aus fischereibiologischer Sicht geeigneten Nutzungsgrad z. B. in Form von Fangquoten o. ä. zu errechnen. Dazu gehört die Identifikation bestimmter Kenngrößen wie beispielsweise des Rekrutierungsalters. Denn, da das **Alter** mit der Länge des Tieres verbunden ist (**Längen-Alters-Beziehung**), bedeutet die **Selektion** bestimmter Größengruppen durch das Fangnetz zugleich eine Altersselektion. Diese Selektion führt zu einer Veränderung in der **Alterszusammensetzung**, oft durch Ausdünnung und durch Kappung der Altersobergrenze des betroffenen Fischbestandes. Findet durch zu schnelles Hineinwachsen in den genutzten Bestand temporär eine Verschiebung innerhalb dieser Beziehung statt, auf die nicht durch Einsatz angepasster Fangmethoden reagiert wird, so kann es beispielsweise zur Überfischung noch nicht fortpflanzungsfähiger Tiere kommen. Im Extremfall kann dadurch ein ganzer Jahrgang, der noch nicht zum Ablachen gekommen ist, eliminiert und auf diese Weise ein Teil des Fortpflanzungspotentials zerstört werden. Ein solcher Vorgang kann die Rekrutierung der Nachkommenschaft stark beeinträchtigen, wenn nicht sogar gefährden. Ein drastischer Effekt wird erzeugt, wenn Tiere einer bestimmten Altersklasse mit sehr hohem Fortpflanzungspotential aus dem Bestand durch Abfischung verschwinden. Andererseits kann die Nichtnutzung eines Bestandes zur **Überalterung** eines Bestandes und damit zu einer Reduktion des bestandsinternen Wachstumspotentials führen. Denn ältere Tiere wachsen in der Regel nicht mehr so stark wie jüngere Artgenossen, stellen für letztere aber ausgesprochene Nahrungskonkurrenten oder sogar Räuber (Kannibalismus) dar.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass die genaue Kenntnis der **Altersstruktur eines Bestandes** eine wichtige Basis für Bestandsentwicklungsmodelle ist.

Die Bestimmung des individuellen Fischalters wird an Gehörsteinchen (**Otolithen**) oder anderen Hartstrukturen (z. B. Knochen, Schuppen) durchgeführt, an denen sich (wie bei Bäumen) Wachstumsringe (z. B. Jahresringe) "ablesen" lassen. Otolithen sind vom Körper erzeugte Hartgebilde, die aus einer bindegewebigen Grundsubstanz mit Kalkeinlagerungen bestehen (Klinkhardt, 1996). Die Jahresringe entstehen in borealen Breiten durch einen **jahreszeitlichen Rhythmus** in der Nahrungsaufnahme und den Wassertemperaturen. Von den 3 paarig angelegten Otolithen (Asteriscus, Lapillus, Sagitta) eines Fisches wird in der Regel der größte, die Sagitta, zur Altersbestimmung (Alterslesung) verwendet. Abbildung 3 zeigt ein Schema über die Lage solcher Otolithen im Kopf - genauer im **Labyrinth** (= Gleichgewichtsorgan) - eines Fisches sowie eine sehr vereinfachte Skizze ihrer Struktur. Danach besteht ein Otolith aus **Wachstumszonen**, die um einen **Kern** herum angelegt worden sind, in dessen Zentrum sich der **Nukleus** befindet.

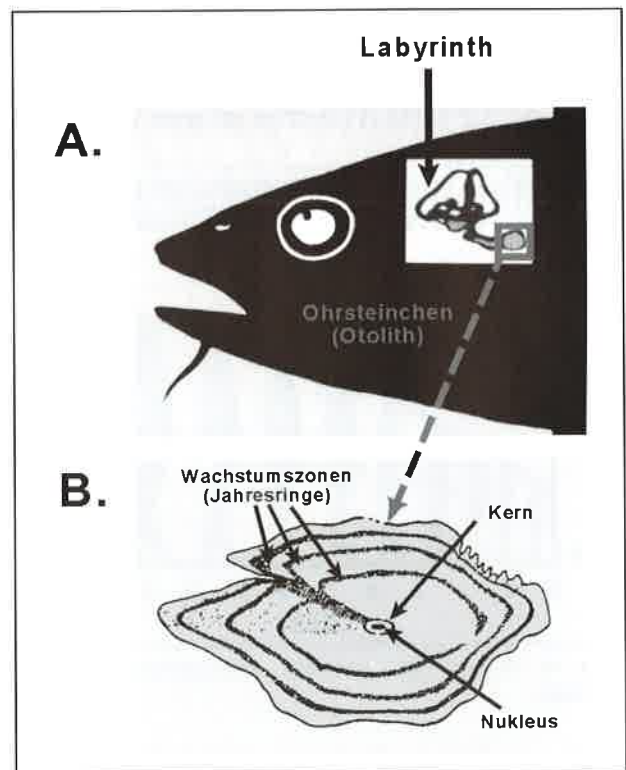


Abb. 3: Allgemeine Merkmale und Lage von Otolithen im Labyrinth eines Fisches (A. schematischer Fischkopf mit Labyrinth und Otolith; B. Schema eines Otolithen mit Ringstrukturen).

Wachstumsanalysen, Wachstumsmodelle

(Wachstumsfunktionen, Wachstumskurven) werden benötigt, um die Wachstumsdynamik (das Wachstumspotential) eines Fischbestandes in der Zeit nachzubilden und vorhersagen zu können. Das Wachstum ist einerseits genetisch fixiert, andererseits aber auch durch eine Reihe dynamischer endogener (Alter, Laichreifegrad) sowie exogener (Nahrungsverfügbarkeit, Umgebungstemperatur etc.) Faktoren beeinflusst.

Um die Wachstumsdynamik eines Fischbestandes bestimmen zu können, werden im allgemeinen **Stichproben** von paarweisen Alters-Längen- oder Alters-Gewichts-Daten benötigt (siehe Abb. 4). An diese **Datenpunkte** wird ein theoretisches Wachstumsmodell angepasst, d. h. eine Wachstumskurve wird so durch die Datenpunkte gelegt, dass diese Kurve in Bezug auf alle Alters-Längen-Datenpunkte in der Summe minimal abweicht. Dieser Vorgang wird auch **Parameterschätzung** oder **Modellanpassung** genannt, das dahinterstehende mathematische Prinzip **Kleinst-Quadrate-Methode**. Da die geschätzten Werte der Modellparameter in der Regel bestands-spezifisch sind, können sie auch zur Trennung von Fischbeständen herangezogen werden (siehe z. B. Klinkhardt, 1996).

Eng mit der Parameterschätzung ist die adäquate Auswahl des zugrunde liegenden theoretischen Wachstumsmodells verknüpft. Man unterscheidet generell Modelltypen **mit** und **ohne Sättigungsgrenze (Asymptote)**. Die Asymptote meint in der Regel die (nicht messbare) theoretische Endlänge bzw. das theoretische Endgewicht. Entscheidet man sich für ein Modell mit Sättigungsgrenze, so geht man implizit

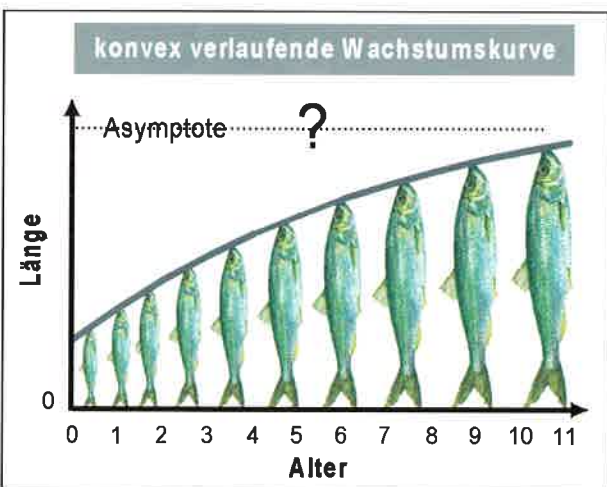


Abb. 4: Allgemeiner, konvexer Wachstumsverlauf von Fischen.

davon aus, dass der Fischbestand bzw. dessen Individuen asymptotisch, d. h. begrenzt wachsen. Ein typisches Beispiel hierfür ist das häufig verwendete **von-Bertalanffy-Wachstumsmodell** (siehe von-Bertalanffy, 1938) mit den drei Wachstumsparametern k (Geschwindigkeitskoeffizient), t_0 (theoretischer Schlupfzeitpunkt) und L_∞ („L unendlich“ = theoretische Endlänge),

$$\text{Länge} = L_\infty (1 - \exp(-k(\text{Alter} - t_0))) + \text{Fehler.}$$

Bei schnellwüchsigen Fischarten ist k relativ groß und L_∞ relativ klein, bei langsamwüchsigen Fischen verhält es sich im allgemeinen umgekehrt. Mit Fehler sind die Abweichungen zwischen der Realität (Daten)

und dem von-Bertalanffy-Wachstumsmodell gemeint, die bei der Modellanpassung in der Summe minimiert werden. Obgleich es eine Reihe linearisierter Varianten (linearer Parametrisierungen) des von-Bertalanffy-Modells gibt (z. B. den Ford/Walfort-Plot), ist die Modellanpassung sinnvollerweise nur numerisch durchführbar, da es sich um einen echten nicht-linearen Modelltyp handelt.

Entscheidet man sich hingegen für ein Modell ohne Sättigungsgrenze, so geht man implizit davon aus, dass die Individuen des Fischbestandes prinzipiell unbegrenzt wachsen. Dabei kann der Funktionsgraph trotz prinzipiell unbegrenzten Wachstums dem konvexen Verlauf einer asymptotischen Wachstumsfunktion sehr ähnlich sehen. Ein solcher Verlauf wird pseudo-asymptotisch genannt, da sich die entsprechende Kurve nur scheinbar einer gedachten Asymptote nähert, die sie jedoch im Gegensatz zum echten asymptotischen Verlauf bei einem mehr oder minder hohen, theoretischen Alter des Fisches schneiden würde. Dies ist beispielsweise der Fall bei der **allometrischen Längenwachstumsfunktion**

$$\text{Länge} = L_1 \times \text{Alter}^k \times \text{exp (Fehler)}$$

mit den beiden Modellparametern L_1 und k . Der Parameter L_1 kennzeichnet darin die Länge des Tieres zum Alter 1, und k wird als **Allometrieoeffizient** bezeichnet. Er charakterisiert folgende Wachstumstypen: falls

- $k = 1$, spricht man von Isometrie,
- $k < 1$, spricht man von negativer Allometrie,
- $k > 1$, spricht man von positiver Allometrie

(Rasch, 1984). Die allometrische Längenwachstumsfunktion ist durch Logarithmierung beider Seiten linearisierbar, so dass hier (im Gegensatz zum von-Bertalanffy-Modell) wie bei einer linearen Regressionsgleichung eine Modellanpassung auf einfachem analytischen Wege erfolgen kann.

Im allgemeinen sollte es so sein, dasjenige theoretische Modell für einen bestimmten Fischbestand auszuwählen, das sich am besten an dessen Daten

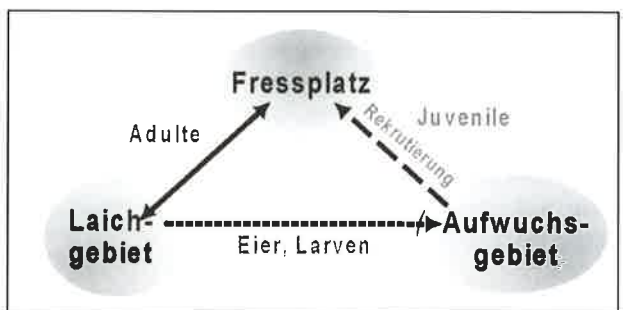


Abb. 5: Vereinfachtes Schema natürlicher, jahresperiodischer Horizontalwanderungen (Migrationen) bei Fischen.

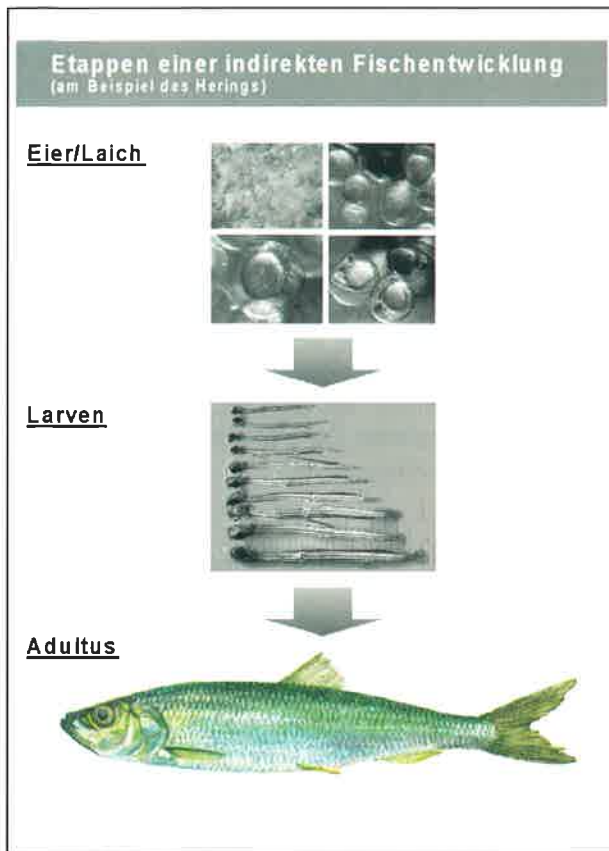


Abb. 6: Etappen einer indirekten Fischentwicklung (am Beispiel des Herings).

anpassen läßt. Manchmal steht bei der Modellwahl allerdings auch der Vergleich eines bestimmten Modelltyps mit historischen Werten des gleichen Modelltyps im Vordergrund.

Bestandstrennung und Wanderungen

Der Fischbestand gilt als die zentrale **Fortpflanzungs-, Entwicklungs- sowie Nutzungseinheit** und ist damit das Zentrum managementbezogener Überlegungen und Berechnungen.

Genutzte Bestände unternehmen sehr häufig lange, jahresrhythmische Wanderungen. Solche periodischen Wanderungsmuster lassen sich oft mit Hilfe von Markierungsexperimenten identifizieren. Abbildung 5 zeigt ein vereinfachtes, dreieckiges Wanderungsschema, das sich alljährlich auf bestandsspezifische Weise wiederholt, Abbildung 6 zeigt die zugehörigen Lebensphasen (Lebensstadien). Das Wanderungsschema soll verdeutlichen, dass die erwachsenen Tiere (Adulte) zu bestimmten Jahreszeiten von den Fressplätzen zu den Laichplätzen abwandern, um sich fortzupflanzen. Dies geschieht in unseren Breiten zumeist, indem die Weibchen die Eier in das Umgebungswasser abgeben, die dann anschließend durch den Samen der männlichen Tiere, also äußerlich, befruchtet werden. Im Falle pelagischer (schwebender) Eier (z. B. Sprott) liegen die Laichplätze zumeist in für die Ei-Verdriftung günstigen Strömungsgebieten, aus denen die befruchteten Eier dann in Richtung der

Aufwuchsgebiete passiv verdriftet werden (im selteneren Falle benthischer Eier z. B. des Herings, werden die Eier am Boden abgelaicht). Aus den Eiern entwickeln sich im Verlauf dieser Verdriftung Larven, wobei diese Entwicklung sehr stark von verschiedenen Variablen, wie Salzgehalt, Sauerstoff, Umgebungstemperatur und Nahrungsverfügbarkeit (bei Fischlarven Zooplankton und dessen Larvenstadien) abhängt. Die natürliche Sterblichkeit ist in dieser Lebensphase sehr hoch. Sind die Umweltverhältnisse günstig gewesen und haben die Larven die Aufwuchsplätze (Kinderstube), die häufig in Küstennähe liegen, lebend erreicht, wandeln sie sich durch Metamorphose in das Jungfischstadium (Juvenile) um. Diese Jungfischstadien verbringen eine längere Zeit auf den Aufwuchsplätzen. Beim anschließenden Prozess der Rekrutierung (engl. recruitment) wandern ältere Jungfische von den Aufwuchsgebieten in die Fressgebiete der ausgewachsenen Fische (Adulte) ein. Da diese Gebiete in der Regel kommerziell befischt werden, bedeutet dies zugleich den Eintritt der juvenilen Fische in die Fischerei. Normalerweise erfolgt dieser Übergang allmählich, in seltenen Fällen kann es jedoch auch zu einer plötzlichen Rekrutierung kommen (engl. knife edge recruitment). Insgesamt ist dieser indirekte Lebensweg aus ökologisch-energetischer Sicht offenbar sehr günstig. Denn durch die verschiedenen Lebensstadien mit ihren verschiedenen Umwelthanforderungen können unterschiedliche Nischen des zur Verfügung stehenden Ökosystems ausgenutzt werden.

Neben den jahresperiodischen (horizontalen) Wanderungen finden auch kleinere tagesperiodische (vertikale) Wanderungen statt. Dabei folgen die Fische im allgemeinen dem tageszeitlichen Rhythmus ihrer Nahrungsorganismen (z. B. der Hering dem Zooplankton).

Da nun verschiedene Bestände einer Art entsprechende Wanderungen durchführen, kann es zu bestimmten Jahreszeiten in bestimmten Meeresgebieten zu Bestandsüberlappungen kommen. Die Identifikation und formale Trennung der Bestände auf solchen Vermischungsplätzen ist aus Sicht der Bestandsbewirtschaftung insbesondere dann wichtig, wenn sich das Wachstum sowie die Fruchtbarkeit der beteiligten Bestände signifikant voneinander unterscheidet. Eine schlechte Trennung kann im Rahmen des Bestandsmanagements zu fehlerhaften Schlussfolgerungen u. a. hinsichtlich der Wachstums- sowie der Fruchtbarkeitseigenschaften führen. Wie groß der Fehler konkret sein wird, ist schwer abzuschätzen, da hier gleichzeitig Fehler, die bei der Altersbestimmung entstehen, eingehen. Neben Untersuchungen zur Reife und Fruchtbarkeit ist deshalb die Hinzuziehung weiterer Merkmale, die man zur Bestandstrennung verwenden kann, notwendig, wie meristische (abzählbar: z. B. Flossenstrahlen, Wirbelkörper o. ä.), morphometrische (messbar: z. B. Körpermaße), genetische sowie biochemische Merkmale.

Alternative Konzepte der Bestandsberechnung

Die methodische Grundlage der Bestandsberechnung sind theoretische Bestandsmodelle, mit deren Hilfe aus den beobachteten Daten die Höhe des fischereilichen Ertrages (Fanges) abgeschätzt wird. Dabei werden aus dem Zusammenhang zwischen Ertrag und Fischereiaufwand (Dieselverbrauch, fischereilich effektive Zeit, etc.) bzw. fischereilicher Sterblichkeit bestimmte Kenngrößen (Modellparame-

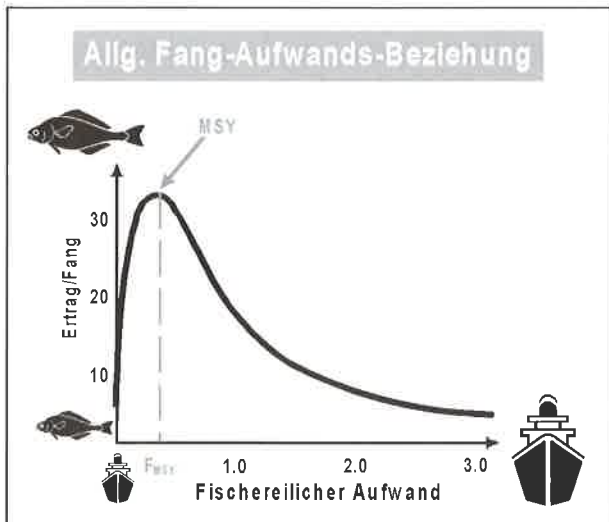


Abb. 7: Allgemeine Fang-Aufwands-Beziehung.

ter) so abgeleitet, dass sie eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände erlauben (z. B. den maximalen Dauerertrag; engl. maximum sustainable yield, MSY). Genauer als der beobachtete fischereiliche Aufwand ist die beobachtete fischereiliche Sterblichkeit ein Maß für die effektive fischereiliche Aktivität. Zur Bestandsberechnung müssen also zumindest der Fang bzw. Ertrag und der Aufwand bzw. die fischereiliche Sterblichkeit im Rahmen eines Monitoring erfasst werden. Abbildung 7 zeigt eine solche Fang-Aufwands-Beziehung mit Kennzahl. Die Vorstellung ist dabei, den Fischereiaufwand als Kontrollvariable so zu instrumentalisieren, dass mit seiner Hilfe eine effektive Kontrolle des Ertrages möglich wird.

Die Basisgleichung, die allen bisher verwendeten Bestandsberechnungsmodellen **ungenutzter Fischbestände** zugrunde liegt, ist

$$\begin{aligned} &\text{aktuelle Bestandsgröße} \\ &= \text{vorhergehende Bestandsgröße} + f(\text{Zuwachs}). \end{aligned}$$

Für **genutzte Bestände** ergibt sich

$$\begin{aligned} &\text{aktuelle Bestandsgröße} \\ &= \text{vorhergehende Bestandsgröße} + f(\text{Zuwachs}) \\ &- \text{Fang}. \end{aligned}$$

D. h., bei genutzten Beständen ergibt sich die aktuelle Bestandsgröße (als Individuenzahl oder Biomasse)

additiv aus der vorhergehenden Bestandsgröße, einer Zuwachskomponente, vermindert um den Fang. Die Bestandsberechnungsmodelle unterscheiden sich nur darin, ob die Bestandsgröße global oder altersstrukturiert, d. h. kohortenbasiert bestimmt wird, in Anzahlen oder in Biomasse angegeben wird und wie die additive Zuwachskomponente $f(\text{Zuwachs})$ definiert ist. Als Folge davon ergeben sich die Datenanforderungen der einzelnen Modelltypen. Allgemein unterscheidet man holistische von analytischen Modellen. Erstere lassen sich als Überschussertragsmodelle bzw. Produktionsmodelle charakterisieren, letztere sind sämtlich aus dem Boxen-Modell-Ansatz von Russell abgeleitet. Die Produktionsmodelle sind älter als die analytischen.

Holistische oder Überschussertragsmodelle

Überschussertragsmodelle sind ganzheitlich (holistisch) orientiert, d. h. sie benötigen keine detaillierte Strukturierung der biologischen Information, sondern als Eingangsgrößen ausschließlich Ertrags- oder Fangangaben sowie Aufwandsdaten, um direkt eine Fang-Aufwands-Beziehung zu konstruieren. Als Funktion des Zuwachses werden hier Varianten der logistischen Wachstumsfunktion verwendet (Sparre et al., 1992; Punt et al., 1996). Per definitionem ermöglichen diese Modelle die Ableitung des maximalen Dauerertrages (MSY; engl. maximum sustainable yield), auf das im nachfolgenden Abschnitt zur Bewirtschaftungsstrategie noch näher eingegangen wird. Das älteste und zugleich bekannteste dieser Überschussertragsmodelle ist das symmetrische **Schäfermodell**, benannt nach dem amerikanischen Fischereiwissenschaftler M. Schaefer. Danach gilt

$$f(\text{Zuwachs}) = \text{logistische Wachstumsgleichung.}$$

Eine andere Bezeichnung für $f(\text{Zuwachs})$ ist der Begriff Produktion, weshalb dieser Modelltyp auch Produktionsmodell genannt wird. Grundidee solcher Produktionsmodelle ist, nur die Überschussbiomasse abzufischen, die in einem bestimmten Zeitraum (z. B. innerhalb eines Jahres) zusätzlich produziert worden ist, so dass sich folgender Zusammenhang ergibt

$$\begin{aligned} \text{Überschuss} &= \\ &(\text{vorhergehende Bestandsgröße} + f(\text{Zuwachs})) \\ &- \text{aktuelle Bestandsgröße}). \end{aligned}$$

Aus diesem Grund ergibt sich der Name Überschussertragsmodell. Die aktuelle Bestandsgröße darf dabei nicht kleiner werden als die vorhergehende Bestandsgröße, um den Bestand auf gleichem Niveau (d. h. im Gleichgewicht) zu halten. Dazu werden die Überschussertragsmodelle so umformuliert, dass sich die vorhergehende Bestandsgröße als bestandserhaltende Gleichgewichtsgröße (gewisser-

maßen als Minimalgröße) ergibt. Daraus ergibt sich dann die folgende Identität

$$f(\text{Zuwachs}) = \text{Überschuss} = \text{Fang.}$$

D. h., nur die Zuwachsbio­masse darf dem Bestand als Überschuss bzw. (erlaubter) Fang entnommen werden. Wäre dies nicht so, bestünde die Gefahr einer sukzes­siven Reduzierung der (minimalen) Bestandsgröße - mit dem Risiko, dass sich der Bestand dann nicht mehr im Fließgleichgewicht befinden würde. Auf diese Weise soll sichergestellt werden, dass eine bestandserhalten­de Grundbiomasse (notwendige Minimalbiomasse) zurückbleibt, die die Bestandsgröße in der Zeit stabil (konstant) hält. Daraus folgt, nur so lange eine Fischei­rei auf den betroffenen Bestand zuzulassen, bis sich

mefähigkeit der Umwelt festgelegt. Die gestrichelte Kurve stellt den zugehörigen Verlauf des Biomassezu­wachses dar (Wachstum pro Zeiteinheit; ergibt sich aus 1. Ableitung der logistischen Wachstumsfunktion), die dort ihr Maximum erreicht, wo die S-förmige Kurve ihren Wendepunkt besitzt. Dieser Punkt entspricht der Höhe der Bestandsgröße, bei der die Population am schnellsten wächst, also am produktivsten ist. Eine Befischung genau an diesem Punkt der maximalen Zuwachsrate wäre aus fischereibiologischer Sicht sehr sinnvoll, da sich der Bestand auf diesem Niveau recht schnell wieder regenerieren würde. Unterhalb bzw. oberhalb dieses Bestandsniveaus wäre die Pro­duktivität und damit auch die Regenerationsge­schwindigkeit geringer. Die mittlere Teilgrafik stellt den Sachverhalt als Zusammenhang zwischen der aktuellen und der vorhergehenden Biomasse (hier auf Jahresbasis) dar. Die 45°-Gerade mit Steigung 1 und Ordinatenabschnitt 0 charakterisiert die Nulllinie, also eine Kompensationsgerade, auf der genau die Punkte liegen, bei denen die Biomasse des Vorjah­res exakt durch die aktuelle Biomasse ersetzt wird, d. h. es gilt hier

$$\text{aktuelle Bestandsgröße} = \text{vorhergehende Bestandsgröße.}$$

Die Biomasse auf dieser Geraden bleibt also im Zeit­verlauf auf konstantem Niveau, mit der Konsequenz, dass sich der Bestand in einem fließenden Gleichge­wicht befindet. Deshalb wird diese Identität auch Gleichgewichtsbedingung genannt und die zugehörige Biomasse Ersetzungs- oder Gleichgewichtsbiomasse. Alles, was über die Ersetzungsbiomasse hin­aus an Biomasse produziert wird (also die schraffierte Fläche oberhalb der Nulllinie in Abb. 8b), kann aus fischereibiologischer Sicht als Überschussproduktion (Fang) entnommen werden. Der unter dieser Gleichgewichtsbedingung erzielte Fang wird dann Gleichge­wichtsertrag genannt. Der sinnvollste Punkt wäre sicherlich die Biomasse, bei der die Differenz zwi­schen Nulllinie und Ausdehnung der schraffierten Fläche am größten ist (siehe Doppelpfeil).

Die untere Teilgrafik zeigt nun die Fang/Aufwands-Beziehung, mit Hilfe derer der maximale Dauerertrag (engl. maximum sustainable yield, MSY) und der zugehörige fischereiliche Aufwand (f_{MSY}) bestimmt wird. Dieser Punkt entspricht dem Punkt des höch­sten Biomassezuwachses, also dem Maximum der domförmigen Kurve. Durch MSY ist der Aufwand f_{MSY} so festgelegt, dass dem Bestand die entsprechende Menge an Biomasse als Überschuss entnommen werden kann, ohne ihn langfristig zu schädigen. Die­ser Punkt steht somit für eine nachhaltig positive Wir­kung im Sinne einer langfristigen Nutzbarkeit, denn links von ihm befindet sich die Zone der Unternut­zung, rechts davon die der Übernutzung.

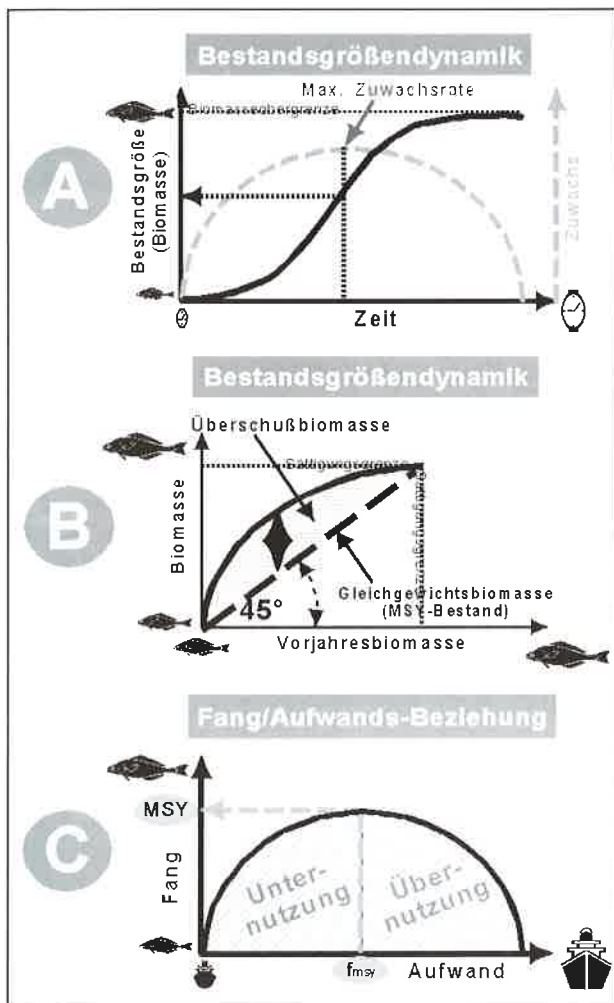


Abb. 8: Unterschiedliche graphische Darstellungformen der Überschussertragsmodelle.

die bestandserhaltende Biomasse als Untergrenze (Ersetzungsbiomasse) einstellt.

Abbildung 8 fasst diese Überlegungen graphisch zu­sammen. In der oberen Teilgrafik A wird die logistische Biomasseproduktion des Fischbestandes im Zeitver­lauf dargestellt. Die S-förmige Linie konvergiert darin gegen eine Biomasseobergrenze. Diese Sättigungs­grenze (engl. carrying capacity) ist durch die Aufnah­

aufgrund der Beschränkung auf Fang- und Aufwandsdaten impliziert dieses Konzept jedoch erhebliche Nachteile. So ist der biologische Gehalt auf ein Minimum reduziert. Insbesondere bleiben die Altersstruktur und damit altersspezifisch unterschiedliche Wachstums- und Reproduktionspotentiale unberücksichtigt, aber auch der eigentliche Rekrutierungsprozess oder die natürliche Mortalität. Sollte sich in der Wirkung von Faktoren, die die Biologie beeinflussen, etwas verändern, so bleiben auch diese Effekte unberücksichtigt. Aufgrund oft großer Datenunsicherheiten und damit verbundenen Spielräumen bzw. Fehlern bei der Bestandsschätzung besteht das Risiko, dass das Niveau der Ersetzungsbiomasse als zu gering eingeschätzt wird. Dadurch wird der Gleichgewichtszustand (Nulllinie) verzerrt dargestellt.

Schließlich lässt sich noch darüber hypothetisieren, ob ein Überschuss überhaupt abgefischt werden sollte, da dieser evolutionär vermutlich als strategischer Puffer für ungünstige Überlebensverhältnisse angelegt worden sein dürfte. So gibt es eine Reihe von Beispielen, nach denen Zusammenbrüche von Fischbeständen, die auf der Grundlage von Überschussertragsmodellen bewirtschaftet worden und unter zusätzlich ungünstigen Umweltverhältnissen zusammengebrochen sind, durchaus in diesem Lichte zu bewerten wären.

Aufgrund seiner Einfachheit bietet sich das Schäfermodell an, in sogenannte **bioökonomische Modelle**

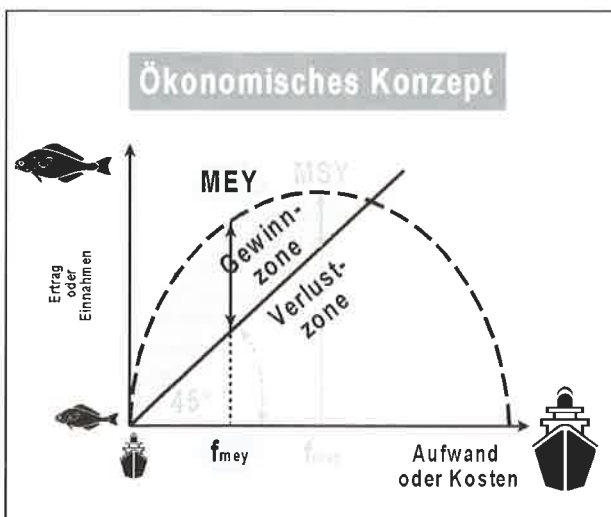


Abb. 9: Ökonomisches Konzept (Einnahmen-Kosten-Kurve).

implementiert zu werden (siehe z. B. Hannesson, 1993). Bioökonomische Modelle versuchen biologische und ökonomische Aspekte zu kombinieren. Dies wird insbesondere dadurch erleichtert, dass sowohl der Ertrag (bzw. der Fang) als auch der Fangaufwand in monetären Einheiten ausgedrückt werden, so dass sich eine Einnahmeseite und eine Kostenseite ergeben. Dadurch, dass sich Einnahmen z. B. durch Differenzenbildung gegen Kosten aufrechnen lassen, lassen sich im ökonomischen Sinne beispielsweise Effizienz-

oder Gewinnbetrachtungen durchführen. Abbildung 9 verdeutlicht die Unterschiede zwischen einem bioökonomischen und dem Schäfermodell. Die 45°-Gerade stellt darin die Nulllinie oder kostenneutrale Kurve dar, d. h. auf ihr befinden sich ausschließlich die Punkte, bei denen sich Kosten und Einnahmen aufheben, ihre Differenz also 0 ist. Oberhalb dieser Geraden ergeben sich demnach Gewinne, unterhalb Verluste. Betrachtet man nun die Gewinnzone, d. h. die schraffierte Fläche oberhalb der Nulllinie, so erkennt man einen weiteren Vorteil des bioökonomischen Modells gegenüber dem Schäfermodell: der maximale ökonomische Ertrag (engl. maximum economical yield, MEY) ist auf einem niedrigeren Niveau des fischereilichen Aufwandes angesiedelt, also kleiner als der zum MSY-gehörige. In Abbildung 9 kennzeichnet der Doppelpfeil in der Fang-Aufwands-Beziehung die Stelle, wo die Differenz zwischen der kostenneutralen Kurve und dem maximalen Ertrag (Oberkante der schraffierten Fläche) am größten ist. Der zugehörige Aufwand f_{MEY} ist an dieser Stelle geringer als der zum MSY-gehörige Aufwand f_{MSY} . Unter diesem Gesichtspunkt wäre eine Fischerei weniger belastend für den betroffenen Bestand. Aufgrund ihrer Abhängigkeit von den Überschussertragsmodellen ergeben sich ansonsten allerdings die gleichen Nachteile wie bei den Überschussertragsmodellen. Außerdem ist der Verlauf der kostenneutralen Kurve normalerweise nichtlinear, da es zwischen Einnahmen und Kosten Interdependenzen gibt. Außerdem gibt es eine Reihe externer ökonomischer Faktoren, die u. a. mit der transsektoralen Globalisierung (ökonomische Zwänge und Bedingungen für alternative Investitionstätigkeiten) zusammenhängen und vom Zinsgefüge abhängen. Diese können unter ungünstigen Voraussetzungen zu einem Niedergang lokaler Fischereien führen.

Analytische Bestandsberechnungsmodelle

Um das Manko der geringen biologischen Information bei Überschussertragsmodellen auszugleichen, wurde ein eigentlich alter Modelltyp neu aufgegriffen, der auf dem Ansatz von **Russell** (Boxenmodell) beruht und in verstärktem Maße biologische Prozesse und Mechanismen berücksichtigt und sich durch nachfolgende additive Gleichung ausdrücken lässt (siehe hierzu Abb. 10)

$$\begin{aligned}
 &\text{aktuelle Biomasse} \\
 &= \text{Biomasse des vorhergehenden Berechnungszeitraumes} \\
 &+ \text{Reproduktionsbiomasse} \\
 &+ \text{Wachstumsbiomasse} \\
 &- \text{Biomasse natürlich Gestorbener} \\
 &- \text{gefischte Biomasse (Fang)}
 \end{aligned}$$

Der Berechnungszeitraum ist zumeist als ein Jahr definiert. Abgesehen vom Fang erscheinen hier - im Gegensatz zum Überschussertragsmodell - explizit sowohl eine **Plusseite** in Form einer Zunahmekompo-

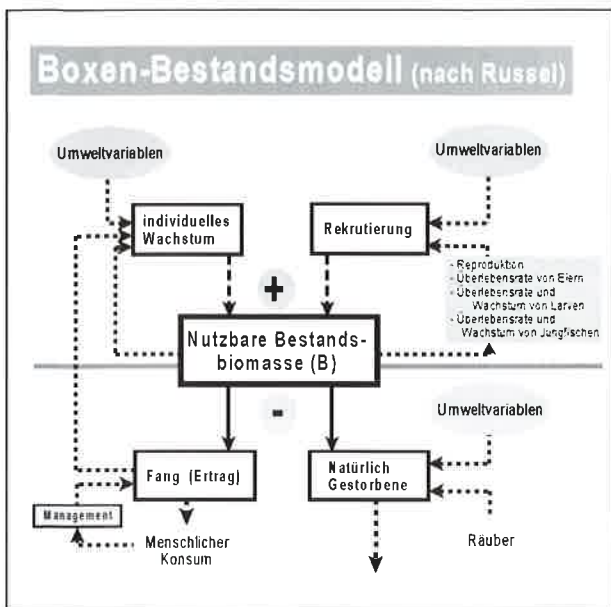


Abb. 10: Boxen-Bestandsmodell nach Russel.

nente (Rekrutierungs-, Wachstumsbiomasse) als auch eine **Minusseite** in Form einer Abnahmekomponente (Biomasse natürlich Gestorbener), aus deren Verhältnis zueinander sich die Stabilitätsbedingungen des Bestandes ableiten lassen, die wie folgt aussehen:

- Plusseite = Minusseite** → Bestand im Gleichgewicht
- Plusseite > Minusseite** → Bestandswachstum
- Plusseite < Minusseite** → Bestandsüberfischung

Anders als bei Überschussertragsmodellen ergibt sich hier f (Zuwachs) explizit als Nettozuwachs (ohne Einbeziehung des Fanges) wie folgt

$$\begin{aligned}
 f \text{ (Zuwachs)} &= \text{Rekrutierungsbiomasse} \\
 &+ \text{Wachstumsbiomasse} \\
 &- \text{natürlich gestorbene Biomasse.}
 \end{aligned}$$

Außerdem werden im analytischen Modellansatz die Zunahme- und Abnahmefaktoren genauer spezifiziert. Die einzelnen analytischen Modellvarianten unterscheiden sich lediglich dadurch, wie bzw. wie komplex die einzelnen Komponenten definiert und implementiert sind, und ob dies kohorten- oder bestandsbasiert geschieht. Man findet hier im Wesentlichen Modelle vom Beverton/Holt-Typ und solche Modellansätze, die auf der virtuellen Populationsanalyse (VPA) beruhen. VPA-basierte Modellvarianten werden in der EU-Bestandsbewirtschaftung aktuell bevorzugt.

Modelle vom Beverton/Holt-Typ

Die Idee bei Beverton und Holt ist, den Ertrag (Fang) in Abhängigkeit von der fischereilichen Sterblichkeit und der Maschenweite zu instrumentalisieren. Da die fischereiliche Sterblichkeit linear vom Aufwand abhängt, lässt sie sich mit seiner Hilfe kontrollieren, während gleichzeitig die Maschenweite als Regulari-

um dafür dient, dass Fänge von zu jungen (untermäßigen) Fischen vermieden werden. Um dies möglichst realitätsnah unter Einbeziehung etlicher biologischer Größen zu erreichen, kombinieren sie ein exponentielles Sterblichkeitsmodell mit der von-Bertalanffy-Wachstumsfunktion, einer Rekrutierungsfunktion und einer Netzselektionsfunktion.

Jede dieser Komponenten (Submodelle) ist durch bestimmte Modellparameter charakterisiert. Diese müssen komponentenweise, d. h. mehr oder weniger isoliert voneinander mit Hilfe von Daten geschätzt werden, die auf speziellen Forschungsfahrten erhoben oder experimentell ermittelt worden sind. Betrachtet man nur diese Modellparameter, so ergibt sich die folgende, simplifizierte Ertrags-Gleichung:

$$\text{Ertrag} = f(\mathbf{F}, M, R, W_{\infty}, k, t_0, t_r, \mathbf{t}_c)$$

Die in der Liste fett gedruckten Buchstaben \mathbf{F} und \mathbf{t}_c kennzeichnen die beiden Parameter, die aus fische-reibiologischer Sicht als Kontrollgrößen verwendet werden sollen bzw. können. Die fischereiliche Sterblichkeit F ist eine lineare Funktion des fischereilichen Aufwandes, d. h.

$$F = q f$$

(mit f als fischereilicher Aufwand und q als Fängigkeitskoeffizient) sowie dem Mindestfangalter (das Alter des ersten Fanges) t_c , das über eine Netzselektionsfunktion mit der Maschenweite eines Netzes in Beziehung steht. Die Maschenweite eines Netzes bestimmt die Größe der Fische (Fischlänge), die gefangen werden. Ist sie zu klein, werden zu junge (in der Regel noch nicht geschlechtsreife) Tiere im Netz zurückgehalten, die sich bis dato nicht reproduzieren, also nichts zum Nachwuchs und damit zur Bestandserhaltung beitragen konnten. Ist sie zu groß, entweichen zu viele große, sprich ältere Fische. Aus Sicht der Fischer wäre dies gleichbedeutend mit einem ökonomischen Verlust. Es gilt also, eine vernünftiges ausbalanciertes Maß hierfür zu finden. Die anderen Modellparameter, die ermittelt werden müssen, sind die natürliche Sterblichkeit M , die Rekrutierung R , die Asymptote W_{∞} der von-Bertalanffy-Gewichtswachstumsfunktion (entspricht dem theoretischen Endgewicht), der Wachstumskoeffizienten k der von-Bertalanffy-Gewichtswachstumsfunktion (entspricht in etwa der Geschwindigkeit, mit der sich das Individualgewicht im Laufe der Zeit an die Obergrenze W_{∞} annähert), das Alter t_0 (ist ein weiterer Parameter der von-Bertalanffy-Gewichtswachstumsfunktion, der als Schlüpfzeitpunkt der Larve aus dem Ei interpretiert wird) sowie dem Rekrutierungsalter t_r . Da sich zu Zeiten von Beverton und Holt die Rekrutierung schwer ermitteln und innerhalb der Modellgleichung darstellen ließ, wurde der Parameter R von der rechten Seite der Gleichung (sprich der Parameterliste) auf die linke Seite transferiert, so dass sich ein leicht modifi-

ziertes Beverton-Holt-Modell ergab, das als Zielgröße nicht den Ertrag (oder Fang), sondern den Ertrag pro Rekrut hatte, also

$$\text{Ertrag/Rekrut} = f(F, M, W_{\infty}, k, t_0, t_r, t_c).$$

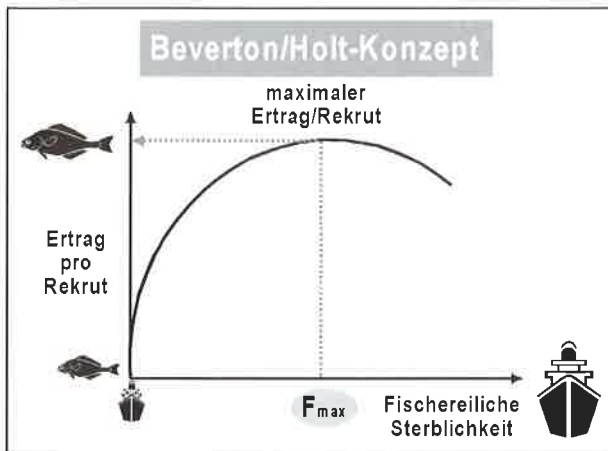


Abb. 11: Beverton/Holt-Konzept (Ertrags-Aufwands-Beziehung).

Die Idee von Beverton und Holt war nun, zunächst die Modellparameter M , W_{∞} , k , t_0 und t_r bestandsspezifisch zu ermitteln und dann den Ertrag pro Rekrut bei geringstem finanziellen Aufwand zu erwirtschaften. In diesem Sinne ist eine optimale Befischung dann gegeben, wenn das Mindestfangalter t_c (bzw. die Maschenweite) und die fischereiliche Sterblichkeit F (bzw. der Aufwand) so kombiniert sind, dass der resultierende Ertrag pro Rekrut den höchsten ökonomischen Nutzen bringt. Dazu wird - wie in Abbildung 11 dargestellt - zunächst ein minimales F_{Max} aus der Fang-Aufwands-Beziehung ermittelt (und festgelegt) und dann das Mindestfangalter t_c solange variiert, bis die optimale Befischungsstrategie gefunden ist. Damit hat man gleichzeitig die geeignete Maschenweite gefunden. Dieses Vorgehen nennt sich eumetrische Befischungsstrategie und geschieht mit Hilfe eines sogenannten Ertrags-Isoplethen-Diagramms. Ein Ertrags-Isoplethen-Diagramm ist gewissermaßen ein Schnitt durch ein dreidimensionales Fang-Aufwand-Mindestfangalter-Gebirge an der Stelle des ermittelten F_{Max} , wenn die in Abbildung 11 dargestellte zweidimensionale Fang-Aufwands-Beziehung durch eine dritte Achse erweitert würde, die das Mindestfangalter t_c enthielte. Der **Vorteil** des Beverton-Holt-Modells ist der, dass es auf relativ detaillierte biologische Information zurückgreift. Die **Nachteile** des Beverton-Holt-Modells ergeben sich z. T. direkt aus den Stabilitätsannahmen des Modells (engl. steady state restrictions):

- (1) es wird eine, über einen langen Zeitraum konstante Befischungsstrategie angenommen, obwohl sich diese geändert haben könnte
- (2) die Rekrutierung wird als konstant angenommen, obwohl sich diese in Abhängigkeit von den unterschiedlichsten Faktoren geändert haben kann

- (3) es wird angenommen, dass sämtliche Fische einer Kohorte gleichzeitig geschlüpft sind (als Geburtstag wird per Konvention der 1. Januar eines Jahres festgelegt), obgleich dies nicht der Fall ist
- (4) Rekrutierung und Netzselektion wird als plötzlich und scharf abgegrenzt (engl. knife edge) angenommen, obwohl der Übergang in die Nutzungsphase zumeist allmählich und nicht plötzlich erfolgt
- (5) die fischereiliche Sterblichkeit F und die natürliche Mortalität M werden vom Beginn der Nutzung an als konstant angenommen, obwohl sich sowohl das fischereiliche als auch das Räuber-Beute-Muster ändern kann
- (6) es wird impliziert, dass das Wachstum nach dem von Bertalanffy-Muster erfolgt, was nicht nachgewiesen ist bzw. bei manchen Arten anders verlaufen kann
- (7) die zum MSY zugehörige fischereiliche Sterblichkeit F_{MSY} ist bei hoher natürlicher Mortalität M schwer zu schätzen; insgesamt ist die Präzision der F_{MSY} -Schätzung relativ gering (hoher Schätzfehler)
- (8) erst, wenn der jährliche Gesamtertrag bekannt ist, kann die Rekrutierung bestimmt werden.

Verallgemeinerte Konzepte der stochastischen virtuellen Populationsanalyse (VPA)

Als virtuelle Population wird der Teil einer Population bezeichnet, der durch die Fänge aus der kommerziellen Fischerei sowie die sich anschließende wissenschaftliche Fanganalyse „quasi sichtbar“ gemacht wird. Ziel der virtuellen Populationsanalyse (VPA) ist die Schätzung der Bestandsgröße und der fischereilichen Sterblichkeit, ursprünglich ausschließlich auf der Grundlage kommerzieller Fänge, die in Logbüchern festgehalten werden. Neuerdings werden aus Gründen der Kalibrierung gleichzeitig Forschungsfänge in Form von Bestandsindizes hinzugezogen. Die Theorie der VPA entspricht der Theorie statistischer Überlebensstafeln (d. h. der Darstellung von Überlebenswahrscheinlichkeiten). Kern ist deshalb ein exponentielles Überlebens- bzw. im komplementären Fall Sterblichkeitsmodell, von dem sich bisher gezeigt hat, dass es die Realität in vielen Fällen recht gut erfasst. Dieses Modell wird im Gegensatz zu den Überschussertragsmodellen nicht global auf den gesamten Bestand angewendet, sondern auf einzelne Kohorten (Jahrgänge). Aus diesem Grunde wird die VPA vielfach auch sequentielle Kohortenanalyse genannt. Es ergibt sich allgemein die folgende VPA-Grundgleichung

$$\text{Anzahl Überlebender einer Kohorte} = \text{Anzahl natürlich Überlebender einer Kohorte im Vorjahr} - \text{Gestorbene} - \text{Fang.}$$

Mit Hilfe der Exponentialfunktion, die Bestandteil des exponentiellen Überlebensmodells ist, sowie gängigen Abkürzungen lässt sich dieser Sachverhalt folgendermaßen ausdrücken

$$N_{a+1,j+1} = N_{a,j} \exp(-Z_{a,j})$$

worin $N_{a+1,j+1}$ die Anzahl der Überlebenden der Altersklasse $a+1$ im Jahr $j+1$, $N_{a,j}$ die Anzahl der Individuen der vorhergehenden Altersklasse a im vorhergehenden Jahr j und $Z_{a,j}$ die Gesamtsterblichkeit innerhalb der vorhergehenden Altersklasse a im vorhergehenden Jahr j sind. Wie in Abbildung 12 dargestellt, überlebt von Jahr zu Jahr vom linken Startpunkt der Kurve, also von der Anzahl der Rekruten eines Jahrganges ausgehend, immer nur ein sukzessive kleiner werdender Teil der Gesamtpopulation, bis die Population schließlich am rechten unteren Ende des Diagramms verschwindet. Dieses Überlebensszenario erfolgt - wie in der Realität vielfach beobachtet - exponentiell abfallend, weshalb die Sterblichkeitsrate als exponentieller Faktor $\exp(-Z_{a,j})$ in die obige Gleichung aufgenommen wurde.

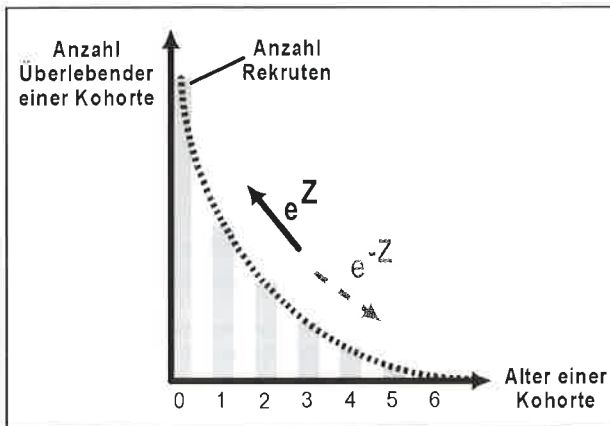


Abb. 12: Überlebenskurve einer Kohorte.

Dieses Szenario lässt sich auch von hinten aufzählen: man fängt dann zum Zeitpunkt des vollständigen Verschwindens eines Jahrganges aus dem Bestand - also ganz rechts unten in Abbildung 12 - an und baut die Kohorte von rechts nach links auf. Dies lässt sich durch die Gleichung

$$N_{a,j} = N_{a+1,j+1} \exp(Z_{a,j}),$$

ausdrücken, die sich durch einen einfachen mathematischen Trick direkt aus der vorhergehenden Gleichung ergibt, indem man diese nach $N_{a,j}$ auflöst. Dabei fällt das Minuszeichen im Exponenten, d. h. vor $Z_{a,j}$ weg. Beide Gleichungen sind also einander äquivalent. Der Hauptgrund für die zweite Darstellungsform ist: zu Beginn der Kohortengeschichte kennt man die Anzahl der Rekruten nicht. Vielmehr kann diese Zahl erst zum Zeitpunkt ihres Verschwindens aus der Summe aller Überlebenden einer Kohorte - also gewissermaßen rückwärts - ermittelt werden.

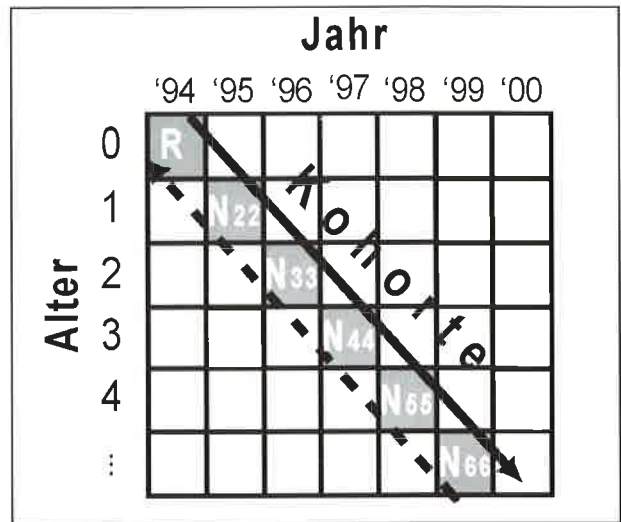


Abb. 13: Überlebenstabelle (Überlebenstafel).

Abbildung 13 zeigt nun die Anordnung der Werte, wenn man nicht nur, wie in Abbildung 12, eine einzige Kohorte betrachtet, sondern gleichzeitig die sukzessive verschwindenden Jahrgangswerte mehrerer Kohorten und diese dann in eine Tabelle einträgt. Diese Tabelle, in der die Altersklassen horizontal, d. h. zeilenweise und die Jahre vertikal, d. h. spaltenweise angeordnet sind, wird auch Überlebenstafel genannt. Die Jahrgänge sind in der Überlebenstafel dabei auf den Diagonalen angeordnet, so dass also jede Diagonale einer Kohorte entspricht - mit einem ähnlich exponentiell abfallenden Verlauf wie in Abbildung 12. Um dies zu verdeutlichen ist die Hauptkohorte (Hauptdiagonale) in Abbildung 13 grau unterlegt. Die erste Zelle links oben auf der Hauptdiagonalen enthält also die Anzahl der Rekruten (R), die der Anzahl $N_{1,1}$ zu Beginn eines Jahrganges entspricht. Alle diagonal nachfolgenden Zellen enthalten die jeweils um den exponentiellen Koeffizienten $\exp(-Z_{a,j})$ verminderten Anteil an Überlebenden, also $N_{2,2}$, $N_{3,3}$, ... usw. bis zu deren Verschwinden rechts unten. Wie schon in Abbildung 12 deuten die beiden Pfeile auf der Hauptdiagonalen an, dass sich diese Anteile gemäß der beiden obigen Gleichungen bidirektional aufbauen lassen.

Die Gesamtsterblichkeiten $Z_{a,j}$ bestehen nun aus zwei Komponenten, nämlich einem Anteil, der auf eine natürliche Sterblichkeit zurückgeht und mit $M_{a,j}$ bezeichnet wird, und einem Anteil, der auf fischereiliche Aktivitäten zurückzuführen ist, deshalb fischereiliche Sterblichkeit genannt und mit $F_{a,j}$ bezeichnet wird. Insgesamt ergibt sich

$$Z_{a,j} = M_{a,j} + F_{a,j}.$$

Die Indizes a und j verraten, dass dies alters- und jahresweise verschieden sein kann, obwohl aus Vereinfachungsgründen bzw. aus Unkenntnis die natürliche Sterblichkeit M häufig als konstant angesehen und deshalb ohne Indizierung angegeben wird. Bei der VPA möchte man nun die absolute Populations- bzw. Bestandsgröße bestimmen. Da der kom-

merzielle Fang nur einen kleineren Teil der Gesamtbestandsgröße ausmacht, benutzt man die obige ("rückwärts" gerichtete) Überlebensgleichung, um eine Beziehung zwischen Fang und Bestandsgröße herzustellen. Weil der Fang die Anzahl der "durch die Fischerei Gestorbenen" und nicht (wie in der obigen **Überlebensgleichung**) die Anzahl der Überlebenden meint, muss die Überlebensgleichung zuerst als Sterbegleichung umformuliert werden. Die Anzahl der insgesamt Gestorbenen ergibt sich dabei als **Differenz** der Anzahl Überlebender einer Kohorte im jeweiligen Vorjahr $N_{a,j}$ und der Anzahl Überlebender dieser Kohorte im jeweils aktuellen Jahr $N_{a+1,j+1}$, also zu

$$\begin{aligned} \text{Anzahl insgesamt Gestorbener} &= N_{a,j} - N_{a+1,j+1} \\ &= N_{a,j} - N_{a,j} \exp(-Z_{a,j}) \\ &= N_{a,j} (1 - \exp(-Z_{a,j})) \end{aligned}$$

Um nun den Fang, d. h. die Anzahl fischereilich Gestorbener zu bestimmen, muss man diese Gleichung mit einem **Faktor** multiplizieren, der den **Anteil der fischereilichen Sterblichkeit** an der Gesamtsterblichkeit wiedergibt, also mit dem Quotienten aus $F_{a,j}/Z_{a,j}$, so dass man folgende Gleichung für die Anzahl der fischereilich Gestorbenen (= Fang) erhält:

$$\begin{aligned} \text{Fang} &= \text{Anzahl fischereilich Gestorbener} \\ &= N_{a,j} (F_{a,j} / Z_{a,j}) (1 - \exp(-Z_{a,j})). \end{aligned}$$

Dies ist die sogenannte **Baranovsche** Fanggleichung. Neben den unbekanntem Bestandsgrößen, die über diese Fanggleichung aus den kommerziellen Fangdaten, die aus den Logbüchern stammen, kohortenweise geschätzt werden, sind auch die fischereilichen Sterblichkeiten unbekannt. Auch diese werden aus der Fanggleichung abgeleitet, die zu diesem Zwecke wie folgt umformuliert wird:

$$\begin{aligned} F_{a,j} &= Z_{a,j} - M_{a,j} \\ &= \ln(N_{a,j} / N_{a+1,j+1}) - M_{a,j} \end{aligned}$$

Da der Ablauf der kohortenweisen Schätzung von Bestandsgrößen und fischereilichen Sterblichkeiten insgesamt recht kompliziert ist und deshalb den Rahmen dieser Einführung sprengen würde, wird hier ein Diagramm einer **stochastischen** Variante der VPA-Schätzung präsentiert, die sich **ADAPT** nennt und das Prinzip aktuell verwendeter, noch komplexerer VPA-Verfahren, wie der Integrierten Fanganalyse (engl. integrated catch analysis, ICA) anschaulich darstellt. Die kohortenweise Schätzung von Bestandsgrößen und fischereilichen Sterblichkeiten erfordert aus mathematisch-statistischer Sicht die **numerische Optimierung** einer Zielfunktion, die sich **Kleinst-Quadrat-Kriterium (KQ-Kriterium)** nennt. Auf der Basis dieses numerischen KQ-Ansatzes wird ein Abgleich zwischen den verschiedenen Datenquellen und den Modellgleichungen dergestalt vorgenommen, dass die Abweichungen zwischen Modell und Realität

minimal werden. Dazu werden als Eingabe (engl. input) Daten aus der **kommerziellen Fischerei** sowie aus **Forschungssurveys** (Hydroakustik-, Larven-, Bestandssurveys) zur Verfügung gestellt. Zudem werden Werte für die **natürliche Mortalität** als Eingabe benötigt, die aus unabhängigen Untersuchungen/Schätzungen stammen sowie einige Werte der fischereilichen Sterblichkeit (engl. **terminal F**), die notwendig sind, um das numerische Verfahren der KQ-Schätzung zu starten. In Abbildung 14 sind dies die Boxen, die sich im Abschnitt "Input" oberhalb der gestrichelten Linie befinden. Die Eingaben sind deshalb als Boxen, deren Ränder mit Alter und Jahr indiziert sind, dargestellt, weil sie alters- und jahresabhängige Wertetabellen symbolisieren. Als Resultat der KQ-Minimierung erhalten wir (in Abb. 14 im Abschnitt "Output" unterhalb der gestrichelten Linie) eine Tabelle an Bestandsgrößen ($N_{a,j}$), eine Tabelle an fischereilichen Sterblichkeiten ($F_{a,j}$) sowie eine weitere Tabelle mit anderen Kenngrößen (z. B. Fängigkeitskoeffizienten $q_{a,j}$). Auch hier sind wieder die Ränder der Boxen mit Alter und Jahr indiziert, weil die Werte alters- und jahresabhängig (d. h. kohortenweise) geschätzt worden sind. Die geschätzten Werte dienen dazu, Bestands- und Fangvorhersagen zu tätigen sowie Bestandsszenarien durchzuführen, um geeignete Fangquoten festlegen zu können.

Vorhersagen (Kurzfrist-, Mittelfrist-, Langfristprognosen) lassen sich, vereinfacht gesagt, dadurch bewerkstelligen, dass die geschätzten F- und N-Werte in die VPA-Ausgangsgleichungen eingesetzt werden. Auf diese Weise ergeben sich zukünftige Werte. Dabei sind grundsätzlich Vorhersagen zur Bestandsgrößen-

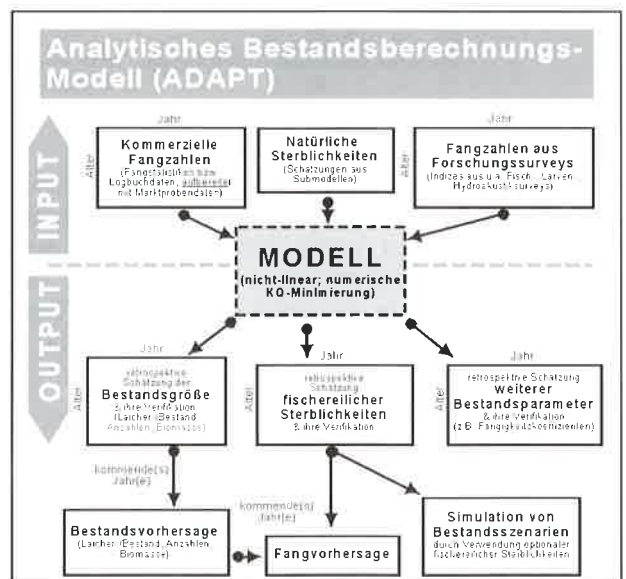


Abb. 14: Analytisches Bestandsberechnungsmodell (ADAPT).

entwicklung sowie zur Fang- oder Ertragsentwicklung möglich. Hierzu wird angenommen, dass sich die biologischen und fischereilichen Rahmenbedingungen für den Bestand nicht geändert haben. Wie in Abbildung 14 dargestellt, ist die Bestandsvorhersage nur von

Bestandssimulationen (Managementoptionen)

Frage: Welche biologischen Effekte löst eine Steigerung der fischereilichen Sterblichkeit $F_{a,y}$ um $x\%$ aus ?

könnte z. B. erhöht werden durch:

- a. längere Ausfahrten
- b. mehr Schiffe
- c. mehr Fänge
- d. Verringerung der Maschenweite
- e. bessere Fisch-Detektionsgeräte

Steigerung von $F_{a,y}$ um z. B. folgendes (F-Level)

- a. 20% ---> altes $F_{a,y} \times 1.2$
- b. 50% ---> altes $F_{a,y} \times 1.5$

VPA-Szenarien:

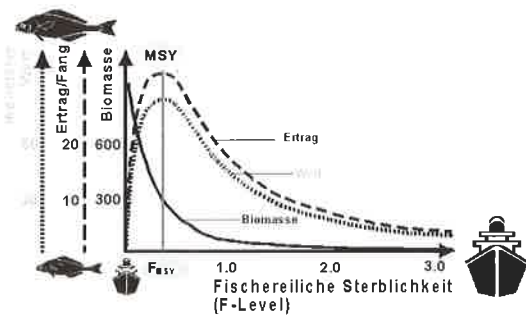


Abb. 15: Simulation der Bestandentwicklung durch Variation von Managementoptionen (VPA-Szenarien).

den retrospektiven Bestandsschätzungen (Vergangenheitswerten) abhängig, während die Fangvorhersagen sowohl von den Bestandsvorhersagen (Zukunftswerten) als auch den retrospektiven F-Schätzungen (Vergangenheitswerten) abhängig sind. Wie **Szenarien** konzeptionell durchgeführt werden, ist in Abbildung 15 festgehalten. Szenarien sind Simulationen und dienen grundsätzlich dazu, Effekte durch Variation fischereilicher Bedingungen auf die Bestandentwicklung zu simulieren. Dies wird auch Testen von **Managementoptionen** genannt. Aus den Szenarien soll am Ende der fischereiliche Aufwand (bzw. die fischereiliche Sterblichkeit) resultieren, der den Bestand langfristig nicht schädigt und deshalb seine nachhaltige Nutzung sichert. Dies ist vergleichbar mit dem MSY-Konzept bei Überschussertragsmodellen und wird deshalb in Abbildung 15 ebenfalls mit dem Kürzel MSY bezeichnet. Die Auswahl eines günstigen MSY-Punktes (MSY, F_{MSY}) kann unter verschiedenen Gesichtspunkten geschehen, beispielsweise in Hinblick auf die Entwicklung der Bestandsbiomasse oder der Ertragsentwicklung im physischen Sinne oder in Hinblick auf die Reproduktionsfähigkeit (Rekrutierung) des Bestandes. Günstig wäre in jedem Fall eine fischereiliche Sterblichkeit, die unter allen Gesichtspunkten optimal ist, d. h. die ausreichend viel Biomasse im Bestand belässt, um den Fortbestand, sprich seine Reproduktion zu sichern,

und trotzdem einen hohen Ertrag erzielen lässt. Die wissenschaftliche Kunst ist es, ein solches Optimum zu finden.

Um **Interaktionen zwischen verschiedenen Arten** berücksichtigen zu können, sind herkömmliche VPA-Varianten verallgemeinert worden. Dazu wird die natürliche Sterblichkeit (M) in eine durch Räuber ($M_{Räuber}$) induzierte und eine Reststerblichkeit ($M_{Sonstige}$) aufgespalten. Vereinfacht dargestellt ergibt sich dann

$$M_{\text{gesamt}} = M_{\text{Räuber}} + M_{\text{Sonstige}}$$

Um nun herauszufinden, welche Altersklasse welcher Art von welchem Räuber beräubert wird, werden Magenuntersuchungen durchgeführt. Die standardisierten Ergebnisse dieser Analysen werden neben den Daten aus der kommerziellen Fischerei und den Forschungssurveys als zusätzliche Eingangsgröße für die entsprechende VPA-Variante zur Verfügung gestellt, die sich wegen des Mehrartenansatzes Mehrarten-VPA (engl. multispecies VPA, **MSVPA**) nennt und einem komplizierten Berechnungsalgorithmus folgt. Grundsätzliche **Probleme/Nachteile** VPA-basierter Ansätze sind die folgenden:

- (1) Die Grundannahme, dass sich der Bestand im Gleichgewicht befindet, kann nicht erfüllt sein.
- (2) Seit Einführung der Fangquotenkontrolle im Jahre 1982 sind die Logbuchangaben nicht mehr vertrauenswürdig.
- (3) Innerhalb der Fangvorhersage sind die F-Werte des Vorjahres enthalten, die sich inzwischen geändert haben könnten.
- (4) Die verschiedenen Indizes der Forschungssurveys können einen gegenläufigen Trend haben und deshalb nicht zu einer eindeutigen Kalibrierung der Forschungsfänge führen.
- (5) Alterslesungen können mit einem großen Fehler behaftet sein und deshalb zu einer Fehleinschätzung der Kohorten führen.
- (6) Die Startwerte für die fischereiliche Sterblichkeit (terminal F_s) können so weit von den tatsächlichen Werten entfernt liegen, dass der numerische Algorithmus nicht konvergiert.
- (7) Da mehr Parameter aus den Daten geschätzt werden, als überhaupt Werte vorhanden sind (mindestens 3-mal so viele) haben wir es aus statistischer Sicht mit negativen Freiheitsgraden zu tun. Das führt dazu, dass keine analytischen Falsifikations- bzw. Verifikationstests durchgeführt werden können und sich die Modelldiagnose deshalb nur auf eine explorative Analyse der Residuen stützen kann. Die Tatsache, dass sich trotzdem eine Parameterschätzung durchführen lässt, wird mit der deterministischen Annahme erkaufte, dass die Abnahme der Überlebenden exponentiell erfolgt. Diese Annahme ist schwer zu überprüfen.

fen und muss nicht in jedem Fall für jeden beliebigen Bestand zutreffen.

Zur Strategie einer verantwortungsvollen Bestandsbewirtschaftung

Eine verantwortungsvolle Bestandsbewirtschaftung gründet sich im Wesentlichen auf die beiden ökonomisch-ökologischen Fundamente der Nachhaltigkeit und der Vorsorge. Die Fischerei wird dabei grundsätzlich als ein Kompromiss zwischen Nutzung und Erhaltung von Fischbeständen mit dem Ziel einer langfristigen Nutzung verstanden.

Die Idee einer langfristigen Nutzung erneuerbarer Ressourcen geht auf ein aus dem barocken Sachsen August des Starken stammendes Konzept der **Nachhaltigkeit** (engl. sustainability) von Hannß Carl von Carlowitz (rechts unten in Abb. 16) zurück, der sich in seinem Buch "Sylvicultura Oeconomica" (Abb. 16), das 1713 in Leipzig erschienen ist, mit vergleichbaren forstwirtschaftlichen Problemen insbesondere aus sozio-ökonomischem Blickwinkel beschäftigt hat (Carlowitz, 1713). Damit gilt er als "Erfinder" der Nachhaltigkeit und Begründer der **Sozio-Ökonomie**.

Das Prinzip der Nachhaltigkeit propagiert eine stabile Balance, ein Fließgleichgewicht zwischen Abschöpfung (Fang) und Erneuerung (Reproduktion, Wach-



Abb. 16: Hannß Carl von Carlowitz und sein von ihm verfasstes Buch "Sylvicultura Oeconomica".

stum). D. h., es darf nicht mehr entnommen werden als nachwächst, um einen konstanten Umweltkapitalstock (ein Fließgleichgewicht) zu erhalten. Im Gegensatz zur **neoklassischen Wirtschaftstheorie** findet im Rahmen der Sozio-Ökonomie keine Kosten-Nutzen-Bewertung statt. Vielmehr wird ein momentaner Verzicht als verzögerter Nutzen, also als Zukunftsinvestition für spätere Generationen verstanden. Dieses Grundverständnis schließt also den **Generationenerbe-Gedanken** ein. Im Gegensatz dazu sieht die Neoklassik die Umwelt als ein knappes Gut an, dessen Erhaltung Kosten verursacht. Der Nutzen fällt hier erst mittel- oder langfristig an, die Kosten hingegen sofort. Es findet also eine intertemporäre Kosten-Nutzen-Verrechnung gemäß eines Wirtschaftlichkeitskalküls statt, wobei Belastungen für künftige Generationen nur mit einer geringen Wichtung in die Überlegungen bzw. Berechnungen eingehen. Für solche Abwägungen sind langfristige Vorhersagen notwendig. Längerfristige **Vorhersagen** von Kosten/Nutzen über einen Zeitraum von etlichen Jahren sowie die Aussage über ihre Wahrscheinlichkeitsverteilungen sind statistisch gesehen jedoch äußerst unzuverlässig. Der Grund ist der Mangel an Wissen gegenwärtiger Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, der durch die Komplexität fischereibiologischer Zusammenhänge, Mechanismen und Prozesse sowie durch eine systemimmanente Variabilität verursacht wird. Die Folge ist eine erhöhte Unsicherheit gegenwärtiger Modellschätzungen (Parameter-Schätzungen) und somit an Prognostizierbarkeit zukünftiger Werte (konisch auseinanderlaufende Prognoseintervalle).

Der **Vorsorgedanke** besagt nun, dass die Unsicherheit über die Zukunft in Form von Risikoüberlegungen unbedingt berücksichtigt werden muss. Dabei existiert folgender Zusammenhang:

Risiko eines Bestandskollaps

= Eintrittswahrscheinlichkeit x Ausmaß der Folgen.

In der Fischereibiologie ist das zentrale Risiko das der Fehleinschätzung von Bestandsparametern. Juristisch

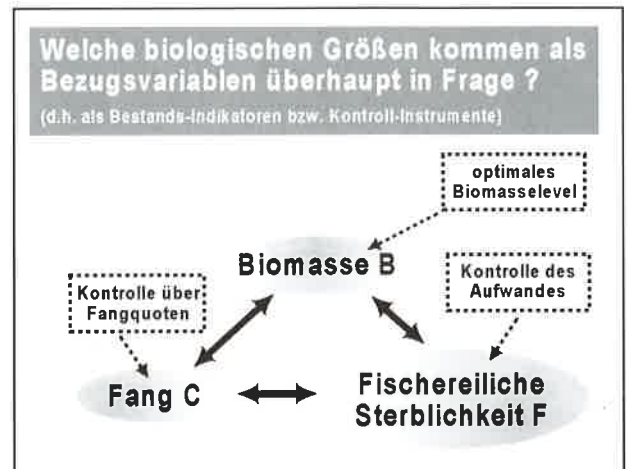


Abb. 17: Bezugsvariablen (Referenzvariablen).

handelt es sich dabei um ein Risiko im engeren Sinne, das auf Fälle besonderer Prognoseunsicherheit abzielt, bei denen keine genauen Vorstellungen über die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge sowie die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens existieren, das aber auch nicht mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Eine genaue Quantifizierung dieses Risikos ist deshalb auch nicht ohne weiteres möglich.

Zentrale Größen sind bei der Risikoableitung insbesondere die fischereiliche Sterblichkeit (F) bzw. der fischereiliche Aufwand (f) sowie die Laicherbestandsbiomasse (B) und die Fanggröße (C). Sie eignen sich zur Kontrolle einer Fischerei als sogenannte **Referenz- bzw. Bezugsvariablen** (Abb. 17), da sie eng miteinander verbunden sind und sich aus Fang- bzw. Laicherbestandsbiomasse-Aufwands-Beziehungen (siehe z. B. Abb. 15) ergeben. Hinzu kommen oft noch Rekrutierungsparameter, die sich aus Rekrutierungs-Laicherbestands-Beziehungen ergeben. Auf der

halb sicherer biologischer Grenzen" befinden. Dabei unterscheidet man zwischen **Zielbezugswerten** (z. B. Zielbiomasse B_{Ziel}), **Vorsorgebezugswerten** (z. B. Vorsorgebiomasse $B_{Vorsorge}$) und **Grenzbezugswerten** (z. B. Grenzbilomasse B_{Grenze}). Zielbezugswerte sind die möglichst einzuhaltenden Idealwerte (gewissermaßen die **grüne Ampel**), Vorsorgebezugswerte dienen als erste Warngrenze (gewissermaßen als **gelbe Ampel**), Grenzbezugswerte markieren die nahezu sichere Wahrscheinlichkeit eines Bestandskollaps und sollten deshalb nie überschritten werden (ist gewissermaßen die **rote Ampel**).

Wie Abbildung 18 anhand einer Beispielgrafik zeigt, bei der die Laicherbestandsbiomasse im Zeitverlauf (1945 - 2000) aufgetragen ist, werden mit Hilfe dieser Bezugswerte (Ziel-, Vorsorge-, Grenzbezugswerte) zwei graduell verschiedene Sicherheitspuffer konstruiert, die so groß sein sollen, dass sämtliche Unsicherheiten berücksichtigt werden: Je größer die Unsicherheiten sind, desto größer müssen diese Sicherheits-

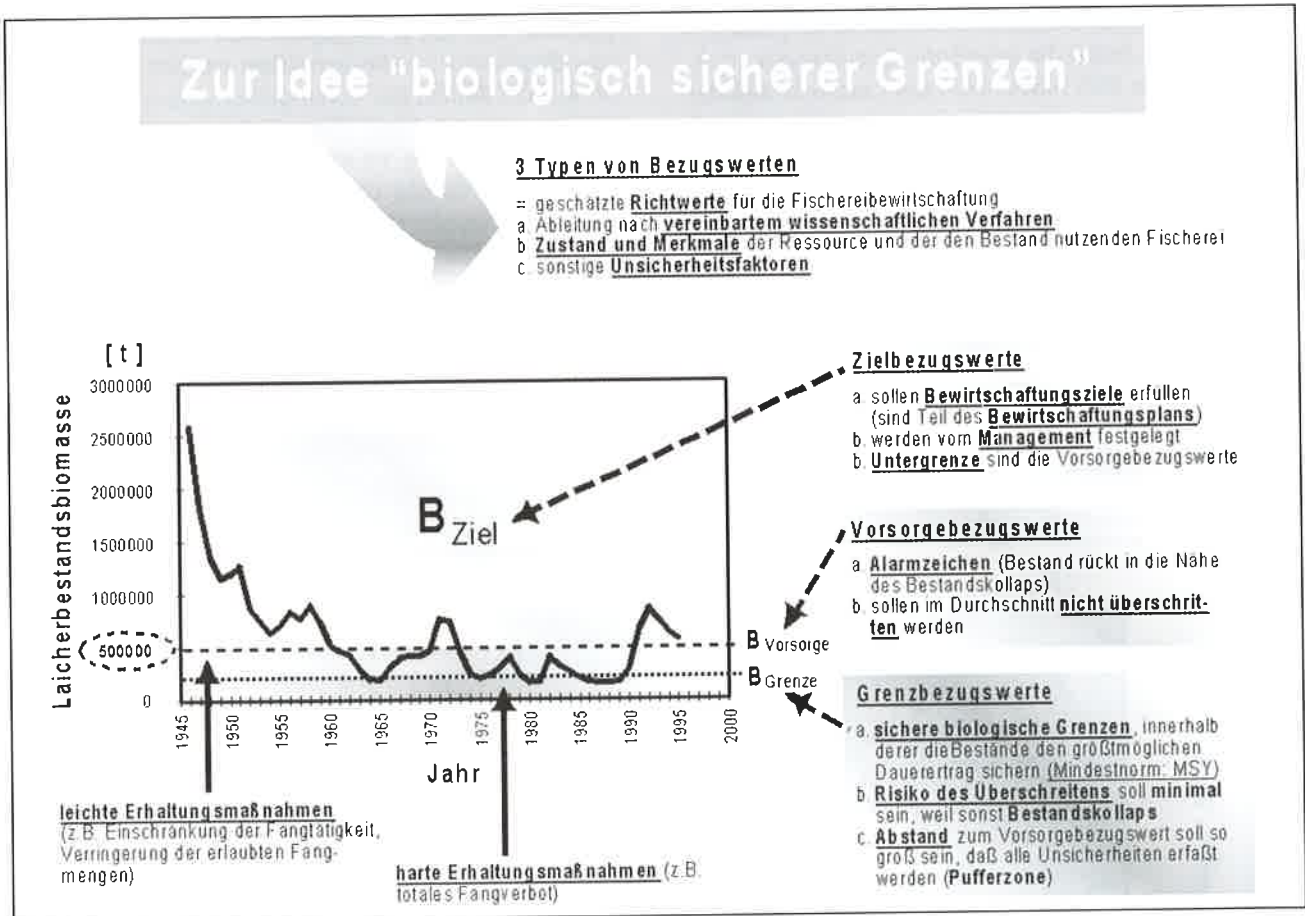


Abb. 18: Zur Idee „biologisch sicherer Grenzen“ auf der Grundlage von im Zeitverlauf geschätzter Laicherbestandbiomasse (hypothetisches Beispiel).

Grundlage solcher Bezugsvariablen ist ein **System aus Bezugswerten** (zu denen beispielsweise auch MSY gehört) entwickelt worden, das verhindern soll, dass der Bestand unter eine bestimmte Biomasseuntergrenze fällt: man sagt, der Bestand soll sich "inner-

puffer sein. Günstig ist es, wenn sich die Laicherbestandsbiomasse in der **oberen (hellen) Zone (B_{Ziel})** befindet, weniger günstig, wenn sie sich in der **mittleren Zonen** befindet, ganz ungünstig, wenn sie sich in der **unteren (dunklen) Zone** befindet. Je nachdem,

in welcher Zone sich die Laicherbestandsbiomasse befindet, müssen ganz bestimmte Maßnahmen (leichte, harte Maßnahmen) eingeleitet werden, die ebenfalls aus Abbildung 18 hervorgehen. Ein entsprechendes Diagramm ließe sich auch für den Fischereiaufwand bzw. die fischereiliche Sterblichkeit konstruieren, nur dass es sich dann bei den Bezugswerten nicht jeweils um Untergrenzen, sondern um Obergrenzen handeln würde, da sowohl der fischereiliche Aufwand als auch die fischereiliche Sterblichkeiten nicht zu hoch sein sollen, sondern es für die Bestandserhaltung günstiger ist, die entsprechenden Werte eher niedriger anzusiedeln.

Da Abbildung 18 nur den reinen Zeitverlauf wiedergibt, es aber zu einer Kontrolle der Laicherbestandsbiomasse durch Reduzierung der fischereilichen Tätigkeiten kommen soll, ist es günstig, das Diagramm von Abbildung 18 - also die Laicherbestandsbiomasse - mit einem entsprechenden Diagramm zum Fangaufwand oder zur fischereilichen Sterblichkeit als Kontrollgrößen zu kombinieren, so dass sich die Diagrammskizze von Abbildung 19 ergibt, bei dem die fischereiliche Sterblichkeit über die Laicherbestandsbiomasse aufgetragen ist. Dadurch werden die jeweiligen Bezugswerte, d. h. diejenigen, die sich hinsichtlich der Laicherbestandsbiomasse ergeben, und diejenigen, die sich hinsichtlich der fischereilichen Sterblichkeit ergeben, so miteinander kombiniert, dass sie sich senkrecht überschneiden und dabei besondere Zonen entstehen lassen. Diese Zonen werden mit bestimmten Maßnahmen (Wiederaufbauplan, Kontrollregeln) verknüpft, die in einem Maßnahmenkatalog zuvor festgehalten sind und bei Bestandsbedrohung ohne Zeitver-

zögerung auf die Fischerei angewendet werden können. In Abbildung 19 wird die Abgrenzung bzw. das Zusammenwirken von Fangverbot, Kontrollregeln und Wiederaufbauplänen in Abhängigkeit von der jeweiligen Zone, in der sich die entsprechende Fischerei gerade befindet, beschrieben. Im äußeren dunklen Bereich liegen die ungünstigsten Zonen, während der schraffierte innere Bereich die Zone der verantwortungsvollen Fischerei kennzeichnet. Die einzelnen Zonen sind durch die jeweiligen Bezugswerte begrenzt. Als Beispiele sind vier fiktive Berechnungspunkte für die Jahre 1960, 1970, 1980 und 1990 eingetragen, in denen sich die entsprechende Fischerei in unterschiedlichen Zonen befand. So befindet sich die Beispielfischerei in den Jahren 1960 und 1970 offenbar im vertretbaren Bereich, während 1980 der Vorsorgebezugswert für F_{Vorsorge} überschritten, aber noch nicht derjenige für die Laicherbestandsbiomasse (B_{Vorsorge}) unterschritten ist, so dass hier Kontrollregeln hätten angewendet werden müssen (wenn es sie damals denn schon gegeben hätte). 1990 findet sich der Bestand in einem ausgesprochen bedrohlichen Zustand, weil der Bezugsgrenzwert für die Laicherbestandsbiomasse unterschritten worden ist, obwohl noch nicht einmal der Vorsorgebezugswert der fischereilichen Sterblichkeit überschritten wurde. Das Beispiel in Abbildung 19 macht deutlich, dass die entscheidende Größe offenbar der Bestandstatus ist. Wenn sich dieser als kritisch erweist, muss auf jeden Fall ein totales Fangverbot ausgesprochen werden, egal, ob die zugehörige fischereiliche Sterblichkeit als gering eingestuft wird, oder nicht, weil sonst ein Bestandskollaps droht.

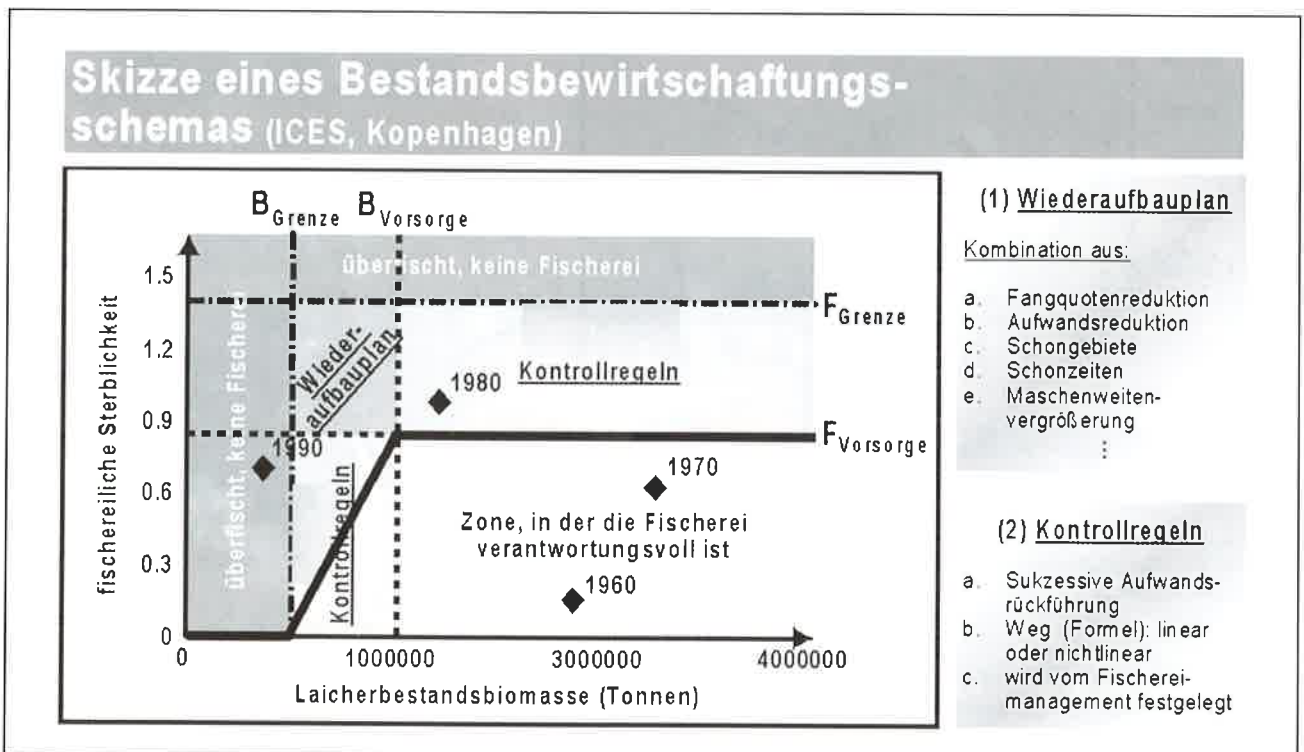


Abb. 19: Skizze eines ICES-Bestandsbewirtschaftungsschemas (hypothetisches Beispiel).

Dieses Beispiel zeigt ferner, dass offenbar sowohl die Kombination, Form und Lage der Bezugswerte als auch die einzuleitenden Maßnahmen vorgegeben sind. Die Maßnahmen, die im Fall einer Gefährdung der betroffenen Fischbestände einzuleiten sind, müs-

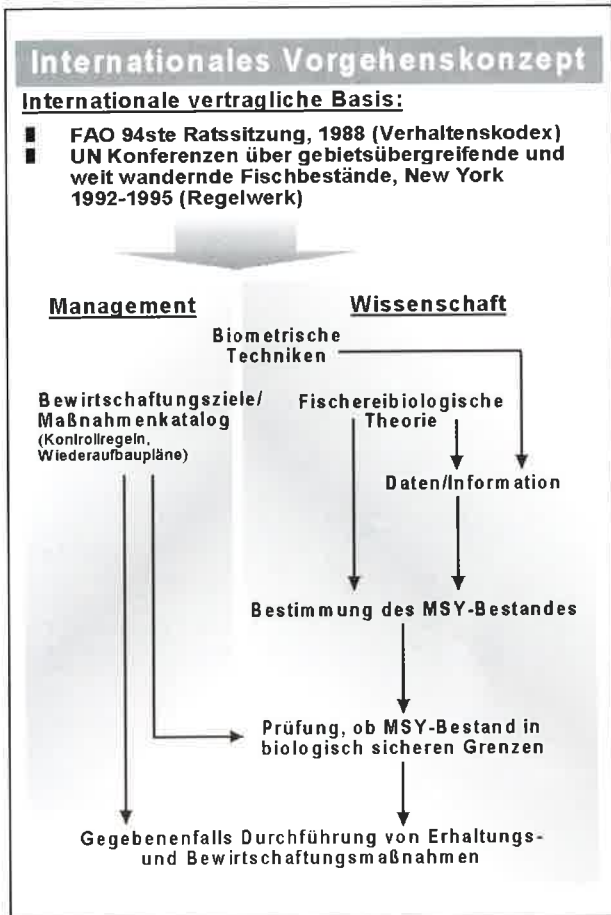


Abb. 20: Ablaufdiagramm der internationalen Vorgehensweise zur Bestandsbewirtschaftung.

sen schnell erfolgen, um schlimmeres zu vermeiden. Aus diesem Grunde und da eine Bestandsbewirtschaftung heutzutage international auf der Grundlage einer vertraglichen Basis koordiniert wird, müssen neben den Bezugswerten auch die einzuleitenden Maßnahmen in Form eines nach Gefährdungsgrad abgestuften Kataloges schon vor Eintritt des Risikoereignisses bekannt sein. Abbildung 20 fasst dieses integrierte, internationale Bewirtschaftungsschema als Vorgehenskonzept zusammen. Deutlich wird, dass ein ständiger Dialog insbesondere zwischen Wissenschaft und Management (Politikebene), aber auch mit der Wirtschaft geführt werden muss, da das Resultat am unteren Ende des Vorgehenskonzeptes über alle Ebenen hinweg erfolgreich umgesetzt werden soll. Dieses Vorgehenskonzept dient als Grundgerüst unter anderem im Verhaltenskodex der Welternährungsorganisation (FAO, 94. Ratssitzung im Jahre 1988) sowie in einem Regelwerk der Vereinten Nationen (UN-Konferenzen über gebietsübergreifende und weit wandernde Fischbestände, New York, 1992 bis 1995).

Die zuvor beschriebenen Gedanken finden sich in der gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Union (EU) wieder, die das Ziel einer verantwortungsvollen Fischerei verfolgt und sich aus verschiedenen Elementen zusammensetzt. Außer den zuvor beschriebenen Aspekten zählen folgende weitere Punkte dazu (siehe Abb. 21):



Abb. 21: Weitere Erhaltungsmaßnahmen.

Die Suche nach selektiveren Formen des Fischfangs

Es besteht das grundsätzliche Problem, dass sich mehrere Arten sowie verschiedene Altersgruppen einer Art zum Befischungszeitpunkt in demselben Gebiet aufhalten. Aus diesem Grunde muss verhindert werden,

- dass noch nicht geschlechtsreife Tiere gefangen werden, damit diese heranwachsen und zur Bestandserneuerung beitragen können,
- dass keine Fische gefangen werden, deren Fang nicht gewollt ist, weil sie keinen Marktwert besitzen oder die Fischer für sie keine Quote mehr besitzen (Beifang, Discards)
- dass keine Meeressäuger, Seevögel und andere Nicht-Ziel-Arten (z. B. Schildkröten) gefangen werden.

Wichtige technische Maßnahmen sind dabei Mindestmaschenweiten (Größenselektion, Artenselektion), Einsatz selektiven Fanggerätes (Fluchtfenster) und Mindestanlandegrößen.

Die Flottenreduzierung durch mehrjährige Ausrichtungsprogramme (MAPs)

Es ist bekannt, dass eine zu hohe Fangkapazität (in Tonnage und/oder Maschinenleistung) in Form großer Flotten aus Gründen der Rentabilität eine potentielle Quelle der Überfischung darstellt. Deshalb existieren seit 1983 Zielvorgaben für eine EU-weite Umstrukturierung der nationalen Fangflotten, um über strukturelle Maßnahmen die Fangkapazität

auf die verfügbaren Ressourcen abzustimmen, und zwar durch

- a. Abwracken von Schiffen (mit Hilfe von Prämien)
- b. Verlagerung von Schiffen in andere Bereiche (z. B. als Museumsschiffe, als Fähren, für andere Nutzungsarten)
- c. Modernisierung

Die Entwicklungsgeschichte der MAPs hat sich in Etappen vollzogen, wobei zunächst auf nationaler Ebene der Anstieg der Flottenkapazitäten gestoppt wurde. Danach hat ein leichter globaler Kapazitätsabbau stattgefunden. Anschließend ist der Fischereiaufwand sukzessiv reduziert worden. Schließlich ist zusätzlich der technologische Fortschritt bei der Berechnung der Fangkapazität berücksichtigt worden, da dieser eine indirekte, d. h. versteckte Kapazitätserhöhung darstellt. Um diese Maßnahmen finanziell zu unterstützen, wurden begleitende Finanzinstrumente (Strukturfonds) eingerichtet. Diese sollten dazu genutzt werden, alternative Tätigkeiten bzw. Arbeitsplätze zu schaffen, Ausbildungs- und Weiterbildungsprogramme zu initiieren bzw. durchzuführen sowie Vorruhestandsgelder zu zahlen.

- Gunderson, D. R. (1993): Surveys of fisheries Resources. Wiley & Sons, New York: 248 S.
- Hannesson, R. (1993): Bioeconomic analysis of fisheries. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford: 138 S
- Klinkhardt, M. (1996): Der Hering. Die Neue Brehm-Bücherei. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg 199: 230 S.
- Punt, A.E. & R. Hilborn (1996): Biomass dynamic models. FAO Computerized Information Series, Fisheries, 10: 62 S.
- Rasch (1984): Wachstum. Probleme der angewandten Statistik. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Forschungszentrum für Tierproduktion in Dummerstorf-Rostock 11: 205 S.
- Rasch, D. & L.R. Verdooren & J.L. Gowers (1999): Fundamentals in the design and analysis of experiments and surveys. Oldenburg-Verlag: 253 S.
- Sparre, P. & S.C. Venema (1992): Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. FAO Fisheries Technical Paper, 306(1), Rev. 1: 376 S.

Schaffung von Zertifizierungssystemen der Umweltverträglichkeit

Parallel zu einer internationalen Ächtung von schädlichen Fangmethoden (unselektive, zerstörerische Fangmethoden wie z. B. Treibnetze), sollten umweltverträgliche Praktiken mit dem Resultat umweltfreundlich erzeugter Fischprodukte entwickelt werden. Dies soll u. a. durch zusätzliche Ankurbelung des privaten Anreizes (Kampagnen), also über zunehmenden Verbraucherdruck unterstützt werden.

Literatur

- Begon, M., J. L. Harper & C.R. Townsend (1996): Ecology. Blackwell Science: 1068 S.
- Bertalanffy, L. von (1938): A quantitative theory of organic growth. In: Human Biology 10: 181-213.
- Carlowitz, H. C. von (1713): Sylvicultura oeconomica: Anweisung zur wilden Baum-Zucht. 2000. Reprint der Originalausgabe Leipzig, 1713, Veröffentlichungen der Universitätsbibliothek der TU Bergakademie Freiberg, Nr. 135.
- Cushing, D. H. (1990): Plankton production and year class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. Adv. mar. Biol.: 250-293.
- Cushing, D. H. (1996): Towards a science of recruitment in fish populations. Excellence in Ecology, Ecology Institute, Oldenburg/Luhe, Germany, 7: 175 S.
- Gabler, Th. (1988): Wirtschaftslexikon, Bd. 1: 1036 S.

Situation und Perspektiven der deutschen Fischindustrie

Matthias Keller

Einführung

Die Be- und Verarbeitung von Fischen, Krebs- und Weichtieren zu „Delikatessen aus dem Meer“ ist in der Bundesrepublik Deutschland im Vergleich zu anderen Bereichen der Ernährungswirtschaft nur ein kleiner Zweig, der jedoch durch zahlreiche Eigenheiten gekennzeichnet ist. Hervorzuheben ist die außerordentliche Dynamik, mit der überwiegend mittelständisch organisierte Fischbe- und -verarbeitungsunternehmen in den letzten Jahrzehnten die Gunst der Verbraucher erreicht haben.

Die Wiege der deutschen Fischindustrie

Stand und Entwicklungstendenzen der deutschen Fischindustrie im 21. Jahrhundert sind klarer darzustellen, wenn man die Entstehung der deutschen Fischindustrie verfolgt und ihre richtungsweisenden Ereignisse kurz darstellt.

Mitte des 19. Jahrhunderts entwickelte sich aus kleinen Anfängen die moderne deutsche Fischindustrie. Sie sah ihre Aufgabe darin, schmackhafte und genussfertige Fischzubereitungen herzustellen. Hilfestellungen erhielt die deutsche Fischindustrie von den älteren norwegischen und holländischen Industrien, aber nach Stahmer hat sie doch „etwas durchaus Eigenes und Neues geschaffen“ (Stahmer, 1943). Die Entwicklung der deutschen Fischindustrie fällt ebenfalls mit der raschen Entwicklung des Verkehrswezens seit Mitte des 19. Jahrhunderts zusammen.

Die Wiege der deutschen Fischindustrie steht an der Küste der Ostsee. Die Anregungen zur Verarbeitung der Fische wurden durch zwei Faktoren schon sehr früh gegeben. Zum einen fehlte an manchen Anlandeplätzen der Ostsee eine entsprechende Nachfrage, zum anderen lieferten die reichen Bestände der Ostsee an Sprotten, Heringen, Flundern, Neunaugen, Aalen, Lachsen und Stören ein hervorragendes Rohmaterial, das besonders zum Räuchern und Marinieren geeignet war. Insbesondere die Aktivitäten der thüringischen und sächsischen Händler (Kärner) führten an der pommerschen Küste sowie in Kiel, Eckernförde, Kappeln und Flensburg zu einer Intensivierung der Räucherung von Bückling.

In Vorpommern, besonders in Kröslin und Stralsund, gab es bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts Betriebe, die den Hering, der damals in großen Mengen in den pommerschen Gewässern gefangen wurde, zu Brathering verarbeiteten.

Der Niedergang dieser Industrie während der letzten Jahrzehnte des 19. Jahrhunderts wurde zunächst dadurch hervorgerufen, dass der Heringsfang an der pommerschen Küste immer geringere Erträge brachte. Ein wesentlicher Grund war aber, dass die pommersche Industrie sich von ihrer Konkurrenz an der schleswig-holsteinischen Küste überflügeln ließ. Während an der schleswig-holsteinischen Küste der Dänen-Hering und vor allen Dingen der billigere Schweden-Hering verarbeitet wurde und infolge dessen immer mehr den Markt beherrschte, verstanden die pommerschen Fabrikanten es nicht, sich den veränderten Verhältnissen anzupassen.

In späteren Zeiten verlegten sich die Fabrikanten an der pommerschen Küste und auf Rügen auf die Herstellung sehr feiner Marinaden, die zur Hauptsache aus dem kleinen pommerschen Hering hergestellt wurden. Die wichtigsten Fabrikationsplätze für diese Delikatessen wurden Stralsund, Greifswald, Barth und verschiedene Orte auf Rügen.

Günstige Entwicklungsmöglichkeiten fand die Fischindustrie an der schleswig-holsteinischen Ostküste vor. Die bedeutende Fischerei in der Kieler, Eckernförder und Flensburger Förde lieferte ausgezeichnete Fische zum Räuchern, so dass in Ellerbek, Eckernförde, Kappeln und Flensburg eine Räucherindustrie ansässig wurde. Außerdem kauften die Räuchereien dieser Plätze den wertvollen Schlehering in erheblichen Mengen auf. Verarbeitet wurden Heringe, Sprotten, Aale, Flundern und Makrelen. Als sich die Absatzverhältnisse durch den Ausbau der Eisenbahn und der Einführung der billigen Postpaketportotaxen wesentlich verbesserten, hatte besonders die Kieler und die Eckernförder Industrie Gelegenheit, ihr Angebot durch die Einführung des ausgezeichneten dänischen Herings zu ergänzen. In der damaligen Zeit wurde der gute Ruf der Kieler und Eckernförder Bücklinge und Sprotten begründet. Die Kieler und Eckernförder Fischindustrie hat damit auf die Entwicklung der ganzen deutschen Fischindustrie einen fördernden Einfluss ausgeübt.

Diese Pionierarbeit, die an der Ostküste Schleswig-Holsteins bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts geleistet wurde, hat später den aufstrebenden jüngeren Produktionsstandorten Hamburg, Altona, Wesermünde, Bremerhaven und Cuxhaven den Aufstieg wesentlich erleichtert. Die Fischindustrie in Lübeck und Schlutup hat sich später entwickelt als die fischverarbeitenden Gewerbe der oben genannten Orte. Die Fabrikation von fischindustriellen Erzeugnis-

sen an der Trave nahm erst gegen Ende der 80er und zu Beginn der 90er Jahre des 19. Jahrhunderts einen größeren Umfang an. Sie wurde durch die schwedische Heringsfischerei begründet.

Im Jahre 1888 erbaute eine Schlutuper Firma eine Bräterei nach pommerschem System und legte dadurch den Grund zu der bedeutenden Lübeck-Schlutuper Bratheringsindustrie.

Der wachsende Frischheringsimport übte auch auf die Fabrikation von Marinaden einen fördernden Einfluss aus. Bis zum Jahre 1890 verarbeiteten die in Harburg, Hamburg, Altona und auch in Lübeck-Schlutup bestehenden Marinieranstalten zur Hauptsache den kleinen norwegischen Hering sowie die Strömlinge der Ostsee zu russischen Sardinen. In geringem Umfange wurden auch Rollmöpse, Bismarckheringe usw. aus billigen Salzheringen, den sogenannten Ihlen oder Spents bereitet. Die frischen Heringe ergaben aber eine viel zartere und schmackhaftere Ware. Infolge dessen gewann die Marinadenindustrie bald fast die gleiche Bedeutung wie das Fischräuchergewerbe. Sehr begünstigt wurde der Aufschwung des Marinierwesens durch die Blechemballagenindustrie. Sie lieferte den Fischkonservenfabriken ein preiswertes und außerordentlich praktisches Dosenmaterial, das die Marinaden nicht nur vor den zersetzenden Einflüssen der Luft bis zu einem gewissen Grade bewahrte, sondern das auch für den Bahn- und Postversand viel besser geeignet war als die bis dahin üblichen Kübel und Fässchen.

In Hamburg und Altona wurden ebenfalls seit alters her Fische zu Konserven verarbeitet. Die niederelbische Fischerei lieferte ein hervorragendes Rohmaterial durch ihre Zufuhren an Stören, Lachsen, Aalen und Schnäpel. Frische Heringe wurden an der Elbe noch nicht geräuchert. Beim Stand der damaligen Verkehrsverhältnisse war der Bezug dieser Rohware noch mit einem zu großen Risiko verbunden. Auch die Marinadenindustrie an der Elbe stand in jener Zeit noch am Anfang; sie beschränkte sich auf die Herstellung von russischen Sardinen und auf die Bearbeitung von Salzheringen zu Rouladen. Diese hatten nachweislich schon in der Mitte des 19. Jahrhunderts in Hamburg und Altona eine gewisse Bedeutung.

Ein bedeutend schnelleres Tempo nahm die Entwicklung der Fischindustrie an der Elbe nach 1870/71 an. Der große wirtschaftliche Aufschwung und der frische Unternehmergeist, der nach dem Krieg überall zuspüren war, machte sich auch in der Fischbranche bemerkbar. In der Folgezeit entwickelte sich Altona immer mehr zum bedeutenden Sitz der deutschen Fischindustrie, während in Hamburg nur wenige größere fischindustrielle Betriebe entstanden.

Die eigentliche Blütezeit der Fischindustrie in Hamburg und Altona setzte Anfang 1890 ein. Sie wurde durch drei Faktoren begründet, nämlich durch den Aufschwung der deutschen Hochseefischerei, den Import von frischen Heringen aus Großbritannien und den allgemeinen Aufschwung des internationalen Fischhandels.

Für die Fischindustrie war es von großer Wichtigkeit, dass die Produkte der deutschen Fischerei wie auch ein erheblicher Teil der Importe, in Altona und Hamburg durch die Fischauktionen in den Verkehr gebracht wurden. Infolge dieser Einrichtung konnten sich die Fischkonservenfabrikanten an der Elbe ohne Inanspruchnahme des Zwischenhandels mit den erforderlichen Rohmaterialien versorgen.

In weit höherem Maße wurde die Fischindustrie an der Elbe durch den Aufschwung des Altonaer Frischheringshandels gefördert. Die rasche Entwicklung von Lübeck-Schlutup hat gezeigt, wie wichtig größere, regelmäßige und direkte Zufuhren von frischen Heringen für die Fischindustrie waren. Es lag daher nahe, dass auch Hamburg und Altona sich nach geeigneten Bezugsquellen umsahen. Neben regelmäßigen und ausreichenden Zufuhren an Fischen und Heringen auch von der englisch-schottischen Küste kam den Fischindustriestandorten Hamburg und Altona zugute, dass in dem Städtekomplex an der Elbe eine große Bevölkerung mit ausreichenden Arbeitskräften vorhanden war.

Der außerordentliche Aufschwung der deutschen Dampferhochseefischerei ließ noch an einem anderen Punkt des Küstengebietes der Nordsee eine bedeutende Fischindustrie entstehen, nämlich an der Unterweser. Bis zu Anfang der 80er Jahre des 19. Jahrhunderts befanden sich in Geestemünde und Bremerhaven nur einige kleinere Fischräuchereien, die sich darauf beschränkten, den bescheidenen lokalen Bedarf zu befriedigen.

Erst im Jahre 1888 wurde eine Räucherei erbaut, die hauptsächlich geräucherte Schellfische, Schollen, Rochen und außerdem Seelachs versandte. Dieses Unternehmen bewährte sich und hat zu weiteren Betriebsgründungen geführt.

Die Gründung des Cuxhavener Fischmarktes hat auf die Entwicklung der dortigen Fischindustrie einen belebenden Einfluss ausgeübt. Da der Cuxhavener Markt bereits mit einer stattlichen Fischdampferflotte, die sich schnell vergrößerte, eröffnet wurde, fehlte es der Industrie nicht an Rohmaterial. Infolgedessen entwickelte sich in Cuxhaven eine bedeutende Fischindustrie, die ebenso wie die in Wesermünde-Bremerhaven zunächst vorwiegend die Fänge der deutschen Fischerei verarbeitete. Seit 1926 erhielt auch die Cuxhavener Fischindustrie regelmäßig direkte Zufuhren

an frischen Heringen vom Ausland. Infolgedessen entstand an der Elbmündung eine stark aufstrebende Industrie, die sich in allen Bedarfsgebieten des Inlandes sehr bemerkbar machte.

An einzelnen Orten des Inlandes, wie Berlin, Altenburg (Thüringen), Hannover, Duisburg und Wesel wurden schon früh fischindustrielle Unternehmen gegründet, die zum Teil eine größere Bedeutung erlangten. Während des Ersten Weltkrieges und nach dem Krieg entstanden zahlreiche neue Räuchereien und Marinierbetriebe. Die Zahl der fischindustriellen Betriebe ist dabei besonders in den 30er Jahren sehr stark angewachsen, so beispielsweise in Berlin, Sachsen, Schlesien und im rheinisch-westfälischen Industriegebiet.

Die neuen Betriebe lagen zum Teil günstig zur Rohstoffbasis. Dies traf beispielsweise für die Industrie in Berlin (direkte Bezüge aus den skandinavischen Ländern über Troelleburg-Saßnitz und Gjedser-Warnemünde) und Nordrhein-Westfalen (direkte Bezüge aus Holland und Belgien) zu. Fischindustrielle Unternehmen wurden aber zur Hauptsache deshalb in den großen Bedarfsgebieten gegründet, weil diese die Möglichkeit hatten, die Verbraucher am Platze und in der nächsten Umgebung viel intensiver zu versorgen, als dies von der Küste aus der Fall sein konnte. Sie brachten ihre Erzeugnisse dem Kleinhandel und sonstigen Großbeziehern in eigenen Lieferwagen oft in einem Umkreis von mehr als 100 km ins Haus und lieferten vielfach in Behältnissen, die ohne Berechnung zurückgenommen werden konnten. Daher sind die Inlandsbetriebe für die Küstenbetriebe im Laufe der Zeit in manchen wichtigen Bedarfsplätzen zu einer fühlbaren Konkurrenz geworden. Die große Stärke der Küstenbetriebe bestand aber nach wie vor darin, dass sie sehr günstig zur Rohstoffbasis lagen. Sie erhielten den überwiegenden Teil ihres Rohstoffbedarfs früher als die Betriebe im Inland.

Der weitere Aufbau der deutschen Fischindustrie ist eng mit der Entwicklung von Konstruktionen zum Köpfen, Ausnehmen und Enträten von Fischen verbunden gewesen. Die geniale Erfindung der ersten Enträtungsmaschine durch den Nordischen Maschinenbau einige Jahre nach dem Ersten Weltkrieg sowie die Fortentwicklung von Be- und Verarbeitungsanlagen und -geräten zum Räuchern, Kochen und Braten haben zu einer weitgehenden Vereinfachung und Mechanisierung der Fischindustrie beigetragen und gleichzeitig die Qualität der Erzeugnisse verbessert. Bedeutende Impulse erhielt die Verarbeitung von Fischen, Krebs- und Weichtieren durch die Nutzbarmachung des Tiefgefrierens und der dynamischen Entwicklung der dafür notwendigen umfassenden Logistik (Teuteberg, 1991; Clasen, 1924).

Politische (insbesondere die weltweite Einführung der 200-Seemeilen-Wirtschaftszonen sowie die gemeinsame Marktordnung der EG für Fischereierzeugnisse seit 1970), technische (neue bzw. weiterentwickelte Fang- und Fischortungsgeräte, der Einsatz von Verarbeitungsschiffen), biologische und ökologische (zeitweise Schließung von Fanggründen, reduzierte Fangquoten) Änderungen sowie neue Verbrauchertrends haben die Entwicklung der Be- und Verarbeitung von Fischen, Krebs- und Weichtieren bestimmt (Broichhausen, 1972).

Die Entwicklung des Produktionsstandorts Deutschland für Fisch, Krebs- und Weichtiere und daraus hergestellte Erzeugnisse ist keineswegs abgeschlossen.

Politische Veränderungen, wie z. B. die Wiedervereinigung und der zum 1.1.1994 in Kraft getretene Vertrag über den Europäischen Wirtschaftsraum (EWR), aber auch die Erweiterung der Europäischen Union, insbesondere um die skandinavischen Länder Finnland und Schweden, haben unaufhaltsam für neue Impulse in der Fischindustrie gesorgt. Zusätzliche Impulse sind insbesondere von der zukünftigen Ausdehnung der EU auf die Ostseeanrainerstaaten zu erwarten.

War die deutsche Fischindustrie in ihren Anfängen ein reiner Saisonbetrieb in Abhängigkeit von der heimischen Fischerei (Lücke, 1954), so ist sie heute auf eine überwiegend kontinuierliche Auslastung ihrer Produktionskapazitäten ausgerichtet. Allerdings bestimmen auch heute noch, insbesondere bei Frisch- und Räucherfisch, traditionelle Absatzhöhepunkte (Karwoche, Weihnachten und Jahreswechsel) die Produktion (Baartz, 1991).

Produktionsschwerpunkte der deutschen Fischindustrie

Zur Darstellung der Produktionsschwerpunkte in der deutschen Fischindustrie wird der Zeitraum 1970-2000 gewählt, da für diese Zeitspanne überwiegend vergleichbare statistische Informationen vorliegen.

Produktionsschwerpunkte in den alten Bundesländern

Im Zeitalter der Überflussgesellschaft mit schlaraffenlandähnlichen Zuständen hat die deutsche Fischindustrie es verstanden, im harten Wettbewerb ihren Produkten einen Platz im Nahrungskorb des Verbrauchers im In- und Ausland zu sichern. Allerdings muss die deutsche Fischindustrie tagtäglich erneut den Beweis antreten, dass ihre Erzeugnisse die vom Verbraucher entgegengebrachte Wertschätzung auch verdienen.

Tabelle 1:

Langfristige Entwicklung der Produktion ausgewählter Erzeugnisse der Fischindustrie in der Bundesrepublik Deutschland.

a) Ab 2000 alte und neue Bundesländer zusammen;

b) Angabe für 1975; c) einschließlich gewisse Mengen an tiefgefrorenen Fischerzeugnissen;

d) Die genauere Unterteilung ist der EU-Harmonisierung zum Opfer gefallen!

Quelle: Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, div. Jahrg.

Ausgewählte Produktgruppen	Produktionsmenge				Anteil am Produktionswert			
	1970	1980	1990	2000 a)	1970	1980	1990	2000 a)
	t	t	t	t	%	%	%	%
Fische und Fischfilets frisch oder gekühlt	40.700 c)	23.416	21.246	11.171	10,0	6,0	7,0	4,0
Fische und Fischerzeugnisse tiefgefroren	58.749	75.714	141.967	152.073	24,0	25,0	35,0	29,0
geräucherte Fische	19.241	13.767	17.113	29.517	11,0	10,0	11,0	18,7
Fischzubereitungen	-	140.973	141.785	161.766	-	48,4	36,7	34,2
davon - Seelachs in Öl, geräuchert	11.542 b)	10.269	8.206	d)	7,0	6,0	5,0	d)
- Marinaden	73.489	74.889	71.936	d)	27,0	23,0	14,0	d)
- Fischdauerkonserven	52.948	48.605	45.715	d)	22,0	15,0	13,0	d)
- Anchosen, Salzardellen u. Matjesfilets	6.023	7.210	16.018	d)	4,0	4,0	4,0	d)
Fischsalat	13.354	16.383	18.235	29.225	5,0	5,0	5,0	7,0
Erzeugnisse aus Krebs- und Weichtieren	1.241	5.133	6.786	6.616	1,0	2,0	3,0	3,5

Der langfristige Vergleich der Produktionszahlen für ausgewählte Produktgruppen in Deutschland läßt erkennen, welches Produktsegment in den Jahren 1970 – 2000 den wachsenden Anforderungen des Verbrauchers an Qualität und Genuss am besten entsprochen hat (Tabelle 1).

Die Herstellung von tiefgefrorenen Fischerzeugnissen zählt zum bedeutendsten und stärksten Wachstumsbereich in der deutschen Fischindustrie. Mit überdurchschnittlichen Wachstumsraten hat die Produktion von „Frische, die aus der Kälte kommt“ in zahlreichen Produktionsvarianten die Gunst der Verbraucher erobert. Die deutlich wachsende Aufnahmebereitschaft des Verbrauchers beweist, dass Weiterentwicklungen bei Fertiggerichten auf Fischbasis mit hohem Conveniencecharakter honoriert werden. Innerhalb dieser Produktgruppe weist die Palette der panierten Fischerzeugnisse eine überdurchschnittliche Zunahme auf, die auch auf den Nachfrageschub ab Beginn der 90er Jahre aus den neuen Bundesländern zurückzuführen ist. Dort hatten Kinder wie Erwachsene jahrelang diese Fischerzeugnisse entbehrt.

An zweiter und dritter Stelle folgen die Herstellung von Marinaden und Fischdauerkonserven (Tabelle 1). Die überwiegend auf Veredelung von Heringen und Makrelen ausgerichtete Produktion hatte in den vergangenen Jahren eine sehr wechselhafte Entwicklung. Nach 1987 haben die verschärfte Gesetzgebung (Fisch-Verordnung) und eine konsequentere Umsetzung von Qualitäts- und Hygienemaßnahmen durch die Unternehmen dazu geführt, das Image von

Heringsprodukten aufzuwerten. Marinaden und Fischdauerkonserven sind aufgrund ihres hohen Qualitätsstandards und der breiten Angebotspalette auf großes Interesse auch bei den Verbrauchern in den neuen Bundesländern gestoßen.

Räucherfisch ist nicht nur eine Delikatesse für den Gaumen, sondern bildet im Einzelhandel auch optisch einen attraktiven Blickfang. Räucherfisch ist dabei weit mehr als nur Lachs und Aal. Bückling, Makrele und verschiedenste Aufmachungen von Makrelenfilet, Schillerlocke, Heilbutt, Rotbarsch, Stör sowie Forellen runden das breite Sortiment ab. Räucherwaren sind in den letzten Jahren sehr stark nachgefragt worden (Tabelle 1). Wesentliche Impulse erhielt diese traditionelle Warengruppe durch verbesserte Verarbeitungstechniken (z. B. neue produkt- und qualitätsschonende Schneidevorrichtungen und Räucherverfahren), raffinierte Rezepturen (z. B. „Pralinen“ und andere „Fingerfood“-Räucherfischspezialitäten) und neue Formen der Vermarktung (zum Beispiel SB-freundliche Vakuumverpackung und „durchsichtige“ Skinverpackung). Großen Anteil an den hohen Zunahmen hatten die Konsumenten aus den neuen Bundesländern. Eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg lag in der bereits vorhandenen großen Bekanntheit von Räucherfisch in der ehemaligen DDR. Allerdings bestand das damalige Angebot nur aus wenigen Fischarten, die mit einer überalterten Räuchertechnik hergestellt wurden.

Die Herstellung von frischen Seefischfilets aus ganzen Fischen hat in den zurückliegenden Jahren an Bedeutung verloren (Tabelle 1). Obwohl der Fisch-

Absolute Angaben:	1999	2000	Veränderung zum Vorjahr (%)
Umsatz in TDM insgesamt	3.832.509	3.594.453	-6,2
davon ABL	3.461.868	3.218.742	-7,0
NBL	370.641	375.711	1,4
davon Inlandsumsatz	3.219.821	3.054.753	-5,1
Auslandsumsatz	612.688	539.700	-11,9
Betriebe insgesamt ¹⁾	104	99	-4,8
davon ABL	81	74	-8,6
NBL	23	25	8,7
Beschäftigte insgesamt ¹⁾	10.408	10.630	2,1
davon ABL	8.767	9.048	3,2
NBL	1.641	1.582	-3,6
Arbeiterstunden insgesamt ²⁾	13.800	14.000	1,4
davon ABL	11.420	11.745	2,8
NBL	2.380	2.255	-5,3
Lohnsumme in TDM	290.497	307.168	5,7
davon ABL	253.215	270.580	6,9
NBL	37.282	36.588	-1,9
Gehaltsumme in TDM	160.344	161.115	0,5
davon ABL	143.816	145.163	0,9
NBL	16.528	15.952	-3,5
Kennzahlen:			
Umsatz je Beschäftigten insg. ³⁾	368.227	338.142	-8,2
davon ABL	394.875	355.741	-9,9
NBL	225.863	237.491	5,1
Umsatz je Arbeiterstunde insg. ³⁾	277,72	256,75	-7,6
davon ABL	303,14	274,05	-9,6
NBL	155,73	166,61	7,0
D-lohn/Arbeiterstunden insg. ³⁾	21,05	21,94	4,2
davon ABL	22,17	23,04	3,9
NBL	15,66	16,23	3,6
Lohn- und Gehaltsanteil insg. ⁴⁾	11,8	13,0	10,7
davon ABL	11,5	12,9	12,6
NBL	14,5	14,0	-3,7
Exportquote in %	16,0	15,0	-6,1
davon ABL	16,9	16,0	-5,3
NBL	7,4	6,6	-10,8

*Tabelle 2:
Strukturzahlen der
fischverarbeitenden
Industrie (Betriebe
über 10 Beschäftigte) der
Bundesrepublik
Deutschland
(vorläufige Zahlen).
ABL = Alte Bundesländer;
NBL = Neue Bundesländer
1) Jahresdurchschnitt;
2) Jahressumme
(in 1000 Std.);
3) in DM;
4) in % vom Umsatz
insgesamt.
Quelle: Statistisches
Bundesamt,
Wiesbaden,
div. Jahrg.*

fachhandel und der Lebensmitteleinzelhandel ein wachsendes Interesse an der Belieferung mit Frischfisch zeigen, ging diese Nachfrage an den Filettierbetrieben des deutschen Küstenfischgroßhandels wenigstens teilweise vorbei. Die Ursachen für diese Entwicklung liegen einmal in einer verringerten Anlandung ganzer Fische, so dass weniger Filet geschnitten werden konnte. Außerdem ist beispielsweise die Belieferung mit frischem Filet z. B. von den Färörern via Dänemark aufgrund von Standort- und Preisvorteilen wesentlich lukrativer gewesen, so dass die Unternehmen des deutschen Küstenfischgroßhandels ein zweites Standbein im Handel mit frischen Fischfilet aufgebaut haben.

Mit neuen Rezepturen haben die Hersteller von Anchosen und Matjesfilets, Erzeugnissen aus Krebs- und Weichtieren sowie Fischsalaten Bewegung in das Fischwarensortiment gebracht und den Verbraucher für ihre Erzeugnisse gewinnen können. Dies belegen die während des Betrachtungszeitraums

positiven Zuwachsraten (Tabelle 1). Innovationen bei diesen Produkten bauen u. a. auf Kombinationen von Fisch, Krebs- und Weichtieren mit vielfältigem Gemüse und internationalen Geschmacksrichtungen.

Die Darstellung der Produktionsschwerpunkte wäre unvollständig, würde nicht auf die Herstellung von Räucherseelachserzeugnissen hingewiesen werden. Diese Produktgruppe, die als „Lachsersatz“ ein typisch deutsches Produkt ist, wird als traditionelles Salzfisherzeugnis in Form von Scheiben und Schnitzeln angeboten.

Produktionsschwerpunkte in den neuen Bundesländern

Als Produktionsschwerpunkte in den neuen Bundesländern können die heringsveredelnden Bereiche der Räucherwaren-, Marinaden- und Fischdauerkonser-

Warenart	Menge			Verkaufswert ab Werk		
	1999	2000	00/99	1999	2000	00/99
	t	t	% Verän.	TDM	TDM	% Verän.
Frisch oder gekühlt:						
Fischfilet u.a. Fischfleisch	12.533	11.171	-10,9	119.343	110.004	-7,8
Gefroren:						
Seefische	3.766	1.767	-53,1	18.982	13.029	-31,4
Süßwasserfische	306	363	18,6	a)	a)	
Fischfilets	30.691	34.936	13,8	198.382	216.603	9,2
anderes Fischfleisch	1.034	1.519	46,9	10.537	16.693	58,4
Fische, getr., ges. oder in Salzlake; Fische ger. Mehl, Pulver u. Pellets von Fischen geniessbar:						
Atlantischer u. pazifischer Lachs u. Donaulachs, ger.	8.040	15.112	88,0	161.842	331.756	105,0
Heringe, geräuchert	1.873	1.722	-8,1	11.319	10.626	-6,1
Anderer Fische, geräuchert	12.127	12.683	4,6	159.903	182.937	14,4
Fische, anders zubereit. o. haltbar gem.; ganz o. in Stücken, jedoch nicht fein zerkleinert						
Lachs	5.103	5.672	11,2	56.501	72.143	27,7
Heringe	66.604	67.373	1,2	387.550	382.939	-1,2
Sardinen, Sardinell., Sprott.	a)	a)		a)	a)	
Makrelen	1.783	2.250	26,2	14.226	18.539	30,3
Fischfilets, Fischstäb. roh, ledigl. mit Teig umhüllt, pan., auch vorgeback., gefr.	126.271	113.488	-10,1	709.611	568.463	-19,9
And. Fische (o. Fischstäb.)	43.444	43.773	0,8	279.098	260.684	-6,6
Fischsalat	28.866	29.225	1,2	197.621	205.412	3,9
And zubereit. o. haltbar gemachte Fische	40.004	42.698	6,7	226.863	228.068	0,5
Kaviarersatz	888	885	-0,3	26.160	25.597	-2,2
Krebstiere, gefroren	282	381	35,1	a)	a)	
Lebensmittelzubereitungen aus Krebstieren, Weichtieren usw.	1.874	2.244	19,7	39.944	47.375	18,6
Krebstiere, Weichtiere u.a. zubereit. o. haltbar gem.	4.186	3.991	-4,7	62.824	51.735	-17,7
Zusammen	389.675	391.253	0,4	2.680.706	2.742.603	2,3
Insgesamt b)	-	-		2.758.452	2.814.124	2,0

Tabelle 3:
Produktion von Fisch und Fischerzeugnissen und anderen Meeresfrüchten in der Bundesrepublik Deutschland (vorläufige Angaben).
a) geheim;
b) einschl. geheimer Angaben.
Quelle: Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, div. Jahrg.

venherstellung genannt werden, die für die Marktversorgung auch überregional von Bedeutung sind. Welche weiteren Produktbereiche in den neuen Bundesländern zukünftig an Bedeutung gewinnen werden, wird von den dort ansässigen Unternehmen und ihrem Wissen und Können abhängen, die zukünftigen Fischwünsche des Verbrauchers zu erkennen und zu erfüllen.

Aktuelle Produktionsschwerpunkte in der Bundesrepublik Deutschland am Beginn des 21. Jahrhunderts

Kennzahlen über die mengen- und wertmäßigen Produktionsleistungen der Fischindustrie in der Bundesrepublik Deutschland sind für die Jahre 1999 und

2000 der Tabelle 2 zu entnehmen. Aktuelle Zahlen über die Umsatzentwicklung der Fischindustrie sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Eine ausführliche Beschreibung der jährlichen mengen- und wertbezogenen Produktionsleistungen erfolgt im Geschäftsbericht des Bundesverbandes der deutschen Fischindustrie und des Fischgroßhandels e.V. (Bundesverband der deutschen Fischindustrie und des Fischgroßhandels e.V., div. Jahrg.) und im Jahresbericht über die deutsche Fischwirtschaft (Keller, div. Jahrg.; Lasch & Sommer, div. Jahrg.).

Im Rahmen der Harmonisierung der Rechtsvorschriften in der Europäischen Union wurde auch bei der Produktionsstatistik ab 1995 eine Neuerung eingeführt mit dem Ziel, die Angaben über die Produktion der Fischindustrie mit den Außenhandelsdaten für alle Mitgliedsländer der EU vergleichbar zu machen. Damit ist ab 1995 das gewohnte „nationale Informationsmuster“, das überwiegend nach Produktionszweigen aufgebaut war, einem harmonisierten „europäischen Informationsmuster“ gewichen, das primär nach be- und verarbeiteten Fischarten gegliedert ist (Tabelle 3).

Regionale Standorte der deutschen Fisch-, Krebs- und Weichtierbe- und -verarbeitung

Aus Kapitel 2 ging hervor, dass die deutsche Fischindustrie überwiegend in den Küstenländern angesiedelt ist. Allerdings wurde auch darauf hingewiesen, dass in Verbraucherzentren wie zum Beispiel Nordrhein-Westfalen und Berlin bereits in früheren Jahren Fischbe- und -verarbeitung anzutreffen war.

Die Darstellung der aktuellen regionalen Verteilung der Be- und Verarbeitung von Fisch, Krebs- und Weichtieren erfolgt in dieser Veröffentlichung anhand der Zulassungsnummern der Europäischen Union. Seit Juni 1993 unterstehen Unternehmen der Fischwirtschaft aufgrund der EG-Richtlinie Nr. 91/492/EWG und 91/493/EWG Behörden einer Hygienekontrolle, unter anderem mit dem Ziel, eine Zulassungsnummer zu erhalten. Die Zulassung der Betriebe erfolgt nach folgenden Betriebsarten (Bundesanzeiger, 1993):

- Verarbeitungsbetrieb
- Großhandelsmärkte oder Versteigerungshallen
- Fabrikschiffe
- Reinigungszentren für lebende Muscheln
- Versandzentren für lebende Muscheln

Eine Analyse der zugelassenen Verarbeitungs- und anderen Betriebe nach Bundesländern gibt einen ersten Anhaltspunkt für die regionale Verteilung der Standorte der Unternehmen. Bei der Auswertung dieser Angaben ist zu berücksichtigen, dass ein Unternehmen, das mehrere Produktionsbetriebe (bzw. Nie-

derlassungen) unterhält, für jeden Betrieb (Niederlassung) nach erfolgreicher Begutachtung eine eigene Zulassungsnummer erhält.

Ausblick

Der Verbraucher ist auf seiner Suche nach Nahrungsmitteln mit immer mehr innerer (gesundheitsbezogener) und äußerer (umweltbezogener) Qualität bei Fisch und Fischerzeugnissen fündig geworden.

Das gestiegene Gesundheits-, Ernährungs- und Umweltbewusstsein bedeutet allerdings nicht, dass der Verbraucher seiner Ernährung rein vernunftorientiert und ohne Emotionen gegenübersteht.

Der emotionale Zusatznutzen von Gesundheit und ausgewogener Ernährung liegt in der Hoffnung auf gutes Aussehen, Fitness und Erhaltung der Leistungsfähigkeit. Darüber hinaus werden den Verbraucher von morgen Produkte interessieren, die ihm praktische Problemlösungen mit zusätzlichem Zeitgewinn bieten. Die deutsche Fischindustrie entspricht mit ihrer breiten und hochwertigen Produktpalette somit den Wünschen der Verbraucher. Dies läßt den Schluss zu, dass „Fisch & Co.“ die Grenzen ihrer Popularität noch nicht erreicht haben und damit die Entwicklung des Produktionsstandortes Deutschland für die Fischindustrie positiv beeinflussen.

Literatur

- Baartz, R. (1991): Entwicklung und Strukturwandel der deutschen Hochseefischerei unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung für Siedlung, Wirtschaft und Verkehr Cuxhavens, Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft in Hamburg, Bd. 81, Stuttgart.
- Broichhausen, K.: Blick durch die Wirtschaft (Frankfurter Allgemeine Zeitung) vom 18.9., 25.9. und 2.10.1972
- Bundesanzeiger (1993): Bekanntmachung der zugelassenen Betriebe, Fabrikschiffe, Großhandelsmärkte und Versteigerungshallen für Fischereierzeugnisse sowie den Versand- und Reinigungszentren von lebenden Muscheln, Neufassung vom 17.9.1993. Stahmer, M. (1943): Fischhandel und Fischindustrie, Hamburg (1943).
- Bundesverband der deutschen Fischindustrie und des Fischgroßhandels e. V. (div. Jahrg.): Geschäftsbericht, Hamburg.
- Classen, Th. (1924): Die Industrialisierung der Fischindustrie. In: Lengrich, H., (Hrsg.): Der Fisch, Lübeck.
- Keller, M. (div. Jahrg.): Fischindustrie und Küstenfischgroßhandel. In: Jahresbericht über die deutsche Fischwirtschaft, Bonn.
- Lasch, R. & U. Sommer (div. Jahrg.): Die Märkte für Seefische und Seefischwaren in der Bundesrepublik Deutschland, In: Jahresbericht über die deutsche Fischwirtschaft, Bonn.
- Lücke, F. (1954): Fischindustrielles Taschenbuch, Braunschweig. Statistisches Bundesamt (div. Jahrg.): Produzierendes Gewerbe, Fachserie 4, Reihe 3.1, 4.1.1, Wiesbaden.
- Stahmer, M. (1943): Fischhandel und Fischindustrie, Hamburg (1943).
- Teuteberg, H. J. (1991): Zur Geschichte der Kühlkost und des Tiefgefrierens, Zeitschrift für Unternehmensgeschichte, Heft 3, Stuttgart.

Zur Situation der kommerziell genutzten Fischbestände der Ostsee

Otto Rechlin

Vorwort

Als kommerziell genutzte Fischarten werden in diesem Beitrag nur Fischarten behandelt, die von allen Ostseeanrainerländern in so bedeutendem Umfang von der Fischerei angelandet werden, dass sie internationalen Quotierungsregelungen unterliegen. Auf die von nationalen Fischereien auch in größerem Umfang genutzten Plattfischarten (Flunder, Kliesche, Steinbutt) und die verschiedenen Süßwasser-Fischarten (z.B. Aal, Zander, Barsch, Blei, Maränen), die von den Küstenfischereien verschiedener Länder mehr oder weniger intensiv genutzt werden, soll hier nicht weiter eingegangen werden. Dieser Beitrag beschränkt sich auf die Arten Hering, Dorsch, Sprotte und Lachs.

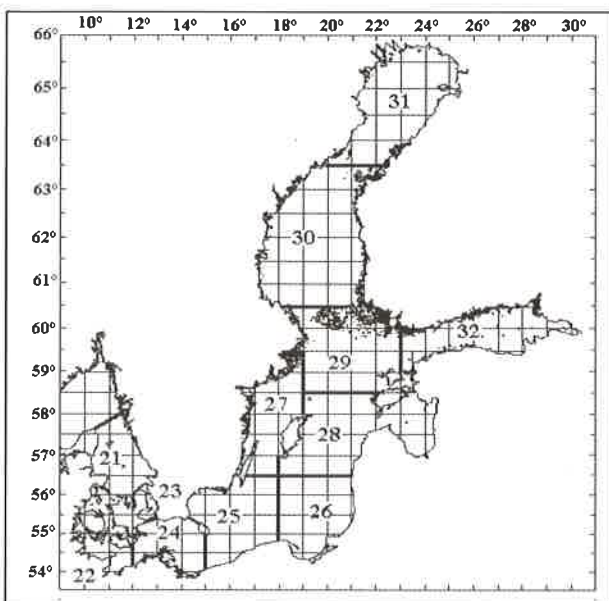


Abb. 1: Statistische Untergebiete in der Ostsee, nach denen Einheiten zur Abschätzung von Fischbeständen gebildet werden.

Der **Hering** ist in der gesamten Ostsee, bis in ihren nördlichsten Teil, wo der Salzgehalt auf extrem niedrige Werte absinkt, verbreitet. Dieser Fisch hat sich als typischer Meeresfisch auch an extreme Umweltbedingungen angepasst, und die wichtigsten Laichplätze der im Frühjahr laichenden Heringe der Ostsee liegen in den flachen Küstengewässern, wie zum Beispiel im Greifswalder Bodden. Heringsartige sind grundsätzlich Planktonfresser, die sich vorwiegend von im Freiwasser schwebenden Kleinkrebsen, aber auch Fischeiern ernähren. Diese Fische sind wiederum Beute für Raubfische und andere Räuber und sind damit ein wichtiges Glied im Nahrungsnetz der Meere.

Der **Dorsch** lebt zumindest in der östlichen Ostsee an der Grenze seiner Verbreitung. Das hängt vor allem mit der Art seiner Reproduktion zusammen.

Diese Fischart pflanzt sich durch im Freiwasser schwebende Eier fort, die für das Schweben einen Mindestsalzgehalt benötigen, um nicht in das Tiefenwasser abzusinken, das in der Ostsee nur nach Einbrüchen von salz- und sauerstoffreichem Wasser aus der Nordsee genügend Sauerstoff für die Entwicklung der Eier enthält. Aber auch ein Mindestsalzgehalt von etwa 11 Promille ist Voraussetzung für die Befruchtung der Dorscheier. In den nordöstlichen Teilen der Ostsee liegt der Salzgehalt ständig unter diesen Werten, so dass sich der Dorsch dort nicht mehr fortpflanzen, als Jungfisch oder erwachsener Fisch aber durchaus leben kann. Der Dorsch ernährt sich zu großen Teilen von wirbellosen Bodentieren, ist aber andererseits der am meisten verbreitete Raubfisch der Ostsee. Seine freischwebenden Eier werden andererseits zur Beute der Plankton fressenden Heringe und Sprotten.

Die **Sprotte** ist, wie der Dorsch, ein sogenannter Portions-Laicher. Das bedeutet, dass sie reife Eier über einen größeren Zeitraum verteilt (der Einzelfisch über ca. 2 Monate) in Portionen in das Wasser abgibt, wo diese sich dann frei schwebend zu Larven entwickeln. Daraus ergibt sich eine weitere Gemeinsamkeit mit ihrem Haupträuber, dem Dorsch: die Eientwicklung ist vom Salzgehalt des Wassers abhängig. Allerdings schweben und entwickeln sich die Eier der Sprotte noch bei deutlich geringerem Salzgehalt als der Laich des Dorsch. Deshalb laichen Sprotten erfolgreich auch noch bis hinein in den Bottnischen Meerbusen und im Finnischen Meerbusen, ganz im Gegensatz zum Dorsch, dessen südlichstes potentiell Laichgebiet etwa im mittleren Gotlandbecken liegt.

Außerhalb der Ostsee gilt die Sprotte als ausgesprochen kurzlebiger Fisch mit einem Höchstalter von 5-6 Jahren. Das trifft für die Ostsee nicht zu und der Autor (Rechlin, 1975) hat in der 1970er Jahren bei Sprotten aus dem Gotlandbecken ein Alter von bis zu 14 Jahren festgestellt. Die Ursache für diesen gravierenden Unterschied zwischen Ostseesprotten und den Sprotten in anderen Seegebieten ist vermutlich vor allem die geringere natürliche Sterblichkeitsrate durch eine geringere Artenzahl an Raubfischen und anderen Räubern (Seevögel und marine Säuger) in der Ostsee. Auch eine relativ geringe Befischungsrates des Sprottenbestandes hat in der Vergangenheit dazu vermutlich beigetragen.

Der **Lachs** ist der zweite wichtige Raubfisch der Ostsee mit Einfluss auf Sprotte und Hering, der im Gegensatz zum Dorsch seine Hauptverbreitung in den zentralen bis nördlichen Teilen des Seegebietes hat. Der Lachs ist ein so genannter anadromer Wanderfisch. Das bedeutet, dass er als Larve im Süßwasser schlüpft und erst als Jungfisch in das Meer

abwandert, aus dem er nur zum Ablachen wieder in seinen Geburtsfluss zurückkehrt. Sein gesamtes Leben als heranwachsender Laichfisch verbringt er im Meer, und an seine Laichgewässer stellt er insbesondere in Bezug auf Sauerstoffgehalt und niedrige Sommertemperaturen hohe Ansprüche. Daraus erklärt sich seine Hauptverbreitung innerhalb der Ostsee. Die Fischart Lachs (*Salmo salar* L.) ist im ganzen nordatlantischen Raum verbreitet. Der Ostseelachs stellt dabei eine besondere Rasse dar. Nach dem II. Weltkrieg entwickelte sich die Ostseefischerei zunächst langsam und dann mit deutlich zunehmendem Tempo. Schon während der 1960er Jahre erreichte und überschritt der internationale Gesamtfang aus dem Gebiet die Werte, die vorher von Wissenschaftlern als mögliche Ertrags-Obergrenze abgeschätzt wurden. Nachdem andere Teile des Weltmeeres deutliche Anzeichen der Überfischung zeigten, entwickelten sich auf wissenschaftlicher Ebene Ideen und Aktivitäten, einer solchen Entwicklung für die Ostsee zuvorzukommen. Diese Gedanken wurden von der Politik aufgegriffen und so kam es relativ schnell zur Erarbeitung einer entsprechenden internationalen Konvention.

Nach Abschluss der „Konvention zum Schutz der lebenden Ressourcen der Ostsee“ von Gdansk/Danzig, im Oktober 1973, und deren Ratifizierung durch die damaligen Anrainerstaaten, nahm ab 1974 die inzwischen eingerichtete Internationale Ostseefischereikommission (IBSFC) mit Sitz des Sekretariats in Warschau, ihre Arbeit auf. Aufgabe dieser internationalen Kommission ist es, die Ziele der Konvention in Maßnahmen und Beschlüsse umzusetzen, die von allen Ostseeanrainern anzuwenden sind. Damit begann eine mehr oder weniger international regulierte Befischung der wichtigsten Fischarten und Bestände der Ostsee. Wissenschaftliche Grundlage dafür sind Ratschläge des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES), die sich auf Abschätzungen einzelner Fischbestände der Ostsee beziehen. Daten aus den Fischereiforschungseinrichtungen der Ostseeanrainerländer sind die Basis der Abschätzungen. Diese erfolgen mit gleicher Zielstellung und immer weiter entwickelten Methoden seit einem ersten Treffen 1974 in Riga in dafür eingerichteten Arbeitsgruppen des ICES durch Wissenschaftler aus den entsprechenden Forschungsinstituten der Anrainerländer. Die Ergebnisse der jetzt als Arbeitsgruppe zur Abschätzung der Ostsee-Fischbestände bezeichneten Wissenschaftlergruppe werden zusammen mit den Ergebnissen gleicher Arbeitsgruppen für andere Seegebiete vom Beratungskomitee für das Fischerei-Management des ICES evaluiert und in zusammengefasster Form als wissenschaftliche Ratschläge zur Bewirtschaftung von Fischereiressourcen an die zuständigen Fischereikommissionen übergeben. Durch die Festlegung zulässiger Jahresgesamtfängen (TAC's) und Quoten sowie durch andere regulie-

rende Maßnahmen, vor allem technischer Natur, wird der Versuch einer Bewirtschaftung kommerziell wichtiger, frei lebender Fischbestände der Ostsee unternommen. Das Ziel dieser Bewirtschaftung war zunächst die rationelle Nutzung der Ressourcen. Inzwischen ist weltweit eine nachhaltige Nutzung Ziel solcher Maßnahmen und die dafür angewandten Methoden unterliegen einer ständigen Modifizierung. Für die vorliegende Analyse des Zustandes der genutzten Ostseefischbestände wird mit dem Jahr 1974 begonnen, weil von diesem Zeitpunkt an für die Bestände von Hering, Dorsch und Sprotte Abschätzungen ihrer einzelnen Einheiten innerhalb der Ostsee von Seiten des ICES vorliegen.

Die Abgrenzung von Fischbeständen der Ostsee innerhalb der Arten

Während der ersten Sitzung der damals noch getrennten ICES-Arbeitsgruppen zur Abschätzung der pelagischen Fischbestände und der Grundfischbestände der Ostsee wurde 1974 in Riga Einigung darüber erzielt, dass nach biologischen Kriterien, wie Rassenmerkmalen, Wanderungen, Laichzeiten und Wachstum, für die einzelnen abzuschätzenden Arten auf der Grundlage statistischer Untergebiete sogenannte „management units“ zusammengefasst werden. Seit 1974 werden für Hering, Dorsch und Sprotte solche Bestandseinheiten im wesentlichen unverändert von Fachwissenschaftlern abgeschätzt. Die Abschätzung solcher Bestandseinheiten birgt Probleme in sich, die vor allem in den jährlich mit unterschiedlicher Intensität erfolgenden Wanderungen der Ostseefische liegen, in deren Folge es zu Vermischungen der Fischpopulationen innerhalb der Arten kommt, durch die Ergebnisse verfälscht werden können. Dennoch ist sie die zur Zeit allein praktikable Methode.

Für den Lachs der Ostsee ist beim ICES die wissenschaftliche Arbeitsgruppe zur Abschätzung von Ostseelachs und Meerforelle zuständig. Für die Meerforelle in der Ostsee werden vorläufig aber nur Daten für spätere Berechnungen der Populationsgrößen gesammelt.

Hering

Die Fischart Hering hat in der Ostsee während der relativ kurzen Zeit von etwa 8000 Jahren der Existenz dieses Seegebietes als Brackwasser-Binnenmeer mit Verbindung zum Weltmeer eine Vielzahl unterschiedlicher Populationen mit deutlich differierenden Merkmalen gebildet. Durch die vor allem unterschiedlichen Laichzeiten im Frühling (Februar-Juni) und Herbst (September/Oktober) lassen sich zwei große Gruppen voneinander trennen. Seit Ende der 1960er Jahre dominieren aber in der gesamten Ostsee die im Frühjahr laichenden Heringe, die im folgenden als Frühjahrsheringe bezeichnet werden.

Die eigentlichen Herbstheringe, deren Laichzeit in der westlichen Ostsee zwischen Mitte September und Anfang Oktober liegt, sind bis auf sehr kleine Restpopulationen verschwunden. Hauptursache dafür ist vermutlich eine durch anthropogen beeinflusste Umweltveränderungen hervorgerufene Zerstörung ihrer Hauptlaichplätze, die vor den Küsten liegen.

Unter den Frühjahrsheringen, die, mit Ausnahme von Teilen der nördlichen Ostsee, in flachen Küstengewässern laichen, gibt es von der südwestlichen bis zur nördlichen Ostsee eine Vielzahl lokaler Stämme mit eigenen Laichplätzen und teilweise sehr unterschiedlichem Wachstum. In der Ostsee, nördlich von etwa 56 Grad N, treten neben den hier ohnehin relativ langsam wachsenden Heringen sogenannte Fjordheringe mit besonders geringen Wachstumsraten auf. Die Abschätzung der vorhandenen Biomasse dieser Vielzahl unterschiedlich wachsender und damit im Individualgewicht unterschiedlicher Heringe wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die Heringe nach ihrer Laichzeit von den Küsten in die offene See auf ihre Nahrungsplätze abwandern. Diese Wanderungen erstrecken sich über teilweise große Entfernungen, und während der so genannten Weidewanderung treffen Schwärme sehr unterschiedlicher Herkunft in der offenen Ostsee aufeinander. Solche Gebiete sind die mittleren und südlichen Teile der Gotlandsee (Untergebiete 26,27,28) und besonders die Bornholmsee (Untergebiet 25), wo sich im Sommer und Herbst nach Nahrung suchende Heringe auch aus der nördlichen Ostsee in großen Schwärmen aufhalten. Die zu dieser Zeit hier durchgeführte Fischerei erfasst mit ihren Schleppnetzen die Heringsschwärme unterschiedlicher Herkunft, und die Fänge bestehen dadurch aus einem Gemisch von Heringen aus unterschiedlichen Populationen mit ebenso unterschiedlichen biologischen Merkmalen. Grundlage einer Abschätzung der befischten Fischpopulationen sind die erzielten Fänge und, wenn identifizierbar, ihre Zusammensetzung nach Zugehörigkeit zu Populationen. Da es für die Vielzahl an Heringspopulationen der Ostsee bisher keine Möglichkeiten der Identifizierung einzelner Fische auf ihre Zugehörigkeit gibt, können nur Gruppen mit ähnlichen biologischen Merkmalen zusammengefasst werden. Dieses erfolgt auf der Grundlage der für die Ostsee festgelegten statistischen Untergebiete, die in Abbildung 1 gezeigt werden.

Im Westen der Ostsee wird der Frühjahrshering, der in den Untergebieten 22 und 24 laicht, mit den Frühjahrslaichern im Untergebiet 23 und in Kattegat und Skagerrak (Gebiet IIIa) zu einem großen Bestand zusammengefasst. Das erfolgt so, weil die Frühjahrsheringe der westlichen Ostsee nach dem Laichen sich auf eine Nahrungswanderung in Richtung Nordwesten begeben, die sie bis in die östliche Nordsee führt. Dort treffen die aus der Ostsee und dem Kattegat stammenden Frühjahrsheringe auf die im Herbst laichenden Nordseeheringe, und diese Heringschwärme werden ungeachtet ihrer Herkunft von der

Fischerei genutzt. Für die internationale Abschätzung dieses Frühjahrsherings hat sich inzwischen die Bezeichnung „Rügenhering“, nach seinem Hauptlaichgebiet, eingebürgert. Im Herbst und Winter wandern die „Rügenheringe“ über Kattegat, Öresund und Beltsee wieder in die Ostsee zurück und entwickeln dabei erneut ihre Laichprodukte. Die Heringe dieses zusammengefassten Bestandes zeichnen sich gegenüber den in der zentralen und nördlichen Ostsee heimischen Heringen durch ein deutlich schnelleres Wachstum aus, das heißt, sie erreichen bei gleichem Alter eine signifikant höhere mittlere Körperlänge und ein entsprechend höheres Gewicht.

An das Verbreitungsgebiet des Rügenherings schließt sich nach Osten die Bestandseinheit der Heringe in den Untergebieten 25 bis 29 und 32 an. Die zwischen beiden Beständen angenommene Grenze verhindert aber keineswegs Vermischungen auf beiden Seiten der angenommenen Grenze. Zwei weitere Einheiten bilden die Untergebiete 30 und 31 im Bereich des Bottnischen Meerbusens. Nach diesen insgesamt vier Bestandseinheiten wird der Hering der Ostsee durch die zuständige Arbeitsgruppe des Internationalen Rats für Meeresforschung, ICES, abgeschätzt.

Dorsch

Auf Grund von ausgeprägten Rassenmerkmalen wird der Dorsch östlich von Bornholm als eine separate Unterart des Kabeljau/Dorsch betrachtet (*Gadus morhua calarias* L.), während der Dorsch von der Beltsee bis in die Gewässer um Rügen als zum atlantischen Kabeljau/Dorsch (*Gadus morhua morhua* L.) zugehörig behandelt wird. Dementsprechend werden für die Ostsee zwei Abschätzungseinheiten des Dorsch unterschieden:

- (1) Dorsch der westlichen Ostsee, Untergebiete 22-24,
 - (2) Dorsch der östlichen Ostsee, Untergebiete 25-32.
- Wie oben für den Hering angemerkt, ist die Grenze auch zwischen den Dorschbeständen fließend und verhindert nicht Austausch und Vermischung in variierenden Ausmaßen.

Sprotte

Obwohl sich die Sprotten des Untergebietes 22 deutlich in ihrem Äußeren und im Wachstum von denen der nach Osten anschließenden Gebiete unterscheiden und eher denen des Kattegats und des Skagerraks ähneln, wird seit 1990 für die gesamte Ostsee nur ein Sprottenbestand zusammengefasst abgeschätzt. Das hat sich als sinnvoll erwiesen und führt nicht so leicht zu Überschätzungen, die nach der vorher üblichen Methode von mindestens zwei getrennten Einheiten (mit gleicher Abgrenzung wie beim Dorsch) möglich waren.

Lachs

Für einen weiteren wirtschaftlich besonders wegen seines Marktwertes wichtigen Fisch, den Lachs der Ostsee, wird eine ähnliche Methode der Bestandsab-

grenzung angewandt. Für den Ostseelachs werden zwei Populationen unterschieden: Lachs des „Hauptbeckens“ (Untergebiete 22 – 32) und Lachs des Bottischen Meerbusens (Untergebiete 30 – 31). Die Laichplätze des Lachs, vorwiegend in Flüssen und Bächen Skandinaviens und des Baltikums gelegen, wurden im 20. Jahrhundert durch Flussverbauungen, industrielle Nutzungen und starke Verschlechterung der Wasserqualität zu großen Teilen zerstört und insgesamt auf ein Minimum begrenzt. Die zum Ausgleich dafür aufgebaute Aufzucht von Junglachsen, die in der Nähe der Aufzuchtplätze freigelassen werden, hat zwar die Populationsgröße stabilisiert, sie führt aber andererseits durch eine ungewollte Selektion der Elternfische zu einem Verlust an genetischer Diversität in der Gesamtpopulation des Ostseelachs mit unabsehbaren Folgen.

Die Fischerei

Hering

Die Heringsfischerei in der Ostsee erfolgt mit zwei Kategorien von Fanggeräten:

- (1) Schleppnetze (aktive, geschleppte Geräte),
- (2) Reusen oder Bundgarne und Kiemennetze (stehende oder passive Geräte).

Obwohl die stehenden Geräte entlang der gesamten Ostseeküste für die örtlichen Heringsfischereien eine große Bedeutung haben, erbringt insgesamt die Trawlfischerei den Hauptanteil der internationalen Heringsfänge aus der Ostsee.

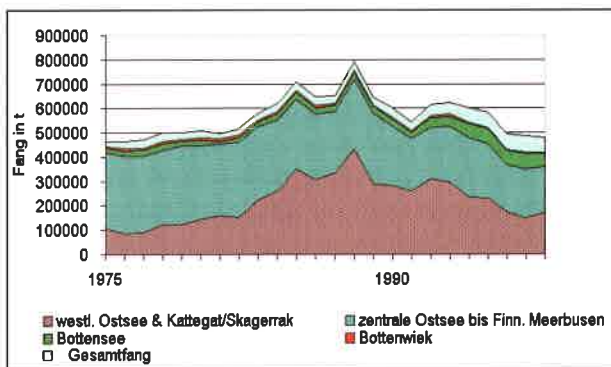


Abb. 2: Heringsfänge aus der Ostsee und benachbarten Gebieten in Tonnen nach Bestandseinheiten, 1975 – 2000.

Die in Abbildung 2 dargestellte Fangentwicklung ab 1975 zeigt für den Gesamtfang einen zeitweilig positiven Trend (bis 1989), der aber nur durch angestiegene Fänge im zusammengefassten Bereich der westlichen Ostsee mit Kattegat und Skagerrak im Zeitraum von 1983 bis 1995 hervorgerufen wird. Wie oben angemerkt, wandert der Frühjahrshering der westlichen Ostsee zur Nahrungsaufnahme bis in die Nordsee und wird auch zusammen mit den dort heimischen Herbstlaichern gefangen. Die für diese Bestandseinheit angegebenen Fänge bestehen über-

wiegend aus den Ostsee-Frühjahrsheringen, enthalten vermutlich dennoch auch einen geringen Anteil anderer Heringe. Aber auch die Fänge dieses Gebietes zeigen in den Jahren nach 1995 einen erkennbaren Rückgang. Ganz deutlich sinken die Fänge in der Bestandseinheit 25-29 und 32, die fast die gesamte eigentliche Ostsee umfasst. Darum zeigt die Zusammenfassung der Fänge aus der Ostsee (ohne 22-24+IIIa) ab 1980 auch eine deutlich negative Entwicklung, obwohl im Untergebiet 30 in den letzten Jahren eine positive Fangentwicklung eintrat.

Bis in die jüngste Zeit war die Meinung weit verbreitet, die Heringsvorkommen der Ostsee seien sehr groß und untergenutzt. Der Fangrückgang seit Anfang der 1990er Jahre ist ganz sicher auch ein Zeichen für abnehmende Intensität der Heringsfischerei, vor allem in den östlichen Ostsee-Anrainerstaaten nach den dort stattfindenden politischen und wirtschaftlichen Veränderungen. Aber abgesehen davon zeigen jetzt die Ergebnisse der internationalen Heringsforschung deutliche Veränderungen in den Heringsbeständen der Ostsee, die es vor dem Hintergrund der angestrebten nachhaltigen Nutzung der Ostsee-Fischbestände richtig zu deuten gilt.

Dorsch

Für die westlichen Ostseeanrainerländern Dänemark, Deutschland und Schweden ist der Dorsch zweifellos schon seit den 1970er Jahren der wichtigste Wirtschaftsfisch aus der Ostsee. Für die Fischereien auch der östlichen Anrainerländer wuchs in den Jahren nach der politischen Wende die wirtschaftliche Bedeutung des Dorsch stark an. Nur für die Fischereien Finnlands und Estlands ist er, aufgrund von nur zeitweilig und damit ausnahmsweise stärkeren Vorkommen in deren Gewässern, von überwiegend geringer Bedeutung. Dorsch wird bisher vorrangig mit Schleppnetzen gefangen, obwohl sich seit den 1970er Jahren die Dorschfischerei mit feingarnigen Kiemennetzen deutlich entwickelt hat. Angelfischerei mit Langleinen auf Dorsch, eine vergleichsweise nachhaltige und umweltfreundliche Methode, wird bisher in sehr geringem Umfang ausgeübt.

Die Fangentwicklung zeigt seit 1970 starke Schwankungen. Um 1970 war der Fischereiaufwand, gericht-

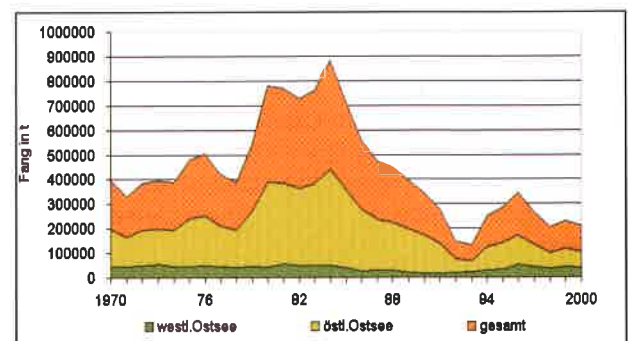


Abb. 3: Dorsch, Fangentwicklung in der gesamten Ostsee seit 1970.

tet auf den Ostseedorsch, vergleichsweise gering. Erst etwa gleichzeitig mit einem kurzzeitigen deutlichen Anwachsen des Dorschbestandes um 1978/79, das ab 1984 von einem starken Abfall der Bestandsgröße gefolgt war, stieg der Fangaufwand beträchtlich an, und er liegt bis heute auf ähnlich hohem Niveau bei vergleichsweise niedrigen Anlandungen. Der Gesamtfang an Dorsch ist in seiner Höhe deutlich vom Fang in der östlichen oder zentralen Ostsee abhängig. Hier traten im Betrachtungszeitraum die größten Schwankungen auf. Aber auch in der westlichen Ostsee gab es zwischen 1986 und 1993 ein deutliches Fangtief. Als wichtiger Einfluss auf die Gesamtentwicklung bleibt festzuhalten, dass Fangkapazität und Fangaufwand für Ostseedorsch, trotz stark zurückgegangener Fänge, seit 1979 bis heute wesentlich über dem Niveau der Jahre davor liegen. Dementsprechend kann eine relative Wirtschaftlichkeit der Dorschfischerei heute nur noch bei hohen Marktpreisen gehalten werden.

Zwischen den beiden Teilgebieten der Ostsee sind deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Fangerträge erkennbar, und der Gesamtertrag wurde bisher vor allem durch den Anteil aus der östlichen Ostsee bestimmt. Dadurch wirken sich die starken Schwankungen in diesem Teil der Ostsee entsprechend auf den Verlauf der oben gezeigten Fangkurve aus.

Sprotte

Kommerzielle Sprottenfischerei wird in der Ostsee nur mit Schleppnetzen ausgeübt, die mit feinmaschigen Sterten ausgerüstet sind. Diese Fischerei findet vor allem in einiger Entfernung von der Küste statt, wo die Sprotten Schwärme im Freiwasser bilden.

Auf einen Zeitraum relativ hoher Sprottenfänge in der Größenordnung zwischen etwa 130.000 t und 250.000 t zum Beginn der 1970er Jahre folgte danach von 1979 bis 1990 ein deutlicher Niedergang der Fischerei auf diese Art in der Ostsee mit einem Tiefpunkt bei rund 37.000 t im Jahr 1983. Ab 1991 stiegen die Fänge sehr schnell und stark an und erreichten mit 529.000 t 1997 einen vorläufigen Höhepunkt. Zum Ende der 1970er Jahre erfolgte ein starker Rückgang der für die Fischerei zugänglichen Sprottenvorkommen. Gleichzeitig wurde ab 1979 ein Teil der vorher auch im Sprottenfang eingesetzten internationalen Fangkapazitäten auf den Dorsch verlagert, dessen Vorkommen unerwartet angewachsen war. Damit war der Rückgang der Sprottenfänge zunächst eingeleitet. Von 1980 bis 1985 wurde dann aufgrund eines ganz eindeutig stark zurückgegangenen Sprottenbestandes in der Ostsee, dem wissenschaftlichen Ratschlag des ICES folgend, durch die Internationale Ostseefischereikommission eine starke Senkung des TAC (erlaubter Jahresgesamtfang) vorgenommen. In diesen Jahren wurde die Sprottenfischerei tatsächlich stark zurückgefahren und große Anteile der deutlich geringeren Anlandungen waren Beifänge an Sprotten im Heringsfang, vor allem in der nördlichen Ostsee.

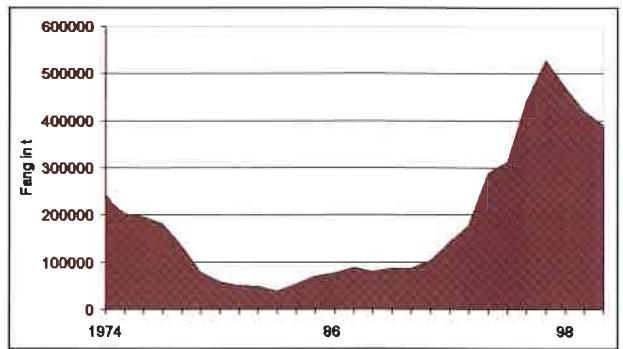


Abb. 4: Entwicklung der Sprottenfänge aus der Ostsee.

Ab 1991 stiegen die Sprottenfänge aus der Ostsee sehr schnell bis auf vorher nicht erreichte Werte an. Hintergrund dieser geradezu rasanten Fangsteigerung war eine Neuausrichtung der schwedischen Kutterfischerei auf eine sogenannte Industriefischerei, die den wieder angewachsenen Sprottenbestand der Ostsee nutzt. Die schwedischen Fänge werden ausschließlich für die Herstellung von Fischmehl und Fischöl verwendet. Diese Entwicklung ist aber nicht unumstritten.

Im Osten Deutschlands, in der damaligen DDR, wurde in den 1960er Jahren eine intensive Fischerei auf Sprotte in der Ostsee betrieben, deren Jahresfang 1966 21.174 t erreichte. In dieser Fischerei waren bis dahin vom späten Frühling bis in den Sommer Kutter mit pelagischen Schleppnetzen im Zweiergespann eingesetzt. Die Fänge sollten eigentlich der menschlichen Ernährung dienen. Die hohen Fangmengen konnten jedoch nicht immer entsprechend verarbeitet werden und endeten mangels einer Fischmehlfabrik teilweise als Dünger auf Äckern Rügens. Im Winter 1966/67 wurde erstmalig vom damaligen Fangbetrieb in Saßnitz eine sogenannte Flottillenfischerei in den nördlichen Teilen der eigentlichen Ostsee, nördlich Gotlands, aufgenommen, bei der Kutter als Fänger eingesetzt waren, die ihren Fang an ein Gefrier-Schiff übergaben. Diese Fischereiart wurde in ähnlicher Weise über mehrere Jahre im Winter im gesamten Gotland-Becken bis gegen Ende der 1970er Jahre erfolgreich fortgeführt und löste die Sprottenfischerei im Frühjahr/Sommer ab. Ein Teil der qualitativ hochwertigen Fänge wurde zeitweilig sogar nach Norwegen exportiert. Ganz ähnlich fischten auch Fang-Flottillen der damaligen Sowjetunion und Polens in diesen Jahren in der Ostsee auf Sprotte. Die Fänge dieser Fischereien dienten ausschließlich der menschlichen Ernährung.

Lachs

Lachs wird in der Ostsee vorwiegend mit Kiemennetzen in Form von Treibnetzen und durch eine Langleine/Angelfischerei auf der offenen See gefangen. In deutlich geringerem Umfang wird Lachs in den Küstengewässern auch mit Reusen und nur gelegentlich mit Stellnetzen gefangen. In der pelagischen Schleppnetzfisherei auf Hering und Sprotte tritt Lachs in geringem Umfang als Beifang auf. Daneben

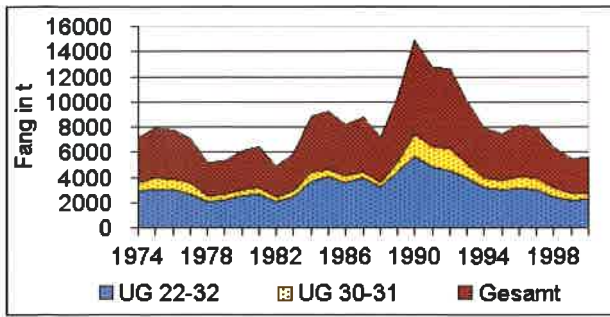


Abb. 5: Lachsfänge aus der Ostsee.

ist der Lachs ein beehrtes Fangobjekt der Sport- oder Freizeitfischerei. Freizeitfischerei ist dadurch gekennzeichnet, dass sie kaum Angelgeräte verwendet, sondern vorwiegend Netze und Reusen einsetzt. Besonders in der zentralen Ostsee wurden im Zeitraum von 1984 – 1997 die Fänge auf ein überdurchschnittliches Niveau gesteigert.

Bestandsentwicklung

Hering

Für die seit Jahren stark rückläufige deutsche Heringsfischerei in der Ostsee ist zur Zeit nur der Heringsbestand in der westlichen Ostsee von wirklicher Bedeutung. Dieser Bestand wurde aufgrund methodischer und mit Daten verbundener Probleme von 1994 bis 2001 in seiner Größe nicht vom ICES abgeschätzt. Obwohl Nachwuchsuntersuchungen auf einen Rückgang der Bestandsgröße um die Mitte der 1990er Jahre hindeuten, wird davon ausgegangen, dass er sich zusammen mit den Frühjahrsheringen des Übergangsbereiches zur Nordsee inzwischen wieder auf ein durchschnittliches Niveau, etwa in der Größenordnung des Anfangs der 1980er Jahre, entwickelt hat.

Die Biomasse der Heringspopulationen der eigentlichen Ostsee, zwischen Bornholm und dem Finnischen Meerbusen, zeigt seit etwa 1976 einen fast stetigen Rückgang, wie Abb. 6 zeigt. Bei den in dieser Abbildung dargestellten Zahlen handelt es sich um Untersuchungs- und Berechnungsdaten, die sich auf ein vielfältig zusammengesetztes Gemisch unterschiedlicher Heringspopulationen beziehen. Dieser Datenhintergrund bewirkt, dass das Ergebnis ihrer graphischen Darstellung kaum eindeutig interpretierbar ist.

Der Versuch einer teilweisen Interpretation wird dennoch im folgenden unternommen.

Bei diesem Bestand zeigen Laicherbestandsbiomasse und Gesamtbiomasse ab 1983, trotz bis 1985 andauernder, mehrjährig hoher Rekrutenanzahl, einen starken Rückgang. Dieser setzt sich bis 1998 kontinuierlich fort. Ab 1986 traten dann auch nur noch Nachwuchsjahrgänge auf, die um den Mittelwert pendelten. Starke Jahrgänge fehlen offensichtlich seitdem. Die internationalen Daten zur Bestandsuntersuchung zeigen seit Beginn der 1980er Jahre einen deutlichen Rückgang des Wachstums nicht nur bei diesem Heringsbestand.

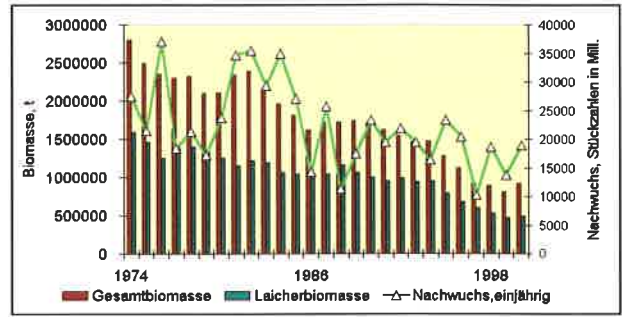


Abb. 6: Entwicklung des Heringsbestandes der zentralen Ostsee.

Dadurch ist zumindest teilweise der Rückgang der Bestandsbiomassewerte erklärbar.

Auffällig ist, dass ab Mitte der 1980er Jahre dann keine wirklich starken Nachwuchsjahrgänge durch diesen Bestand produziert wurden. Es ist nicht auszuschließen, dass dabei ein Zusammenhang mit dem Wachstumsrückgang besteht. Dieser Zusammenhang ist bisher aber nicht nachgewiesen. Ein deutlicher und fast ununterbrochener Rückgang der Laicherbiomasse um mehr als 50% in den Jahren zwischen 1974 und 1998 ist auf jeden Fall alarmierend und fordert zu Reaktionen bezüglich der Fangregulierung auf. Es gibt keine Anzeichen für eine Trendwende, so dass für die kommenden Jahre mit einer weiteren Verkleinerung des Bestandes gerechnet werden muss.

Der Bottnische Meerbusen, dessen Verbindung zur übrigen Ostsee auf die enge und auf eine geringe Meerestiefe ansteigende Ålandsee im Süden begrenzt ist, unterteilt sich etwa in seiner Mitte, bei einer „Quarken“ genannten geologisch ähnlich gestalteten Verengung, in zwei mit 30 und 31 bezifferte Untergebiete. In diesen Verbreitungsgebieten leben zwei als unterschiedlich betrachtete Populationen des Frühjahrshering. Ganz anders als in der zentralen Ostsee verlief die Bestandsentwicklung beim Hering des südlichen Bottnischen Meerbusens, zumindest seit 1984. Dieser Bestand hat sich, trotz deutlich wechselnder Nachwuchsjahrgangsstärken, bis in das Jahr 1994 hinein positiv entwickelt. Erst danach begann auch bei ihm ein Abfall der Biomassen, die aber immer noch deutlich über den Anfangswerten der Zeitreihe liegen. Auch für diesen Heringsbestand

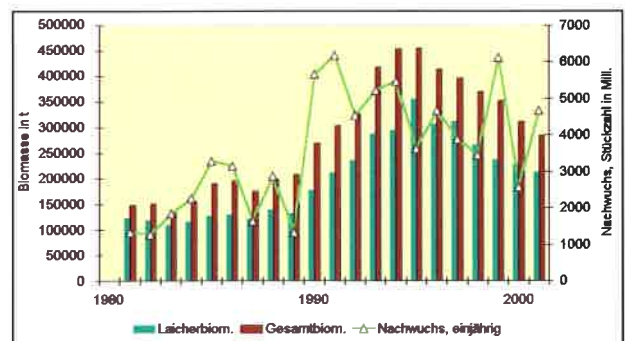


Abb. 7: Entwicklung des Heringsbestandes im südlichen Bottnischen Meerbusen.

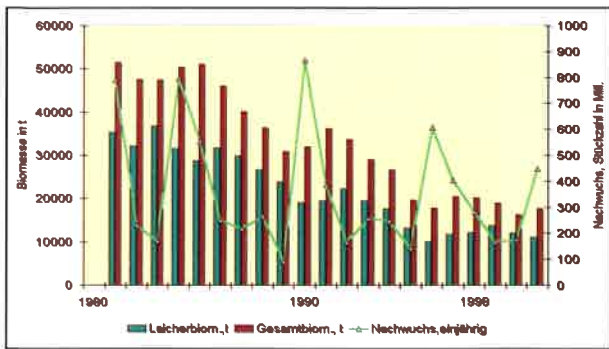


Abb. 8: Entwicklung des nördlichsten Heringsbestandes der Ostsee.

liegen seit Anfang der 1980er Jahre Hinweise über einen Wachstumsrückgang vor.

Die Entwicklung des Heringsbestandes im nördlichsten Zipfel der Ostsee zeigt von 1980 bis Mitte der 1990er Jahre einen Abfall. Der vergleichsweise kleine Heringsbestand dieses Gebietes zeigte nach den vorliegenden Daten im Beobachtungszeitraum einen Wechsel von schwachen über mittlere bis hin zu starken Nachwuchsjahrgängen. In dieser eigentlich nicht ungünstigen Situation ging dennoch die Biomasse an Hering deutlich zurück. Vermutlich hat auch hier ein Wachstumsrückgang eine Bedeutung, kann aber wahrscheinlich nicht als alleinige Ursache angesehen werden. Die zeitweilig intensive Fischerei, insbesondere zwischen Mitte der 1980er und Mitte der 1990er Jahre, lässt aber auch die Vermutung zu, hohe Fangentnahmen hätten darauf einen Einfluss.

Dorsch

Die Abbildung 9 zeigt uns die Entwicklung von Laicherbestand und Nachwuchs beim Dorsch der westlichen Ostsee, wie sie von der ICES - Arbeitsgruppe zur Abschätzung der Ostseefischbestände errechnet wurde. Man erkennt für die meisten der erfassten Jahre einen recht engen Zusammenhang zwischen Nachwuchs und Bestandsgröße. Daraus kann man durchaus einen starken Einfluss der Fangentnahme ableiten, die auch bei starkem Nachwuchs keinen andauernden Bestandsanstieg zulässt.

Bei vielen Fischarten wird eine Abhängigkeit der zahlenmäßigen Größe der produzierten Nachwuchsjahrgänge von der Größe des jeweiligen Laicherbestandes

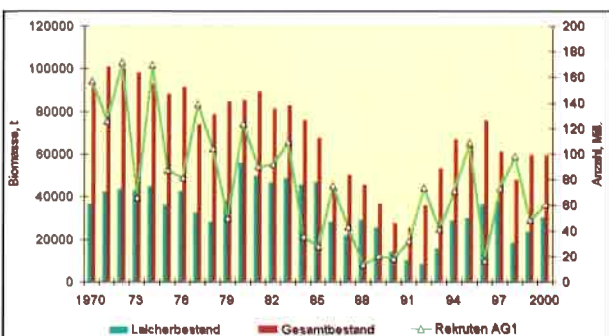


Abb. 9: Entwicklung des westlichen Dorschbestandes.

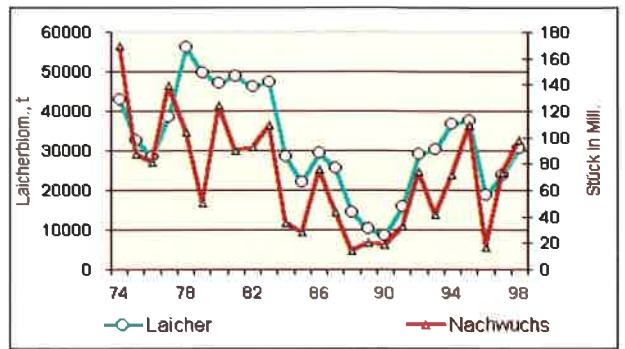


Abb. 10: Entwicklung Nachwuchs aufkommen und Laicherbiomasse des Dorschbestandes, westliche Ostsee.

des angenommen. Umgekehrt hängt die Größe des Laicherbestandes von der Anzahl der das Laichfischalter erreichenden Fische und damit von der Stärke der Nachwuchsjahrgänge und von deren Überleben ab. Die Abbildung 9 deutet bereits auf diesen Zusammenhang hin, der aber in der nachfolgenden Abbildung 10 richtig deutlich wird. Hier ist die Stärke eines Nachwuchsjahrganges der jeweiligen Stärke des Laicherbestandes zwei Jahre später gegenüber gestellt, wenn der vorher geborene Nachwuchs den Laicherbestand auffüllt.

Aktuelle Untersuchungen im Institut für Ostseefischerei Rostock (Bleil & Oeberst, in „Jahresbericht der Bundesforschungsanstalt für Fischerei 2001“) weisen für den Dorsch der westlichen Ostsee deutliche Einflüsse von Kondition und Alter der Laicher auf den Reproduktionserfolg nach.

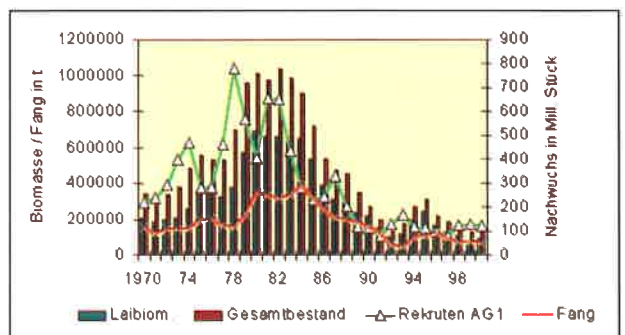


Abb. 11: Entwicklung des östlichen Dorschbestandes.

Die sieben Jahre zwischen 1979 und 1986 können für den Dorschbestand der zentralen Ostsee als Ausnahmejahre mit einer ungewöhnlichen Bestandsstärke betrachtet werden. Die Abbildung 11 zeigt, dass unmittelbar vor diesen Jahren und auch noch während dieser Jahre der Zugang an Nachwuchs zum Bestand überwiegend stark bis sehr stark war. Mehrere extrem starke Nachwuchsjahrgänge führten innerhalb weniger Jahre zu einer starken Zunahme der Dorschpopulation in der gesamten östlichen Ostsee. Auf diese Entwicklung reagierte die Fischerei sehr schnell und steigerte ihren Fang von 1978 bis 1980 von rund 200.000 t auf rund 400.000 t (Abb. 3). 1984 wurden sogar 450.000 t angelandet. Als das

Nachwuchsaufkommen ab 1983 dauerhaft wieder auf mittlere Werte absank, ging der Dorschfang-“boom“ ab 1986 wieder ebenso schnell seinem Ende entgegen. Die nachfolgende Abbildung 12 zeigt die deutliche Abhängigkeit des adulten Dorschbestandes von dem vorhergehenden Nachwuchsaufkommen auch bei der östlichen Dorschpopulation.

Für den Dorsch der östlichen Ostsee lässt sich mit den bisherigen Methoden die Stärke des jeweiligen Nachwuchsjahrganges im Gegensatz zur westlichen Ostsee erst im Alter von zwei Jahren mit einiger Sicherheit feststellen. Das hängt vor allem mit dem langsameren Wachstum des Dorschs in diesem Teil der Ostsee und der Verteilung der Jungfische zusammen.

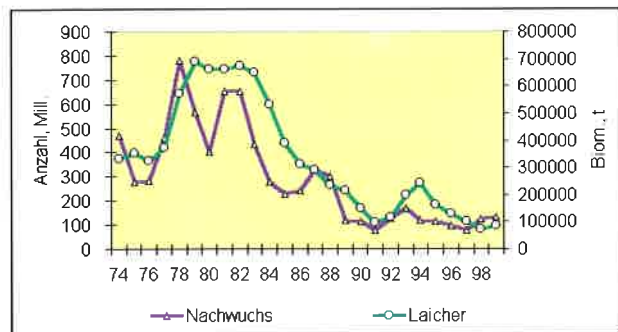


Abb. 12: Nachwuchsaufkommen zweijährig und Laicherbiomasse ein Jahr später, Dorschbestand östliche Ostsee.

men. Die Abbildung 12 zeigt nicht nur die Abhängigkeit der Laicherbestandsbiomasse von der Stärke der Nachwuchsjahrgänge jeweils in den Jahren davor. Sie zeigt auch, dass sich bei einem Aufkommen starker Jahrgänge diesen dann nachfolgende schwache Jahrgänge nicht sofort auf die Biomasse des Laicherbestands auswirken müssen. Daraus lassen sich Regelungen für die Fischerei ableiten, die längerfristig wirksam sein könnten.

Sprotte

Die Abbildung 13 zeigt für den Sprottenbestand nach einem Tief zwischen 1979 und 1988 für die 1990er Jahre eine sehr positive Entwicklung. Damit bildet dieser kommerziell genutzte Fischbestand der Ostsee zur Zeit eine positive Ausnahme. Das ist um so bemerkenswerter, als die fischereiliche Nutzung der

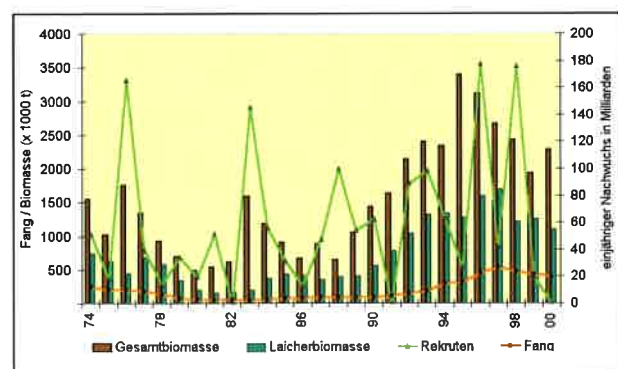


Abb. 13: Entwicklung des Sprottenbestandes der Ostsee.

Ostseesprotte gerade seit Beginn der 1990er Jahre zu steigen begann und innerhalb weniger Jahre Fänge in Rekordhöhe erreichte (Abb. 4). Der Sprottenfang hatte vorher, parallel zur Entwicklung des Laicherbestandes, zwischen 1979 und 1990 ein Minimum erreicht. Die Parallelität dieser Entwicklung zur Entwicklung der Dorschfischerei und des Dorschbestandes ist augenfällig.

Zu diesem Phänomen soll weiter unten Stellung genommen werden. Eine weitere Auffälligkeit bei der Entwicklung des Sprottenbestandes sind die außerordentlich starken Schwankungen der Stärke der Nachwuchsjahrgänge. Diese deuten auf große Einflüsse von Umweltbedingungen auf das Überleben des Sprottennachwuchses.

Lachs

Für den Lachs gibt es keine vergleichbaren detaillierten Berechnungen von Bestandsgrößen, wie sie für die rein marinen Arten Hering, Dorsch und Sprotte vorliegen. Hauptsächlich ist das in der ganz anders garteten Lebensweise des Lachs, als Wanderer zwischen Süßwasser und Meer, begründet. Dennoch gibt es Abschätzungen der Populationsgrößen, die eindeutig auf eine negative Entwicklung seit längerer Zeit hindeuten. Einer der Hauptgründe ist die oben erwähnte Zerstörung von Laichmöglichkeiten. Ein ernstes Problem ist eine erst vor etwa 30 Jahren erstmalig aufgetretene Erkrankung des Ostseelachs, die als M74 bezeichnet wird. Dieser Name setzt sich aus dem schwedischen Wort Miljö für Umwelt und dem Jahr des Bekanntwerdens der Erkrankung (1974) zusammen. Die Erkrankung von davon betroffenen Laichfischen führt zum völligen Ausfall von Nachwuchs bei solchen Elternfischen. Die Ursachen der Erkrankung, die augenblicklich wieder rückläufig zu sein scheint, sind immer noch nicht völlig geklärt. Die Krankheit wird aber in Zusammenhang mit Umweltfaktoren gebracht. Sie kann auch Meerforellen, als nahe Verwandte des Lachs, befallen.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Wie wir aus den durch internationale Datensammlung erarbeiteten Ergebnissen der ICES-Arbeitsgruppen ableiten können, hat es bei den von der Fischerei in besonderem Maße genutzten Fischarten in den letzten rund 30 Jahren mehr oder weniger ausgeprägte Schwankungen in der Populationsgröße und auch ganz deutlich im Fischereiertrag gegeben. Natürlich bestehen zwischen Populationsgröße und Fischereiertrag und auch umgekehrt Zusammenhänge. Solche gegenseitigen Einflüsse sind aber nicht immer direkt und auch von Fischart zu Fischart unterschiedlich.

Beim **Hering** der Ostsee zeigt sich, trotz einer Vielzahl weitgehend eigenständiger Populationen, insgesamt ein seit fast 20 Jahren anhaltender Bestands-

rückgang, der durch eine Verkleinerung der Biomassen in der zentralen Ostsee hervorgerufen wird. Dies ist ein ernst zu nehmendes Phänomen, dessen Ursachen noch ungeklärt sind. Auch wenn der besonders schnellwüchsige Frühjahrshering der westlichen Ostsee und ein Teil der Heringe des Bottnischen Meerbusens nicht den gleichen kontinuierlichen Bestandsrückgang zeigen, hat es über nunmehr fast zwei Jahrzehnte eine deutlich negative Entwicklung der gesamten Biomasse an Ostseehering gegeben. Die Fangentnahmen an Jungfischen durch die Fischerei, besonders in länger zurückliegenden Jahren, könnten auch einen Anteil daran haben. Es deutet sich aber als eine mögliche Ursache dafür vor allem ein Wachstumsrückgang beim Hering an. Seit einer Reihe von Jahren sinken sowohl die mittlere Länge der Altersgruppen der Heringe in der zentralen Ostsee als auch deren mittleres Gewicht. Worin die Ursachen für eine solche kontinuierliche Wachstumsveränderung liegen, ist ebenfalls noch ungeklärt. Alle bisher unternommenen Versuche einer Erklärung waren nur teilweise wissenschaftlich untermauert.

Aber vieles spricht dafür, dass Veränderungen im Nahrungsnetz, zum Beispiel durch den absinkenden Salzgehalt mangels Salzwassereintrüben aus der Nordsee, großen Einfluss darauf haben.

Der Dorschbestand in der östlichen Ostsee hat seit Mitte der 1980er Jahre eine geradezu dramatische Entwicklung durchgemacht. Der Abfall seiner Biomasse erreicht Werte, die deutlich unter dem Niveau liegen, das vor dem mehrjährigen Anstieg etwa 10 Jahre zuvor zu beobachten war. Es hat den Anschein, dass dieser Dorschbestand inzwischen auf ein Rekordtief abgesunken ist, wie es möglicherweise vorher kaum erreicht wurde. Wenn man diese Bestandsentwicklung in Beziehung zu der Fangentwicklung seit Ende der 1970er Jahre setzt, wird deutlich, dass die Fischerei ganz offensichtlich einen Anteil an dieser Entwicklung hatte. Die Abbildung 11 zeigt deutlich, dass ab 1984 ein Rückgang des Nachwuchsaufkommens beim östlichen Dorsch eingesetzt hatte. Die Biomassen gingen schon 1984, dem Jahr des Fanghöhepunktes, zurück. Die Fänge sanken aber erst 1990 auf das Niveau der ersten Hälfte der 1970er Jahre ab, nachdem inzwischen die Biomassen unter das damalige Niveau gesunken waren. Das bedeutet, dass sich die Fänge erst mit deutlicher Verspätung der Bestandsentwicklung anpassten. Das Bestandsniveau der ersten Hälfte der 1970er Jahre hat der östliche Dorsch seitdem nicht mehr erreicht. Die letzten überdurchschnittlichen Nachwuchsjahrgänge waren die von 1985 und 1986. Eine der wesentlichen Ursachen für den Bestandsrückgang bei der östlichen Dorschpopulation bleibt aber das seit dem Jahrgang 1987 anhaltend äußerst niedrige jährliche Nachwuchsaufkommen. Ursache dafür ist das Ausbleiben starker Einbrüche von Nordseewasser in die Ostsee, so dass die tiefen Becken mit stagnierendem, sauerstofffreiem und zunehmend

salzärmerem Wasser ausgefüllt sind. Als einziger relativ stabiler Laichplatz ist das Bornholmbecken verblieben, in dem die geeigneten Laichbedingungen auf ein geringes Wasservolumen beschränkt sind und immer mehr schrumpfen. Diese Situation zieht nach sich, dass der immer kleiner werdende Bestand an Laichdorschen sich auf immer kleinerem Raum konzentriert und damit die Gefahr entsteht, dass in diesem Fall ein Grundfischbestand bis auf minimale Reste abgefischt werden kann.

Eine grundlegende Verbesserung der Situation bei diesem Bestand ist wohl nur zu erwarten, wenn sich die Bedingungen für das Laichen des Dorsch, für das Überleben der Eier und der daraus schlüpfenden Larven durch einen sehr starken Einstrom salz- und sauerstoffreichen Wassers aus der Nordsee in die tiefen Becken der Ostsee deutlich verbessern.

Die Situation beim Dorsch der westlichen Ostsee

ist nicht so ungünstig wie bei dem östlichen Bestand. Auch in diesem Teil der Ostsee gingen zwischen 1986 und 1992 sowohl Gesamtbiomasse als auch Laicherbiomasse des Dorsch stark zurück. Dadurch, dass aber ab 1992 wiederholt relativ gute Nachwuchsjahrgänge aufkamen, ist der Bestand wieder angewachsen. Dieser Bestand hatte von 1970 bis 1976 eine Periode mit besonderer Bestandsstärke. Er machte nicht zur gleichen Zeit wie der östliche Bestand in den Jahren 1977 bis 1980 eine besonders positive Entwicklung durch, war aber um 1980 herum auch noch stark. In den 1990er Jahren hat er jedoch nicht wieder das Niveau der Jahre zwischen 1970 und 1984 erreicht.

Wie eingangs bemerkt wurde, hat die Internationale Ostseefischereikommission die Aufgabe, für eine nachhaltige Fischerei in der Ostsee zu sorgen. Für die Bewertung der von ihr angewandten Maßnahmen zur Fangregulierung beim Dorsch ist darauf hinzuweisen, dass als wichtigste Maßnahme die Festlegung der alljährlich erlaubten Fangentnahme bis heute als ein Wert für die gesamte Ostsee erfolgt. Dass eine solche Vorgehensweise nicht zum angestrebten Ziel führt, wird aus der zur Zeit völlig unterschiedlichen Entwicklung der beiden Dorschpopulationen der Ostsee offensichtlich. In der Vergangenheit hat der westliche Bestand entsprechend seiner Größe im Mittel einen Anteil von etwa einem Drittel am Gesamtfang erbracht. Gegenwärtig konzentriert sich die Fischerei, wegen des Rückganges des östlichen Bestandes und der in den Becken der zentralen Ostsee fehlenden Laichdorsch-Konzentrationen, zunehmend auf den westlichen Dorschbestand und ist auf dem besten Wege, diesen Bestand zu überfischen.

Die **Sprotte** der Ostsee hat seit 1990 eine sehr positive Bestandsentwicklung durchgemacht. Seit 1993 befindet sich der Bestand auf einem Niveau, wie es vorher seit 1974 nicht beobachtet wurde. Die Nach-

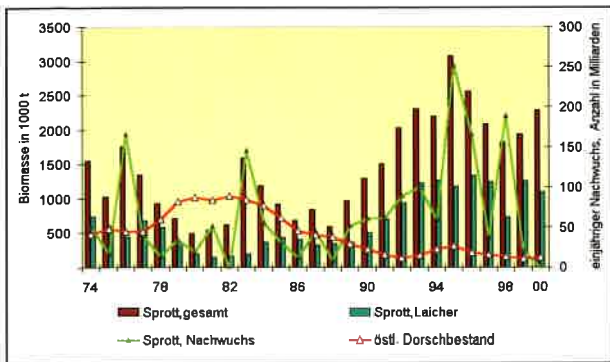


Abb. 14 Entwicklung von Sprottenbestand und östlichem Dorschbestand (Laicher).

wuchsjahrgänge zeigen bei der Sprotte im gesamten Beobachtungszeitraum sehr starke Schwankungen. Vor allem die Größe des Gesamtbestandes wird in Jahren mit starkem Nachwuchs deutlich positiv beeinflusst, während der Laicherbestand, die um mindestens ein Jahr älteren Fische, in seiner Biomasse auch ein Jahr später unbedingt zunimmt. Beispiele dafür sind die starken Jahrgänge von 1975, 1982 und 1987. Diese Beobachtung gilt zumindest für die Periode zwischen 1974 und 1990. Nach 1990 hat sich ein anderes Bild eingestellt, der Sprottenlaicherbestand nimmt bis 1997 kontinuierlich zu. Eine Erklärung zu diesen unterschiedlichen Entwicklungsperioden kann die Abbildung 14 geben.

Abbildung 14 zeigt deutlich eine Beziehung zwischen dem Bestand an adulten Dorschen in der östlichen Ostsee als Räuber und ihrem wichtigsten Beutefisch, der Sprotte. Diese Beziehung wird bei der teilweise im Rhythmus des Nachwuchsaufkommens schwankenden Gesamtbiomasse, die alle Sprotten ab Altersgruppe 1 umfasst, auf den ersten Blick nicht so deutlich. Bei der Biomasse der Sprotten-Laicher, zu denen Fische ab Altersgruppe 2 und älter gezählt werden, wird dieser Zusammenhang aber deutlich sichtbar. Während nach 1978 der Laicherbestand trotz mehrerer vorangegangener starker Nachwuchsjahrgänge absank und auch die starken Jahrgänge 1982 und 1983 kaum positive Wirkung zeigten, wuchs der Sprottenbestand nach dem Niedergang des Dorsch ab 1990 stetig an. Darauf hatte die Stärke des Nachwuchses weniger deutlichen Einfluss. Es wird bei diesen Daten die sogenannte „Sprotten–Dorsch-Schaukel“ sichtbar, die schon früher beschrieben wurde (Popiel, 1983, mündl. Mitteilung). Aber im Verlauf der 1990er Jahre hat sich auch der Einfluss der stark angestiegenen Sprottenfänge bemerkbar gemacht. Trotz hoher Nachwuchsraten in den Jahren 1995, 1996 und 1998 stieg der Laicherbestand nicht weiter an und ging kurzzeitig sogar etwas zurück.

Der Sprottenbestand ist zur Zeit auf einem sehr hohen Niveau, wird aber auch in vorher nicht beobachtetem Maße befischt. Da es sich dabei vorwiegend um eine Industriefischerei handelt, die einen vorläufig noch steigenden Bedarf an tierischem Eiweiß zur Futtermittelherstellung befriedigt, ist inzwi-

schon ein wirtschaftlicher Druck im Interesse der Erhaltung eines hohen Fangniveaus entstanden. Das steht einer vorsichtigen Bewirtschaftung dieser Ressource entgegen. Vor allem, wenn es kurzfristig zu einem starken Nachwuchsaufkommen beim östlichen Dorsch kommen sollte, ist ein starker Sprottenbestand als Nahrungsgrundlage für die dann heranwachsenden Dorsche Voraussetzung für den Wiederaufbau des Bestandes.

Für den **Ostseelachs** ist zur Zeit weniger die zahlenmäßige Größe des Bestandes ein Problem, sondern der vorläufig immer noch abnehmende Anteil an Wildfischen mit ihrem genetischen Potential, die auf natürliche Weise in einem Lachsfluss als Nachkommen ebenso aufgewachsener Elternfische aufgewachsen sind. Die Lösung dieses Problems ist aber von der Internationalen Ostseefischereikommission in Zusammenarbeit mit der HELCOM (Helsinki-Ostsee-Umweltkommission) und anderen Partnern mit einem großen Wiederaufbau-Programm für den Ostseelachs in Angriff genommen worden.

Insgesamt gesehen ist die Situation der kommerziell genutzten Ostsee-Fischbestände teils kritisch bis sehr kritisch. Dennoch schneidet die Ostsee bei einem Vergleich zu anderen Meeren immer noch positiv ab, und internationale Anstrengungen zur Verbesserung der Situation sind deutlich erkennbar. Erfolge dieser Anstrengungen werden nicht zuletzt auch von der Lösung von Umweltproblemen und der Lösung sozioökonomischer Probleme in Verbindung mit der Fischerei in den Anrainerländern der Ostsee abhängen.

Literatur

- Rechlin, O. (1975): Untersuchungen zur Biologie des Sprotts (*Sprattus sprattus* L.) und zur Entwicklung der Sprottenfischerei in der östlichen und nördlichen Ostsee. Fisch. Forsch. 13(1): 69 – 79.

Ursachen großer Bestandsveränderungen bei Meeresfischen in der Ostsee

Dietrich Schnack

Einleitung

In dem vorangehenden Beitrag dieses Bandes von Rechlin über die Situation der kommerziell genutzten Fischbestände der Ostsee wird deutlich, welche gewaltigen Änderungen in den Fischerei-Erträgen und den Beständen der Meeresfische in der Ostsee auftreten können. Um ein Verständnis für diese Bestandsveränderungen zu erhalten, müssen wir uns mit den besonderen Lebensbedingungen der Meeresfische in der Ostsee, mit ihrer artspezifischen ökologischen Einbindung in das System, ihrer Fortpflanzungsbiologie und den Räuber-Beute-Beziehungen einschließlich der Wirkung der Fischerei befassen.

Fischarten an der Grenze ihres Lebensraums

Die Zusammensetzung und Verteilung der marinen Fischfauna ist in der Ostsee überwiegend von den hydrographischen Bedingungen, der Verbindung zur Nordsee, den Süßwasser- und Meerwassereinträgen und dem jahreszeitlichen Gang in den Temperatur- und Windbedingungen geprägt; diese führen zu charakteristischen regionalen und vertikalen Gradienten in Salzgehalt und Temperatur sowie zu Sauerstoffmangel im Tiefenwasser der Ostsee-Becken. Je nach Anpassungsfähigkeit und Toleranz gegenüber diesen hydrographischen Strukturen sind Arten aus dem benachbarten Meeres- und Süßwasserbereich unterschiedlich weit und tief in den Lebensraum Ostsee eingedrungen. Viele erreichen hier die Grenze ihres generellen Verbreitungsgebietes, so dass Veränderungen in den Umweltbedingungen und Fischereieinflüsse entsprechende Variationen in der Größe und Verteilung der Bestände durchaus erwarten lassen.

Variationen in den Lebensbedingungen

Veränderungen in den Umweltbedingungen treten sowohl als kurzzeitige und saisonale Fluktuationen sowie auch als markante unperiodische Langzeit-Variationen auf. Generell liegt die Ostsee mit ihrem nördlichen und östlichen Teil in einem winterkalten Kontinentalklima. Sie ist durch ihre Lage im Bereich der Polarfront durch starke Veränderlichkeit der meteorologischen Bedingungen geprägt, die in einem Zusammenhang mit großräumigen Luftdruckschwankungen, der sogenannten Nordatlantischen Oszillation NAO, stehen (Defant, 1985; Hagen, 1996). Variatio-

nen in der winterlichen Abkühlung, im Süßwasserzufluss und windabhängigen Einstrom salzreichen und sauerstoffreichen Wassers aus dem angrenzenden Nordseebereich sind charakteristische Elemente der Lebensbedingungen in der Ostsee. Nur besonders intensive Einstromereignisse dringen weit genug in die zentrale Ostsee vor, um die tiefen Becken der Ostsee mit Sauerstoff versorgen zu können. Außerdem muss das salzreiche Nordseewasser durch kalte Wintertemperaturen zuvor gut mit Sauerstoff angereichert sein (Hinrichsen et al., 2002). Die positive Wirkung solcher Einstromsituationen ist jedoch auch mit einem negativen Effekt verbunden: Mit der Erhöhung des Salzgehaltes im Tiefenwasser und Verstärkung des Gradienten im Salzgehalt zum darüber liegenden salzarmen Wasser ist auch eine verstärkte Stagnation des Tiefenwassers verbunden, d.h. ein weiterer Austausch wird nachfolgend erschwert und die Sauerstoffzehrung intensiviert. Die statistische Analyse großer Einstromereignisse hat gezeigt, dass meist 2 bis 12 dieser Ereignisse in einer Folge auftreten, verteilt über einen Zeitraum von 1-5 Jahren. Zwischen diesen Folgen sind 1-4 Jahre weitgehender Stagnation zu beobachten (Matthäus & Franck, 1992). Während der 1980er Jahre hat sich jedoch gezeigt, dass auch sehr viel längere Stagnationsperioden auftreten können, mit entsprechend starker Auswirkung auf die Lebensgemeinschaften in den tiefen Becken der zentralen Ostsee.

Große Bestandsveränderungen

Die meisten Fischarten der Ostsee bevölkern flache Küstenbereiche und Algenzonen. Es sind hier viele kleine Arten mit unterschiedlichen Formen der Brutpflege vertreten, die in dem reich strukturierten Lebensraum viele kleine lokale Bestände bilden, fischereilich nicht genutzt werden und in ihren Bestandsveränderungen nicht besonders auffällig, meist auch wenig untersucht sind. Unter den Meeresfischen gibt es nur wenige Arten, die in der offenen Ostsee wirklich große Bestände bilden, in ihrer Dynamik auffällig in Erscheinung treten und als Fischereiobjekte unter regelmäßiger Beobachtung stehen. Unter den Plankton zehrenden Schwarmfischen des Pelagials, d.h. des freien Wasserraumes, sind Hering und Sprott die vorherrschenden Arten in der Ostsee; unter den Grundfischarten bilden insbesondere die Dorsche große, fischereilich intensiv genutzte Bestände, die sich als Raubfische von größeren Tieren am Boden, aber auch von pelagischen Fischen

ernähren. Diese drei Arten tragen mehr als 90% zum Fischbestand und Fischereiertrag in der Ostsee bei. Innerhalb des Gesamtgebietes zeigen sie z.T. deutliche regionale Unterschiede in ihrer Bestandsentwicklung (vgl. Rechlin, in diesem Band). Insbesondere muss zwischen der westlichen und der zentralen Ostsee unterschieden werden, mit der Grenze etwa bei der Insel Bornholm. Dies ist auch der Grenzbereich zwischen zwei klar zu unterscheidenden Dorsch-Beständen der Ostsee, einem kleineren westlichen und einem größeren östlichen Bestand. Aufgrund sehr unterschiedlicher Entwicklungsbedingungen in beiden Teilgebieten soll dieser Beitrag sich auf die zentrale Ostsee, also das Seegebiet östlich von Bornholm konzentrieren.

Während der letzten 2 Jahrzehnte ist der Dorsch-Bestand der zentralen Ostsee von einem historischen Maximum in den frühen 80er Jahren zu einem historischen Minimum in den frühen 90er Jahren abgesunken und hat sich bisher noch nicht wieder erholt. In der gleichen Zeit ist der Sprott-Bestand von sehr niedrigen Werten in den 80er Jahren auf ein historisches Maximum Mitte der 90er angewachsen und zeigt gegenwärtig wieder einen abnehmenden Trend, der durch Daten aus den letzten beiden Jahren bestätigt wird. Abbildung 1 erlaubt einen Vergleich der Bestandsentwicklung für alle drei Arten. Die Ergebnisse basieren auf einer sehr ausführlichen rückwärtsgerichteten Mehrarten-Modellierung, mit Dorsch als Räuber, Sprott und Hering als Beute (Köster et al., 2001b). Häufig verwendete Einarten-Modellierungen liefern etwas abweichende Bestandswerte, zeigen aber sehr genau die gleichen Trends. Der Gesamtbestand an Herings weist vergleichsweise geringe Schwankungen auf, mit jedoch einem längerfristig abnehmenden Trend im Gewicht des Laichbestandes. Dieser basiert im wesentlichen auf einer generellen Abnahme der Individualgewichte in allen Altersklassen seit Beginn der 80er Jahre, die auf eine Reduktion im verfügbaren Nahrungsangebot zurückgeführt wird (Köster et al., 2001b). Regional treten allerdings auch bei den Herings größere Bestandschwankungen auf. Diese Art hat eine kleinräumige, komplexe Bestandsstruktur und bildet im gesamten Ostseeraum eine Folge mehr oder weniger deutlich getrennte Einzelbestände, die sich bei größerer Entfernung unabhängig, auch gegenläufig entwickeln können. Gegenwärtig herrschen frühjahrslaichende Populationen vor, deren Laichplätze im unmittelbaren Küstenraum liegen. Der zur näheren Bewertung erforderliche kleinräumige Vergleich bestandssteuernder Faktoren ist bei gegenwärtigem Kenntnisstand noch problematisch und soll hier nicht berücksichtigt werden. Dorsch und Sprott laichen dagegen im offenen Ostseeraum; sie bilden großräumigere Bestände, die in ihrer Entwicklung wesentlich anderen Faktoren ausgesetzt und intensiv untersucht sind. Die Laichgebiete beider Arten konzentrieren sich auf die Bereiche

der großen Becken, sind für Dorsche allerdings sehr viel enger auf die tiefen Zentren dieser Becken begrenzt als für Sprotten; auch die Laichzeiten zeigen eine weitreichende Überlappung für beide Arten. Wenn dennoch eine gegenläufige Bestandsentwicklung auftritt, so ist dies auf eine wechselseitige Räuber-Beute-Beziehung und auf unterschiedliche Reaktionen beider Arten auf die hydrographischen Bedingungen zurückzuführen, die hier näher betrachtet werden sollen.

Variation im Nachwuchserfolg

Wie für marine Massenfischarten üblich, zeichnen sich auch Dorsch, Hering und Sprott durch eine sehr hohe Fruchtbarkeit aus. Sie entlassen ihre große Anzahl kleiner Eier ungeschützt ins freie Wasser, wo sie sich typischerweise als Planktonorganismen schwebend entwickeln; nur der Hering bildet hier eine Ausnahme mit seinen an Substrat, Boden oder Pflanzen, festklebenden Eiern. Durch die Wahl der Laichzeit und des Laichplatzes ist zwar Vorsorge für durchschnittlich günstige Entwicklungsbedingungen getroffen; aber die sehr kleinen, nur etwa Millimeter großen Eier und daraus schlüpfenden (planktischen) Larvenstadien sind sehr unsicheren Bedingungen und vielfältigen Sterblichkeitsursachen ausgesetzt. Die hohe Fruchtbarkeit, die mit dem Alter bzw. der Größe der Fische noch zunimmt, sorgt für den erforderlichen Ausgleich der generell sehr hohen Sterblichkeit ihrer frühen planktischen Jugendstadien und ermöglicht unter günstigen Entwicklungsbedingungen einen schnellen Bestandsaufbau, auch aus einem sehr kleinen Elternbestand heraus. Die Chance, sehr große Bestände entwickeln zu können, wird also mit einer großen Unsicherheiten im jährlichen Nachwuchserfolg „erkauft“. Variationen in den Entwicklungsbedingungen führen zu großen Schwankungen in der Stärke der einzelnen Nachwuchsjahrgänge, so dass die Abhängigkeit von der Größe des Elternbestandes durch andere Faktoren überdeckt wird und kaum aufgezeigt werden kann. Vorhersagen über die künftige Bestandsentwicklung und daran orientierte Optimierung des Fischereimanagements wird durch diese Variation in den Jahrgangsstärken außerordentlich erschwert.

Abbildung 1 zeigt vergleichend zur Laichbestandsgröße auch die Variation in der Größe der Nachwuchsjahrgänge, hier als Anzahl 1-jähriger Tiere. Beim Dorsch sinkt der Nachwuchserfolg zum Zeitpunkt maximaler Bestandsgröße in den 80er Jahren kontinuierlich ab und bleibt dann auf einem sehr niedrigen Niveau stehen; der Laichbestand folgt mit zeitlicher Verzögerung in der Entwicklung nach. Die vom Trend unabhängige jährliche Variation im Nachwuchserfolg ist hier überraschend gering und lässt

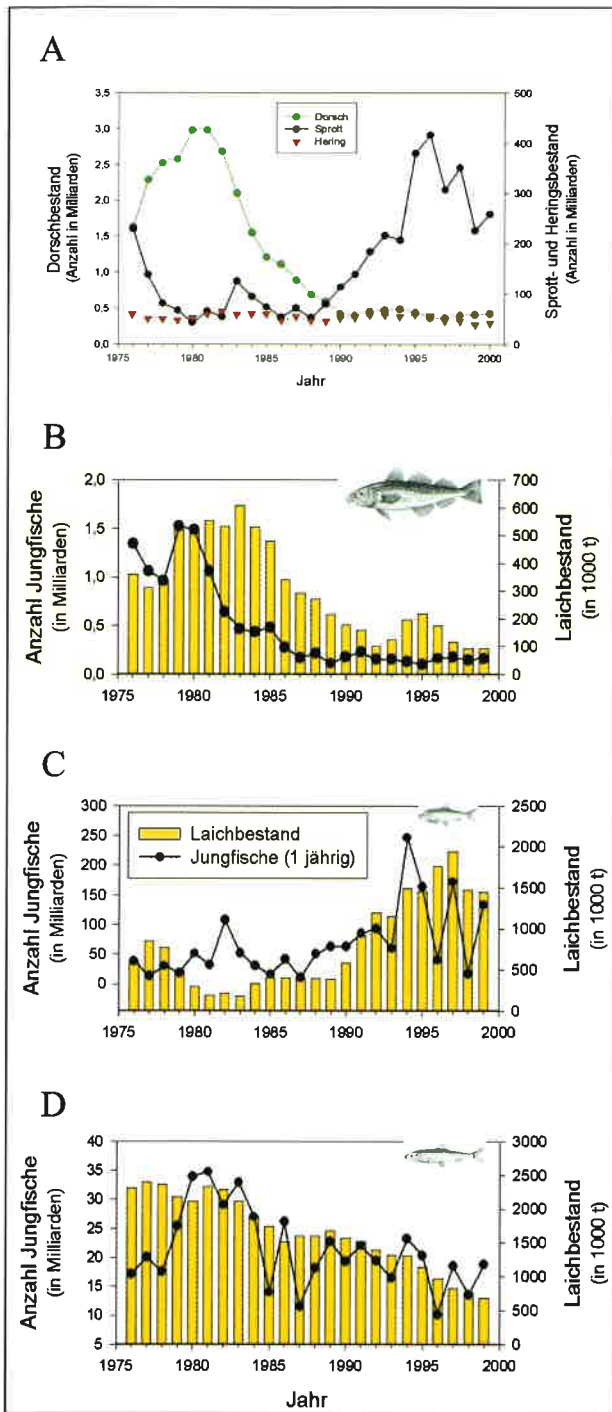


Abb. 1: Bestandsentwicklung und Nachwuchserfolg von Dorsch, Hering und Sprot in der zentralen Ostsee. A) Anzahl Individuen ab einem Alter von 1 Jahr; B-D) Laichbestandsge-
 wicht und Anzahl 1-jähriger Jungfische von Dorsch (B), Sprot (C) und Hering (D).

bereits vermuten, dass ein sehr dominierender Faktor stark begrenzend wirkt. Bei den Sprotten steigt der Nachwuchserfolg gegen Ende der 80er Jahre an und zeigt dann sehr große, aber durchaus nicht ungewöhnliche Variationen bei wieder abnehmendem Trend. Die Größe des Laichbestandes folgt auch hier nach, aber mit einer größeren Steigerung als allein aus dem Nachwuchserfolg zu erwarten wäre. Ein ebenfalls erhöhter Nachwuchserfolg zu

Beginn der 80er Jahre führt dagegen nicht zu einer entsprechenden Steigerung des Laichbestandes. Neben dem jährlichen Reproduktionserfolg spielen hier offenbar noch andere Faktoren eine Rolle (s.u.). Beim Hering zeigt der Nachwuchserfolg über viele Jahre keinen besonderen Trend; nur Anfang der 80er Jahre liegen die Jahrgangsstärken für eine kurze Periode etwa doppelt so hoch wie der Durchschnitt. Ende der 90er liegen die Werte etwas niedriger. Weder im Nachwuchserfolg noch im Laichbestand lässt der Hering eine Beziehung zum gegenläufigen Entwicklungstrend der beiden anderen Arten erkennen.

Bedeutende Einflussfaktoren

Die Ursachen dieser auffälligen Bestandsverschiebung von einem Dorsch dominierten zu einem Sprot dominierten System sollen zunächst anhand der Abbildung 2 erläutert werden. Sie liefert eine schematische Darstellung zur hydrographischen Struktur der tiefen Becken in der zentralen Ostsee und einige Charakteristika zur Einbindung der drei vorherrschenden Meeresfischarten in dieses System. Außer der ganzjährigen Halokline, der Salzgehalts-Sprungschicht in der Tiefe, entwickelt sich im Frühjahr zum Sommer hin eine Temperatur-Sprungschicht (Thermokline). Sie grenzt das aufgewärmte Oberflächenwasser von einem meist noch weit in den Sommer hinein kalten Zwischenwasser ab. Die Ausgangstemperatur und die Zeit bis zur Erwärmung dieses Zwischenwassers ist vom Grad der Auskühlung während der winterlichen Durchmischung der Wassersäule oberhalb der permanenten Sprungschicht abhängig. Das Oberflächenwasser ist in seiner aktuellen Strömung durch variable Windbedingungen geprägt; aufgrund des Süßwassereintrags findet hier in der Summe ein Ausstrom über die westliche Ostsee in die Nordsee hinein statt. Dem entgegengerichtet kann salzreiches Wasser am Boden über die Schwellen in die Tiefe der Becken vordringen und das alte Tiefenwasser erneuern, das durch mangelnden Austausch mit der Oberfläche und biologische Zehrungsprozesse an Sauerstoff verarmt. Die Dorsche halten sich als erwachsene Tiere bevorzugt im Tiefenbereich der Halokline auf, wo sie auch ablaichen. Für eine erfolgreiche Befruchtung und ausreichende Schwebfähigkeit der Eier ist ein Salzgehalt von über 11 erforderlich (Westin & Nissling, 1991; Wieland & Jarre-Teichmann, 1997). Die Eier können somit nur im salzreichen Tiefenwasser bis in die Sprungschicht hinein schweben und sich dort bei relativ konstanten Temperaturen entwickeln. Dies ist gleichzeitig ein Bereich, in dem bei mangelndem Wasseraustausch ein gravierender Sauerstoffmangel auftreten kann. In den 80er Jahren bis Anfang 90 herrschte nun eine ausgedehnte Stagnationsphase, in der das Sauerstoffangebot

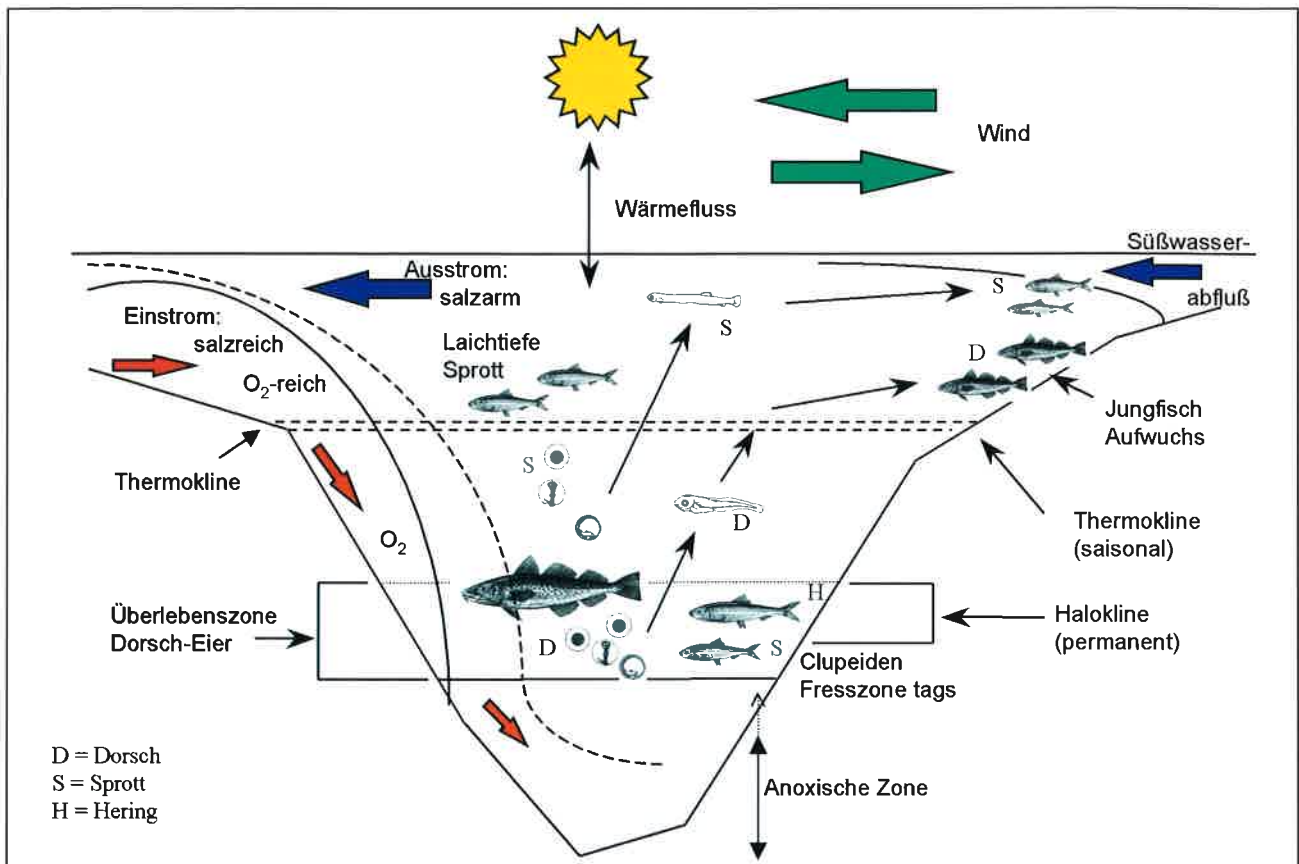


Abb. 2: Schematische Darstellung der hydrographischen Struktur und der Einbindung von Dorsch, Hering und Sprott in den Lebensraum der tiefen Becken in der zentrale Ostsee (Erläuterungen im Text).

im Tiefenwasser kontinuierlich zurückging und in zwei großen Laichgebieten, dem Gotlandbecken und dem Danziger Tief, über eine Reihe von Jahren vollständig aufgezehrt war. In diesen Jahren konnte nur noch aus dem Laichgeschäft im Bornholmbecken ein geringer Nachwuchserfolg entstehen. Einige Einstromereignisse Anfang der 90er Jahre führten vorübergehend zu einer verbesserten Sauerstoffsituation, in der sich jedoch aus anderem Grund (s.u.) keine Verstärkung im Dorsch-Nachwuchs einstellte. In den letzten Jahren ist das Sauerstoffniveau wieder auf sehr niedrige Wert abgesunken und der Nachwuchs bei den Dorschen damit weiterhin sehr gering.

Sofern die Eier sich erfolgreich entwickeln können und lebensfähige Larven ausschlüpfen, schwimmen diese nach kurzer Zeit aufwärts, bis in den Bereich eben unterhalb der Temperatursprungschicht. Hier ist die weitere Entwicklung von einem in Menge und Qualität ausreichenden Nahrungsangebot abhängig. Anfang der 90er trat eine auffällige Verschiebung des Artenspektrums im Plankton auf, mit einem stark reduzierten Angebot einer bevorzugten Nahrungsart für diese Larven. Es ist anzunehmen, dass der ausbleibende Nachwuchserfolg für Dorsche in dieser Phase, trotz vorübergehend verbesserter Sauerstoffbedingungen, mit dem Nahrungsmangel für die Larven zusammenhängt. Die Bestandsdynamik des Planktons und damit des Nahrungsangebotes für Fischlarven wird für dieses Gebiet gegenwärtig noch ausführlich untersucht,

um u.a. auch die Ursachen für die genannte Bestandsreduktion der bevorzugten Nahrung für Dorsch-Larven zu erfassen.

In der weiteren Entwicklung eines Dorsch-Jahrganges kommt es darauf an, dass die noch pelagischen Jungfischstadien in küstennahe Flachwassergebiete verdriftet werden. Hier können sie zum bodennahen Leben übergehen und ein gutes Nahrungsangebot finden. Analysen mit einem 3D-Strömungsmodell für die Ostsee haben gezeigt, dass sich Windbedingungen für eine mehr oder weniger günstige Drift der pelagischen Jugendstadien definieren lassen, die in Form eines Indexwertes in Prognosemodelle für den Nachwuchserfolg eingefügt werden können (Köster et al., 2001a). Der Aufenthalt der Jungfische im Flachwasser bewirkt außerdem, dass sie hier meist weniger dem Fraßdruck des Elternbestandes ausgesetzt sind. Es hat sich gezeigt, dass sich bei einem großen Elternbestand und/oder auch einem großen Nachwuchsjahrgang die Aufenthaltsräume der Jungfische und der Eltern ausdehnen und stärker überschneiden. Dadurch wird der Kannibalismus verstärkt und die weitere Bestandserhöhung begrenzt (Uzars & Plikshs, 2000).

Das Verhalten der Sprotten unterscheidet sich von dem der Dorsche. Sie sind generell an wärmere Bedingungen angepasst und laichen in der Ostsee in der Regel oberhalb der Temperatursprungschicht. Die Sprott-Eier sinken zum Teil auch bis zur Salzsprungschicht ab,

haben aber im Mittel eine deutlich höhere Schwebfähigkeit als die Dorsch-Eier, so dass sie über die gesamte Wassersäule verteilt auftreten, mit Konzentrationen im Bereich oberhalb der Halokline und im oberen 20 bis 40 m-Tiefenbereich (Wieland & Zuzarte, 1991). Ihr Entwicklungserfolg ist damit weniger von den Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser als vielmehr von zu kühlen Temperaturen im Zwischenwasser abhängig. Bei unter 4°C nimmt die Überlebensrate der Eier bereits sehr deutlich ab. Entsprechend lässt sich auch ein genereller Zusammenhang aufzeigen zwischen dem Nachwuchserfolg der Sprotten und der Wassertemperatur während der Hauptlaichzeit oder auch dem Grad der Eisbedeckung im vorangehenden Winter, mit einem durchschnittlich geringeren Erfolg bei kälteren Temperaturen. Demgegenüber hatten wir festgestellt, dass kalte Wintertemperaturen Voraussetzung für eine gute Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers bei Einstromsituationen sind und für den Dorsch-Bestand damit eine positive Wirkung haben können.

Die Sprott-Larven schwimmen aus ihrer Schlupftiefe sehr weit in die warmen oberen Wasserschichten hinein und werden durch die windgetriebene Zirkulation in noch flachere küstennahe Zonen verdriftet, als dies bei Dorschen der Fall ist. Sie behalten hier ihre pelagische Lebensweise bei und sind somit auch in ihrer Jugendentwicklung anderen Bedingungen ausgesetzt als die Dorsche. Dies mag ein wesentlicher Grund dafür sein, dass für beide Arten jeweils unterschiedliche Entwicklungsphasen für den Erfolg eines Jahrganges besonders entscheidend sind: Für die Dorsche ist die frühe Entwicklungszeit vom Ei zum Larvenstadium besonders kritisch, für die Sprotten dagegen die Zeit vom Larven- zum Jungfischstadium. Die Bedingungen in dieser späteren Phase sind schwer zu erfassen und Gegenstand gegenwärtiger Forschungsarbeit.

Biologische Wechselwirkung

In Abbildung 2 ist angezeigt, dass Sprotten und Heringe sich tagsüber innerhalb der Halokline konzentrieren und damit im Aufenthaltsraum ihrer Fressfeinde, der Dorsche. Gleichzeitig sind Hering und Sprott auch selbst Fressfeinde für den Dorsch und zwar für seine Eier, die sich hier in einem relativ eng begrenzten Tiefenbereich konzentrieren. Auch die Sprott-Eier sind von der Zehrung durch Sprotten selbst und durch Heringe betroffen (Köster & Möllmann, 2000b); ihre Verteilung erstreckt sich jedoch über einen großen Tiefenbereich, so dass der Kannibalismus-Effekt begrenzt bleibt. Es findet also ein gegenseitiger Wegfraß von Planktonzehrern und Räubern statt, der sich auf jeweils unterschiedliche Entwicklungsstadien auswirkt, aber in beiden Richtungen zu einer Begrenzung der Bestandsentwicklung führt.

In der Zeit des hohen Dorsch-Bestandes, Anfang der 80er Jahre, war der Wegfraß vor allem an Sprotten,

insbesondere der Einjährigen sehr hoch (Köster et al. 2001b). Bei dieser recht kleinen Art stellen auch die Erwachsenen noch eine geeignete Beute dar. Der Effekt auf Heringe ist dagegen generell geringer, weil von dieser größeren Art die Erwachsenen nur noch in geringem Maße verzehrt werden. Der anfangs aufgezeigte erhöhte Nachwuchserfolg bei den Sprotten während der Dorsch-dominierten Zeit führte, dem hohen Räuberdruck entsprechend, zu keinem besonderen Bestandsanstieg. Ab Ende der 80er Jahre konnte dagegen der steigende Nachwuchserfolg der Sprotten durch fehlenden Räuberdruck eine sehr ausgeprägte Bestandssteigerung bewirken.

Wie wirken sich nun die vom Dorsch beeinflussten Sprott-Bestände und die relativ unabhängigen Heringsbestände auf den Nachwuchserfolg der Dorsche aus? Der Wegfraß an Dorsch-Eiern kann bei weit überlappenden Laichzeiten und Gebieten besonders durch Sprotten erheblich sein (Köster & Möllmann, 2000a). Heringe halten sich in der Laichzeit dagegen im Küstenraum auf und treten erst anschließend, während der späten Phase des Dorsch-Laichens, als Bruträuber in Erscheinung. Der Nachwuchserfolg der Dorsche kann also in bedeutendem Maße vom Sprott-Bestand begrenzt werden, allerdings ist dieser Einfluss wiederum von den hydrographischen Bedingungen abhängig: Da die Tiefeneinstellung der Sprotten und Heringe am Tage nach unten vor allem vom Sauerstoffangebot begrenzt wird, halten sie sich in Zeiten guter Sauerstoffversorgung tiefer auf als bei Sauerstoffmangel. Die Dorsch-Eier sind in ihrer Vertikalverteilung dagegen allein von der Salzsichtung abhängig, die nach Erneuerung des Tiefenwassers meist höher liegt als in Stagnationsphasen. Die Folge ist, dass der vertikale Überlappungsbereich zwischen Eiern und Bruträubern bei gutem Sauerstoffangebot weniger ausgedehnt ist als in Zeiten mit Sauerstoffmangel. Während der anhaltenden Stagnationsperiode in den 80er Jahren hat der abnehmende Sauerstoffgehalt in der zweiten Hälfte dieser Phase bei noch nicht besonders erhöhtem Sprott-Bestand zu einem deutlich erhöhten Wegfraß an Eiern geführt. Dagegen lag die fraßbedingte Ei-Sterblichkeit in den 90er Jahren trotz des inzwischen extrem hohen Sprott-Bestandes aufgrund der verbesserten Sauerstoffbedingungen nur auf einem niedrigen Niveau. Ergänzend spielt hier eine Rolle, dass der saisonale Höhepunkt des Dorsch-Laichens sich in den 90er Jahren aus dem Frühjahr in den Sommer hinein verschoben hat (Wieland et al., 2000), in eine Zeit, zu der die Sprotten bereits aus den zentralen Bereichen zur Küste hin abwandern. Dagegen treten jetzt vermehrt die Heringe als Bruträuber auf, die aber nicht in so großer Zahl vorhanden sind.

Abbildung 3 fasst die biologischen Wechselwirkungen und beeinflussenden physikalischen Umweltfaktoren schematisch zusammen. Die Wechselwirkung

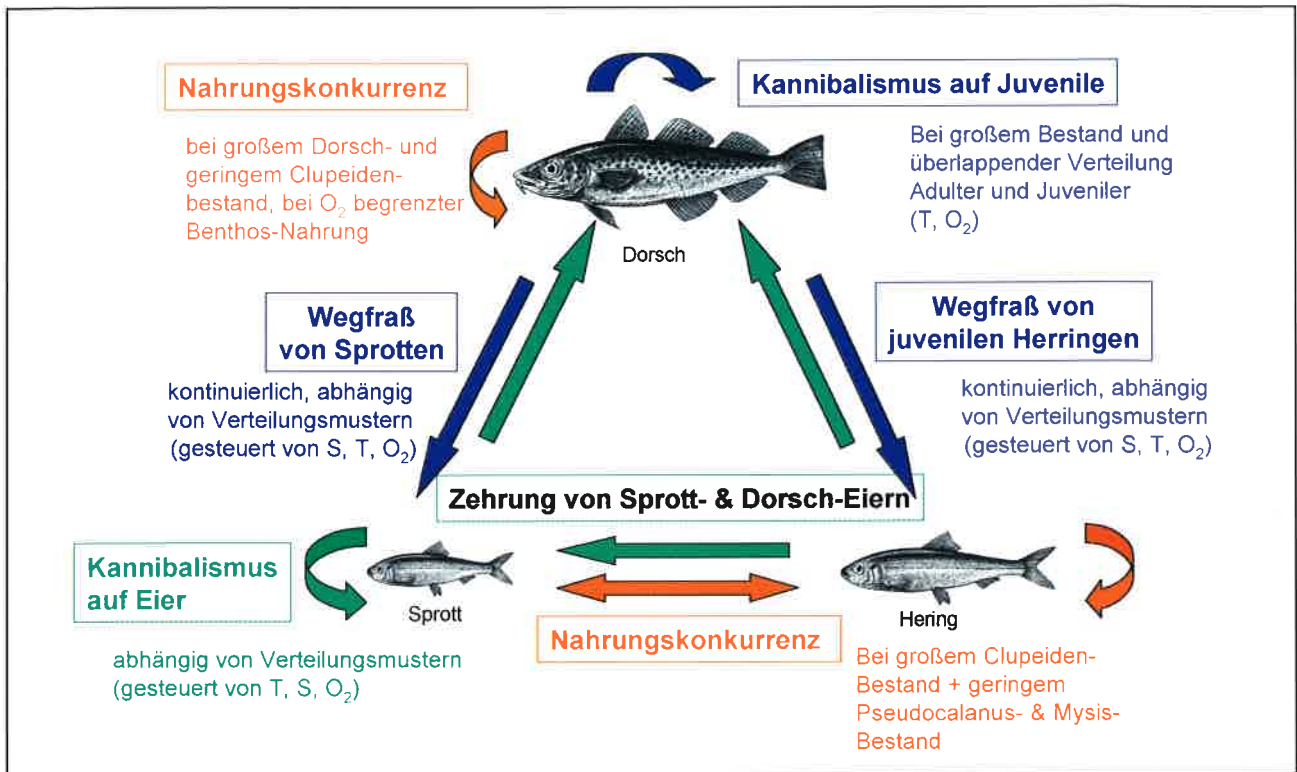


Abb. 3: Schematische Darstellung der inner- und zwischenartlichen Wechselwirkungen für Dorsch, Hering und Sprotte in der zentralen Ostsee (Erläuterungen im Text).

zwischen den Arten sorgt für eine Stabilisierung eines einmal eingestellten Ungleichgewichtes zwischen Dorsch und Sprott:

Ein dominierender Dorsch-Bestand wirkt sich insbesondere auf den Sprott-Bestand aus; er hält diesen durch Fraßdruck klein und erhöht dadurch die Chancen für einen guten eigenen Nachwuchserfolg. Dies ist ein kontinuierlicher Prozess, der durch hydrographische und saisonabhängige Variation in der Verteilung beider Arten beeinflusst wird. Gleichzeitig begrenzt sich ein hoher Dorsch-Bestand in seiner Entwicklung selbst, sowohl durch Kannibalismus bei erhöhter Überlappung der Aufenthaltsräume des Eltern- und Jungfischbestandes als auch durch Nahrungskonkurrenz. Der Effekt eines guten Nahrungsangebotes wird z.B. deutlich durch früheren Eintritt der Laichreife und erhöhte Fruchtbarkeit der Dorsche in den 90er Jahren, parallel zum Anstieg des Sprott-Bestandes (Kraus et al., 2000).

Ein dominierender Sprott-Bestand kann vor allem bei ungünstigen Sauerstoffbedingungen den Nachwuchserfolg des Dorsches durch Wegfraß der Eier stark begrenzen, zusätzlich zur Ei-Sterblichkeit durch Sauerstoffmangel. Gleichzeitig begrenzt sich auch ein hoher Sprott-Bestand selbst, durch Kannibalismus in Abhängigkeit von den hydrographisch beeinflussten Verteilungsmustern und durch Nahrungskonkurrenz, auch mit den Heringen. Parallel zum Anstieg des Sprott-Bestandes nahm das Individualgewicht in allen Altersklassen deutlich ab.

Der Wechsel in der Dominanz von Dorsch und Sprott und die größere Unabhängigkeit der Heringe wird durch die unterschiedliche Einbindung dieser Arten in den Lebensraum und die artspezifische Reaktion auf hydrographische Veränderungen ausgelöst. Ergänzend hat die Fischerei einen bedeutenden Einfluss, wie nachfolgend erläutert wird.

Einfluss der Fischerei

Mit der Fischerei wirkt ein weiterer Räuber in diesem System, der in seiner Bestandsgröße kaum und zumindest nicht ausreichend von der Entwicklung der Fischbestände beeinflusst wird. Die Fischerei konzentriert sich lange schon überwiegend auf den Dorsch-Bestand. Der Anteil des Bestandsgewichtes, der jährlich durch die Fischerei entnommen wurde, lag in den vergangenen zwei Jahrzehnten beim Dorsch-Bestand immer höher als bei Hering und Sprott (Abb. 4). Anfang der 80er Jahre stieg er für den Dorsch von etwa 30% bei hohem Nachwuchserfolg zunächst noch unproblematisch auf über 40%, ab Mitte der 80er dann bei stark abnehmendem Nachwuchserfolg bestandsgefährdend auf bis über 60% an. Nach kurzer Reduktion der Nutzungsrate durch entsprechende Fangbegrenzung bei minimaler Bestandsgröße und minimalem Nachwuchserfolg stieg dieser Wert nach 1995 wieder auf etwas 50% an, bei konstant geringem Nachwuchs. Die Fischerei wirkt somit in gleiche Richtung auf die Wechselbeziehungen der Arten wie die natürlichen Faktoren in den letzten

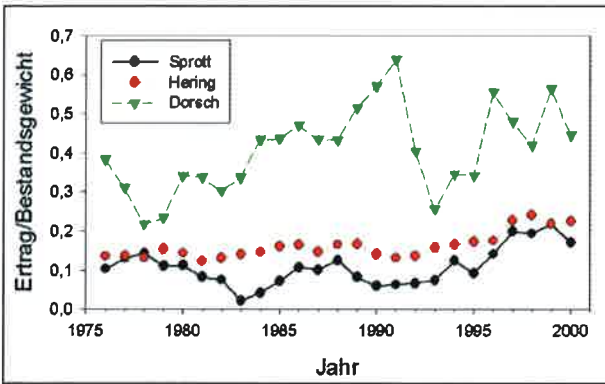


Abb. 4: Jährlicher Fischereiertrag an Dorsch, Hering und Sprott als Anteil vom Gesamtbestand am Anfang des Jahres in der zentralen Ostsee.

zwei Jahrzehnten auch: Sie verstärkt durch Reduktion des Raubfischbestandes die Dominanz der Plankton zehrenden Fischarten (vor allem der Sprotten). Neben den unmittelbaren Problemen im Fischereiertrag, bewirkt dies einen hohen Fraßdruck auf das Zooplankton und in der Folge möglicherweise auch eine reduzierte Zehrung und erhöhte Sedimentation von Phytoplankton, was wiederum zu verstärkter Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser führen würde. Nahrungsnetzzusammenhänge dieser Art sind aus Binnengewässern bekannt (Bergstrand, 1990; Shapiro & Wright, 1984), bedürfen aber in der Ostsee weiterer Aufklärung. Auf der Basis von Trends in der Entwicklung wichtiger Planktonnährtiere (Möllmann et al., 2001) wird zumindest deutlich, dass die Reduktion der Individualgewichte in allen Altersklas-

sen bei Hering und Sprott (s.o.) parallel zur Abnahme der pro Fisch verfügbaren Nahrungsmenge abgelaufen ist.

Quantitative Einschätzungen zu den Auswirkungen alternativer Fischereistrategien auf die Fischbestände bleiben insoweit unsicher, als veränderte Bestandssituationen auch den Nachwuchserfolg verändern könnten. Bei den starken natürlichen Begrenzungen im Nachwuchserfolg der Dorsche im letzten Jahrzehnt, können diese möglichen zusätzlichen Effekte jedoch nur gering sein und bei der Simulation von Bestandserhöhungen durch Reduktion der Fischerei vernachlässigt werden. Unter Verwendung der gegebenen Jahrgangsstärken zeigt die Simulation im Einartenmodell, dass eine sinnvolle Reduktion des Fischereiaufwandes in der Zeit der Abnahme des Dorsch-Bestandes zu einem doppelt bis mehrfach so großen Bestand beim Erreichen des Minimums Anfang der 90er hätte führen können. Dabei wäre kurzfristig kein zusätzlicher Ertragsverlust aufgetreten und langfristig eine deutlich bessere Ertragslage erreicht worden (Schnack, 1997). Bei Verwendung unterschiedlicher Szenarien für Nachwuchserfolg und Fischereiaufwand lässt eine mittelfristige Bestands- und Ertragsprognose (ICES, 1997) erkennen, dass eine Reduktion des Fischereiaufwandes auf weniger als die Hälfte des Aufwandes der letzten Jahre bei mittlerem Nachwuchserfolg einen ähnlich positiven Effekt auf den Dorsch-Bestand hätte, wie eine Steigerung des Nachwuchserfolges auf durchschnittlich gute Werte bei gleichbleibendem Fischereidruck.

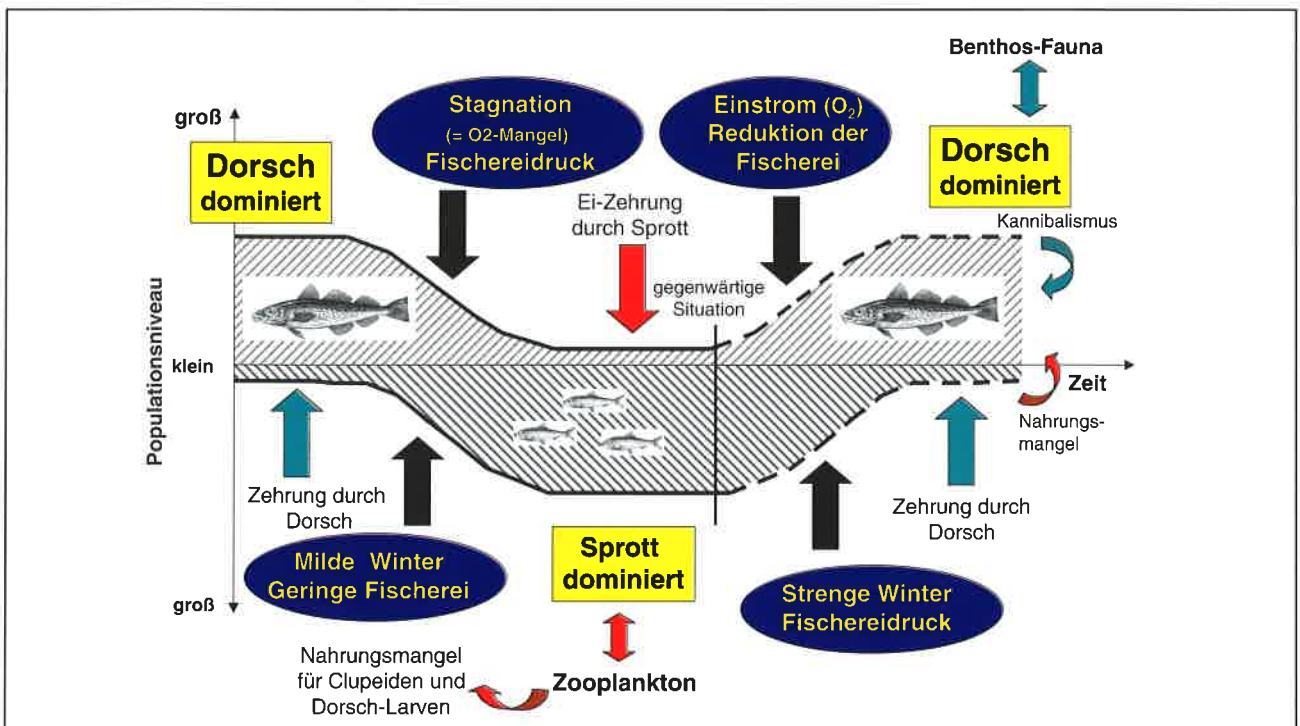


Abb. 5: Schematische Darstellung des Wechsels von einem Dorsch- zu einem Sprott-dominierten System in der zentralen Ostsee mit Angabe der wesentlichen Einflussfaktoren, die diesen Wechsel bewirkt haben, sowie derjenigen, die eine Rückführung in ein Dorsch-dominiertes System bedingen können.

Schlussfolgerung

Es wird deutlich, dass große Bestandsschwankungen im Wechselspiel zwischen Dorsch und Sprott in der Ostsee als natürliche Erscheinungen erwartet werden können und dass diese auch mit anderen Komponenten des Ökosystems wie Bodenfauna und Planktongemeinschaft und mit der Fischerei in einer Wechselbeziehung stehen. Abbildung 5 fasst schematisch die beobachteten Bestandsverschiebungen und die auslösenden, gegenläufig wirkenden Einflussgrößen und Rückkopplungsmechanismen zusammen. Als hypothetische Entwicklung wird angezeigt, unter welchen Bedingungen eine Rückkehr zu einem Dorsch-dominierten System möglich ist. Der zeitliche Ablauf dieser Schwankungen ist nicht vorherzusehen, da er von meteorologischen Variationen bestimmt wird. Gegenwärtig wird der Dorsch-Bestand sowohl durch die natürlichen Nachwuchsbedingungen als auch durch hohen Fischereidruck auf ein minimales Niveau gedrückt. Die Fischerei hat erheblichen Einfluss auf dieses System und könnte im Prinzip die natürlichen Schwankungen durch Regulierung des Aufwandes deutlich abpuffern. Eine Fangpause und nachfolgend optimale Einstellung des Fischereiaufwandes und der Mindestmaße gefangener Tiere könnte den Dorsch-Bestand und den Ertrag auch bei geringem Nachwuchserfolg deutlich anheben. Damit würde gleichzeitig eine natürliche Begrenzung des Sprott-Bestandes bewirkt werden. Eine Reduktion der Sprotten durch Fischerei würde dagegen das Nahrungsangebot und damit den Laicherfolg der Dorsche reduzieren. Der Einfluss der Sprott- und Heringsbestände auf die Planktongemeinschaft und damit auf das Nahrungsangebot der Fischbrut bedarf der weiteren Klärung, die wesentliche Voraussetzung ist für eine erweiterte Bewertung des Wechselspiels zwischen den Arten einschließlich der Auswirkungen der Fischerei auf Sprott und Hering.

Literatur

- Bergstrand, E. (1990): Changes in the fish and zooplankton communities of Ringsjön, a Swedish lake undergoing man-made eutrophication. *Hydrobiologia* 191: 57-66.
- Defant, F. (1985): Klima und Wetter. In: J. Newig & H. Theede: Die Ostsee: Natur- und Kulturraum. Husum Verlag, Husum: 88-91.
- Hagen, E. (1996): Klima und Witterung. In: G. Rheinheimer (Hrsg.): Meereskunde der Ostsee. Springer Verlag Heidelberg: 43-46.
- Hinrichsen, H.-H., M.A. St. John, A. Lehmann, B.R. MacKenzie & F.W. Köster (2002): Resolving the impact of short-term variations in physical processes on the spawning environment of eastern Baltic cod: application of a 3-D hydrodynamic model. *Journal of Marine Systems* 823: im Druck.
- ICES (1997): Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. ICES C.M. 1997/Assess 12.
- Köster, F.W. & C. Möllmann (2000a): Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? *ICES J. Mar. Sci.* 57: 310-323.
- Köster, F.W. & C. Möllmann (2000b): Egg cannibalism in Baltic sprat *Sprattus sprattus*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 196: 269-277.

- Köster, F.W., H.H. Hinrichsen, M.A. St. John, D. Schnack, B.R. MacKenzie, J. Tomkiewicz & M. Plikshs (2001a): Developing Baltic cod recruitment models II: Incorporation of environmental variability and species interaction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1535-1557.
- Köster, F.W., C. Möllmann, S. Neuenfeld, M. Vinther, G. Kraus, & R. Voss (2001b): Fish stock development and environmental variability in the Central Baltic Sea. *ICES C.M.* 2001/U 06: 22.
- Kraus, G., A. Müller, K. Trella & F.W. Köster (2000): Fecundity of Baltic cod: temporal and spatial variation. *Journal of Fish Biology* 56: 1327-1341.
- Matthäus, W. & H. Frank (1992): Characteristics of major Baltic inflows – a statistical analysis. *Cont. Shelf Res.* 6: 341-347.
- Möllmann, C., G. Kornilovs & L. Sidrevics (2001): Variability in population biology of calanoid copepods in the Central Baltic Sea. *ICES C.M.* 2001/U:08.
- Schnack, D. (1997): Influence of hydrographic gradients and fishery on the biological interaction and balance between sprat and cod stocks in the Baltic Sea. *Commented review. ICES CM* 1997/S 10: 18.
- Shapiro J. & D.L. Wright (1984): Lake restoration by biomanipulation. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.
- Uzars, D. & M. Plikshs (2000): Cod (*Gadus morhua calarias* L.) cannibalism in the Central Baltic: Interannual variability and influence of recruitment abundance and distribution. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 324-329.
- Westin, L. & A. Nissling (1991): Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod *Gadus morhua*, and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. *Mar. Biol.* 108: 5-9.
- Wieland, K. & F. Zuzarte (1991): Vertical distribution of cod and sprat eggs and larvae in the Bornholm Basin (Baltic Sea) 1987-1990. *ICES CM* 1991/J: 37.
- Wieland, K. & A. Jarre-Teichmann (1997): Prediction of vertical distribution and ambient development temperature of Baltic cod (*Gadus morhua* L.) eggs. *Fish. Oceanogr.* 6: 172-187.
- Wieland, K., A. Jarre-Teichmann & K. Horbowa (2000): Changes in the timing of spawning of Baltic cod: possible causes and implications for recruitment. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 452-464.

Zum Hering im Greifswalder Bodden

Tomas Gröhsler

Geographie

Der Greifswalder Bodden ist das größte als „Bodden“ bezeichnete flache Randgewässer an der Küste der südlichen Ostsee (Abb. 1). Es ist während der Litorinasenkung entstanden und besitzt eine Fläche von 514 m² (Subklew, 1955). Seine südöstliche und südwestliche Kante wird vom Festland, die nordwestliche und nordöstliche von der Insel Rügen gebildet. Die Diagonalen messen von West nach Ost 25 km, von Nord nach Süd 24 km (Reinicke, 1989). Die größte Tiefe des Boddens beträgt -13,6 m NN. Die mittlere Tiefe liegt bei -5,8 m NN.

Das Küstenbild wird von Kliff-, Strand- und Verlandungsküsten geprägt. Der Bodengrund besteht aus Schlick-, Sand- und Felsböden, wobei letztere im Greifswalder Bodden nahezu keine Rolle spielen (Geisel & Meßner, 1989). In Abhängigkeit von der Wassertiefe kann man im Greifswalder Bodden folgende Vegetationszonen unterscheiden (Geisel, 1986):

- 0 bis 1,5 m (Grünalgenzone mit *Enteromorpha* bzw. *Cladophora*)
- 1,0 bis 3,0 m (Kamm-Laichkrautzone mit *Potamogeton pectinatus*)
- 2,0 bis 4,0 m (Seegrasszone mit *Zostera*)
- 3,0 bis (6) m (Rotalgenzone u. a. mit *Furcellaria fastigiata*)

Hydrografie

Die hydrologischen Besonderheiten der Boddengewässer beruhen auf dem eingeschränkten Wasseraustausch mit dem Meer. Der Greifswalder Bodden stellt ein weitgehend abgeschlossenes kleines Teilbecken der Ostsee dar, obwohl er im Westen durch den Strelasund und im Osten durch eine offene Verbindung in die freie Ostsee übergeht. Die Ostgrenze des Boddens wird von einer Schwelle gebildet, die einen Wasseraustausch zwischen Bodden und Ostsee stark erschwert. Das Volumen beträgt $2,96 \times 10^9$ m³ (Stigge, 1989). Im Greifswalder Bodden zählt man durchschnittlich 40 - 50 Eistage pro Winter (Stigge, 1989; Subklew, 1955). Da die Wassertemperaturen im Frühjahr gegenüber denen in der Ostsee schneller steigen und im Herbst schneller absinken, weist der Bodden einen Binnenseecharakter aus. Der mittlere Salzgehalt liegt bei 7 bis 9 Promille und ist nahezu identisch mit dem Salzgehalt im Oberflächenwasser des vorgelagerten Seegebietes (Stigge, 1989). Zeitweise werden erhebliche Salzgehaltsschwankungen im Greifswalder Bodden registriert, die auf einen

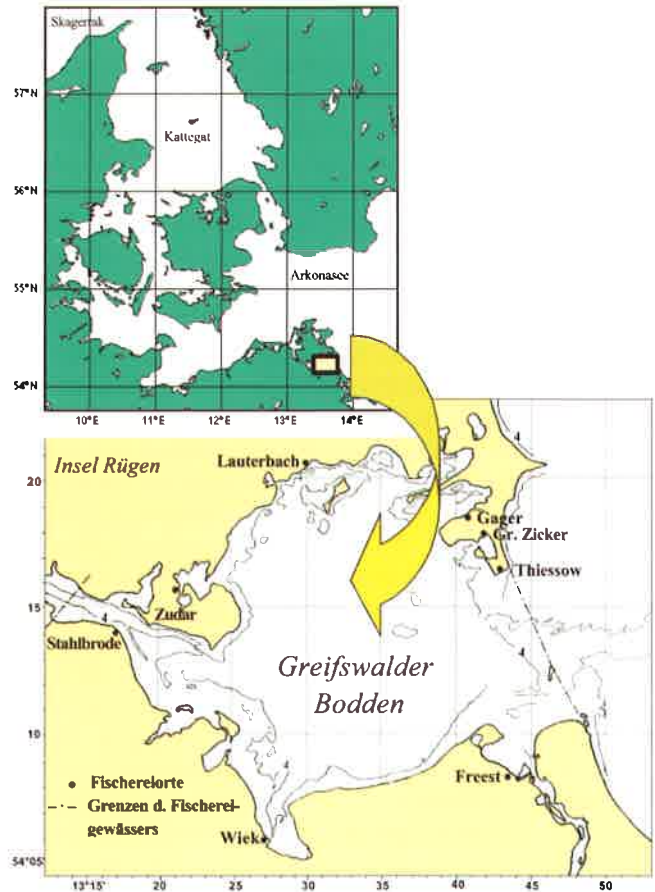


Abb. 1: Westliche Ostsee - Fischereierorte und Grenzen der Fischerelgewässer im Greifswalder Bodden (Karte Greifsw. Bodd. nach Hahlbeck & Gröhsler, 1999)

durch westliche Winde verursachten erhöhten Einstrom salzreicheren Wassers durch den Strelasund hervorgerufen werden.

Biotop

Die Zusammensetzung der Fischfauna im Greifswalder Bodden ist dadurch gekennzeichnet, dass sowohl Meerwasser-, Süßwasser- als auch Wanderfischarten vorkommen (u. a. Aal, Barsch, Hecht, Hornhecht, Lachs, Zander). Die Artenvielfalt ist auf die ausgezeichneten Lebensbedingungen im Greifswalder Bodden zurückzuführen. Der Bodden mit seinen überaus abwechslungsreichen Küstenausbildungen und Flachwasserzonen, seinen Inseln und Halbinseln weist eine solche Vielfalt an Lebensräumen auf, dass er vielen Fischarten idealen Schutz, Laichmöglichkeit und Nahrung bietet. Bezogen auf die deutsche Gesamtfangmenge liegt dieses Gewässer an der Spitze sämtlicher Fangplätze an der Ostsee.

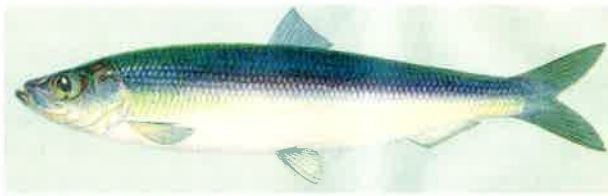


Abb. 2: Der Hering - *Clupea harengus harengus* L. (aus Fischatlas d. UdSSR Bd.1, 1949).

Zur Biologie des Herings

In der Ostsee unterscheidet man aufgrund der Laichzeit beim Hering (Abb. 2) den Herbst- und den Frühjahrslaicher.

Die Laichgebiete der Herbstheringe befinden sich mehr küstenfern und auf tiefer gelegenen Bänken. Zur Zeit wird der Anteil der Herbstheringe in der Ostsee als unbedeutend niedrig eingestuft.

Die Laichplätze der Frühjahrslaicher liegen bevorzugt in Küstennähe bzw. auf küstenahen, flachen Bänken. Zur Eiablage können hierbei auch relativ ausgesüßte Förden und Fjorde aufgesucht werden.

Im Greifswalder Bodden erscheinen die ersten Heringsschwärme im Frühjahr, wenn die Heringe zum Ablaihen einwandern. Sie zählen aufgrund des Laichgebietes und der Laichzeit zu den sogenannten Rügenschischen Frühjahrslaichern.

Das Verbreitungsgebiet der Rügenschischen Frühjahrslaicher, die zum Heringsbestand der westlichen Ostsee gezählt werden (Gröhsler & Zimmermann, 2001), reicht von der Arkonasee bis zum Übergangsbereich der Nordsee, dem Skagerrak (Biester, 1979; Jönsson & Biester, 1981). Der Greifswalder Bodden stellt das wichtigste Laichgebiet für den Heringsbestand der westlichen Ostsee dar. Im Frühjahr erscheinen zunächst die größeren und älteren Heringe auf den Laichplätzen (Abbildung 3 – Lambert, 1987; Rajasilata, 1992). Im Verlauf der Laichzeit folgen jüngere Jahrgänge. Die Erstlaicher schließen die Laichsaison ab (Rechlin & Frieß, 1975). Es wird vermutet, dass der Ablaihvorgang durch unterschiedliche Umweltfaktoren ausgelöst wird. Erste Laichaktivitäten finden bereits bei Temperaturen ab 4° C statt (Klinkhardt, 1996).

Die bevorzugte Wassertiefe liegt bei 1 m bis maximal 6 m (Klinkhardt, 1984b). Die Intensität der Belaichung ist vom Substrat abhängig (Scabell & Jönsson, 1984). Beim Blasentang *Fucus vesiculosus* wurden durchschnittlich ca. 750 und beim Seegras *Zostera marina* ca. 260 Eier pro 20 cm² Substratoberfläche gefunden. Daneben dient als Vertreter der Rotalgen noch der Gabeltang (*Furcellaria fastigiata*) als Laichsubstrat.

Die Laichaktivitäten finden in mehreren Schüben statt. Im Greifswalder Bodden wurden 1982 neun und

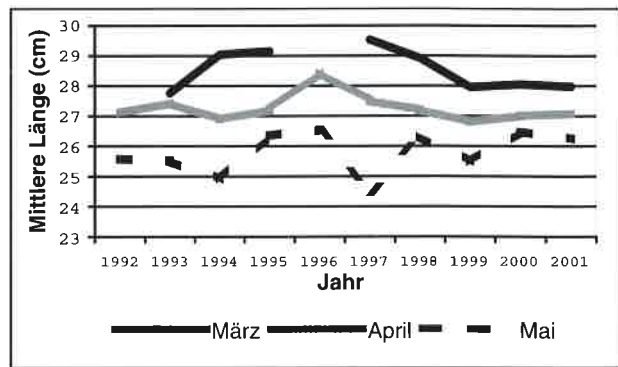


Abb 3: Mittlere Länge (cm) von Hering in kommerziellen Fängen aus dem Greifswalder Bodden in den Monaten März bis Mai der Jahre 1992 bis 2001.

im folgenden Jahr sechs sukzessive Laichaktivitäten registriert (Klinkhardt et al., 1985). Die Zeitdauer der Laichaktivitäten beträgt fünf bis sechs Tage, wobei folgende vier charakteristische Phasen bezeichnend sind (Klinkhardt, 1996):

- Erhöhung der Schwimmgeschwindigkeit, wobei die Heringe den Schwimmverband auflösen
- Ausstülpfen der Genitalpapille
- Substrattastung
- Abgabe der Geschlechtsprodukte

In den Gewässern um Rügen von Münter (1863) durchgeführte Untersuchungen ergaben bei 25,5 cm langen Heringen eine Eierzahl von 23000. Annähernd hundert Jahre später wurden doppelt so hohe Eierzahlen bestimmt (Anwand, 1962-1963; Below, 1979). Die abgelegene Eierzahl ist von der Temperatur abhängig (Klinkhardt, 1996). Bei höheren Temperaturen werden kleine Eier in größerer Anzahl produziert. In der wärmeren Laichzeit wird somit der größere Fraßdruck der Räuber ausgeglichen. Als Laichräuber treten Eisenten (*Clangula hyemalis*), die zur Laichzeit auf ihrem Zug zu den Brutgebieten im Greifswalder Bodden Rast machen, Flundern (*Platichthys flesus*) und Aalmuttern (*Zoarces viviparus*) auf (Klinkhardt, 1984b; Leipe, 1989).

Die abgelegten Eier, die einen Durchmesser von rund 0,9 mm besitzen, quellen nach erfolgreicher Befruchtung auf 1,3 mm auf (Klinkhardt, 1984b). Dabei spielt die Schichtdicke der abgelegten Eier eine entscheidende Rolle auf ihre Sterblichkeit (Klinkhardt, 1989). Auf der Oberfläche der Eier kann sich mit der Zeit eine Schicht von sedimentierten Algen ablagern, die wiederum zu einem Pilzbewuchs führen kann (Klinkhardt, 1996). Die Kleinkrebse der Gattungen *Asellus* und *Gammarus* weiden diesen Pilzaufwuchs auf dem gesunden Laich ab und werden deswegen auch als Gesundheitspolizei für den Heringslaich bezeichnet (Aner & Nellbring, 1982). Unter einem Salzgehalt von 4 PSU stirbt der Heringslaich ab (Klinkhardt, 1984a). Insgesamt überleben jährlich nur schätzungsweise 2/3 der abgelegten Eier (Klinkhardt et al., 1985). Die Länge der Embryonen nimmt innerhalb von zwei Tagen

ca. 1,5 mm zu (Klinkhardt, 1996). Die stark von der Temperatur abhängige Schlupfdauer beträgt ca. eine Woche, wobei dabei Schlupflängen von 5 bis 7 mm erreicht werden (Klinkhardt, 1984c). Heringslarven mit einer Länge von 6,5 bis 8 mm können eine Schwimmgeschwindigkeit von 5,8 mm/Sekunde erreichen (Bishai, 1960). Dies entspricht einer Schwimmstrecke pro Stunde von 21 m. Bei einer durchschnittlichen Temperatur von 8 °C verbrauchen die Heringslarven ihre Dottersubstanz in rund 6,5 Tagen (Klinkhardt, 1996). Die aufwachsenden Larven reagieren gegenüber Veränderungen in ihrer Umwelt sehr sensibel. Beispielsweise wirken sich Rohöle, die je nach Herkunft noch Unterschiede in ihrer Toxizität aufweisen, bei einer Konzentration über 20 ml pro Liter Wasser innerhalb von etwa 3 bis 5,5 Tagen tödlich für Heringslarven aus (Kühnhold, 1969). Somit könnte ein Tankerunglück, zu dem es bereits im Jahr 2000 in der Kadettrinne kam, bei ungünstigen Windverhältnissen katastrophale Auswirkungen auf das Laichgebiet des Heringsbestandes an der deutschen Ostseeküste haben.

Nach der Dottersackphase beginnen die Heringslarven aktiv zu fressen. Nun ist es wichtig, dass in ihrer Umgebung geeignete Zooplanktonnahrung zur Verfügung steht. Ohne Nahrung gehen die Heringslarven nach wenigen Tagen des Hungerns zugrunde. Nach einer Phase des Hungerns sind die Heringslarven nicht mehr in der Lage, erneut Nahrung aufzunehmen, selbst wenn dann die Nahrung im Überfluss vorhanden ist (Blaxter & Hempel, 1963: ‚point of no return‘). Die Schwimmbewegungen der Beute, die zunächst aus frühen Entwicklungsstadien des Zooplanktons bestehen (Nauplien, Copepodite), lösen das Jagdverhalten der Larven aus. Da zum Erkennen der Beute Licht notwendig ist, wird der gesamte helle Tagesabschnitt zur Beutesuche benutzt (Köster, 1994). Das mittlere Wachstum der Heringslarven liegt pro Tag bei etwa 0,3 mm (Biester, 1979).

Ca. 16 bis 18 Wochen nach dem Ausschlüpfen wandeln sich die Larven in die typische Heringsgestalt um (Blaxter, 1969). Dabei besitzen sie eine Länge von durchschnittlich ca. 40 mm (Klinkhardt, 1996). Die Umwandlung in einen Junghering ist in rund drei Wochen abgeschlossen (Klinkhardt, 1996). Die Jungheringe finden sich in flachen und küstenahen Regionen zu großen Schwärmen zusammen, die z. T. mehrere Millionen Fische umfassen können (Hourston & Haegele, 1980). Häufig lassen sich die Jungfischschwärme im Flachwasserbereich bereits unmittelbar vor dem Strand beobachten. Hierbei werden Gebiete mit einem Salzgehalt von weniger als 2 PSU gemieden (Klinkhardt, 1996). Rund 1/5 des Jungfischbestandes fallen Fraßräubern (u. a. Kabeljau; Hourston & Haegele, 1980) zum Opfer.

Im Spätherbst wandern die Jungheringe aus den flachen Küstengewässern ins tiefere Wasser ab. Am

Ende des ersten Lebensjahres besitzen die Heringe eine Länge von ca. 10 - 15 cm. Dies ist der Zeitpunkt, an dem sie zum ersten Mal von der Fischerei erfasst werden können. Am Anfang des 20. Jahrhundert wurde z. T. eine gezielte Fischerei auf die jungen ein- und zweijährigen Heringe durchgeführt, da sich ihre zarten Filets gut als Konservenfisch eignen (Klinkhardt, 1996). Nach 2 - 6 Jahren werden die Jungheringe erstmals geschlechtsreif und nehmen nun aktiv an der Reproduktion des Bestandes im Frühjahr teil. Nach dem Laichen, bei dem sich die geschlechtsreifen Heringe nicht mehr als eine Woche im Laichgebiet aufhalten, wandern die adulten Heringe zum einen in nordöstlicher Richtung küstennah durch die Arkonasee bis nach Südschweden und zum anderen, jedoch in geringerem Umfang, in westlicher Richtung bis zur dänischen Küste. Die weitere Wanderung erfolgt dann über den Sund und den Kattegat bis ins Weidegebiet im Skagerrak, wo der Rügensch Frühjahrshering sich mit anderen Heringsbeständen vermischen kann. Die Weideperiode im Skagerrak dauert von Juni bis September. Am Ende der Weidezeit besitzen die Heringe den höchsten Fettgehalt. Sie sind somit nun für die Verarbeitung u. a. zum Salzen und Räuchern besonders gut geeignet. Im Herbst wandern die adulten, laichreifen Heringe aus dem Skagerrak ab und versammeln sich im Kattegat. Sie ziehen dann über den Sund z. T. weiter bis in die Arkonasee. Diese Gebiete dienen zur Überwinterung. Im Frühjahr wird dann erneut das Hauptlaichgebiet im Greifswalder Bodden zur Fortpflanzung aufgesucht.

Zur Heringsfischerei

Die lukrative Fischerei im Greifswalder Bodden beginnt im Frühjahr, wenn die ersten Heringschwärme zum Ablaichen in den Greifswalder Bodden einwandern (Abb. 4).

Die Heringsfischerei im Greifswalder Bodden besitzt eine alte Tradition. Erste Angaben zur deutschen Fischerei liegen bereits in einer Chronik aus dem 12. Jahrhundert vor (Biester, 1989). Der gefangene Hering wurde damals von den Händlern hart gesalzen bzw. stark geräuchert haltbar gemacht. Ortsnamen wie Vitt oder Vitte erinnern noch heute an ehemalige Heringspackereien.

Heringe bildeten eine Basis für einen weitreichenden Handel, der im 18. Jahrhundert bis Bayern und Österreich reichte (Degner, 1917). Der Niedergang der Salzheringsproduktion zur vorigen Jahrhundertwende wurde vornehmlich durch eine Qualitätsverminderung hervorgerufen (Biester, 1979). Die Salzheringe, die sich dadurch auszeichneten, lange haltbar, gleichzeitig aber auch zäh und hart zu sein, waren den nach holländischer Methode gesalzenen Heringen zarterer Qualität nicht mehr gewachsen.



Abb. 4: Fischkutter in Freest.

Trotz behördlichen Anordnungen waren die Fischer nicht bereit, ihre traditionelle Salzung aufzugeben. Die Fischer gerieten in immer größere Abhängigkeit von Fischhändlern, die nur noch frisch angelandeten Fisch annahmen und darüber hinaus auch noch das Räuchern übernahmen.

Die ersten Fangangaben über die Küstenfischerei wurden 1885 veröffentlicht (Anon. 1885). Bis 1900 erfolgten die Mengenangaben in „Wall“, d. h. 80 Stück Heringe. Im Jahr 1892 wurde das Wallgewicht aus einem Septemberfang mit 9 Pfund angegeben (Anon. 1892). Berechnungen von Biester (1979), die er an überlieferten Daten von Heincke (1898) aus den Monaten März bis Mai durchführte, ergaben eine durchschnittliche Wallmasse von 6,8 kg. Daraus leitete er Gesamterträge für die Jahre 1890 und 1891 an der deutschen Ostseeküste von über 10.000 t ab (Biester, 1989). Seine eigenen Untersuchungen (Biester, 1979) aus den Monaten März bis Mai aus den Jahren 1967 bis 1977 führten zu einem Wallgewicht von 9,1 kg. Im März bis Mai durchgeführte Untersuchungen aus den Jahren 1992 bis 2001 ergaben ein Wallgewicht von 11,4 kg.

Bereits am Ende des 19ten Jahrhunderts besaß der Greifswalder Bodden eine dominierende Rolle in der deutschen Küstenfischerei (Biester, 1979). Zwischen

30 und 40 % des Heringsfanges wurden dort gefangen. Mitte des vergangenen Jahrhunderts erreichten die Fänge im Bodden einen Anteil von ca. 50 % (1937; Biester, 1979). In den siebziger Jahren erhöhte sich der Fanganteil in diesem Gebiet auf über 10000 t. Dies entsprach über 60 % der an der DDR-Küste gefangenen Heringe. Das ertragsreichste Jahr war 1981 mit fast 20.000 t. Seit 1992 schwankt der Anteil insgesamt mit Fängen von 4.000 t bis 8.000 t, wobei sie 40 % bis 60 % der deutschen Ostseefänge ausmachen (Tabelle 1).

Im Jahr 2001 erreichten die Heringsfänge im Greifswalder Bodden ca. 5.400 t (s. Tabelle 1). Das ist im Vergleich zum Vorjahr eine Aufwärtsentwicklung um 6 % (2000: 4.600 t). Wie in den Vorjahren erbrachte die traditionell ertragreichste Frühjahrssaison von März bis Mai mit ca. 5.000 t (2000: 4.200 t) nahezu den Gesamtertrag des ganzen Jahres. Als Fanggerät wurde überwiegend das Stellnetz und in den letzten Jahren mit abnehmender Tendenz die Reuse eingesetzt. Im Jahr 2001 wurden durch zwei Fischereige nossenschaften 11 Reusen bewirtschaftet. Im Vergleich dazu wurden im Jahr 1988, bei Gesamtanlandungen der DDR von ca. 50.000 t, noch 100 Reusen im Greifswalder Bodden und in der angrenzenden Ostsee eingesetzt (Wichmann & Hiller, 2001).

Tabelle 1: Monatliche Heringsfänge (t) im Greifswalder Bodden in Bezug zum deutschen Gesamtfang in den Jahren 1992 bis 2001. Quelle: Monatliche Fänge nach Angaben des Landesamtes Mecklenburg-Vorpommern; Gesamtfang nach Angaben des BLE.

Monat	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Januar	6,4	2,1	15,2	1,7	0,0	0,0	21,8	3,1	0,3	3,9
Februar	366,8	245,3	80,4	552,1	0,0	158,5	372,0	196,5	329,5	320,3
März	2925,9	2042,7	1154,4	3190,4	0,1	2624,7	2026,1	1884,5	2243,8	2153,5
April	3133,0	3161,3	3699,8	3094,3	1866,2	3223,1	1511,4	1967,9	1756,7	2403,6
Mai	1372,1	922,9	973,1	938,0	1791,8	1099,2	383,6	428,2	200,6	481,8
Juni	52,1	58,3	161,5	13,3	84,3	0,5	14,2	5,6	14,1	1,3
Juli	0,0	0,6	0,1	0,1	12,3	0,0	0,0	3,1	0,1	0,0
August	2,0	3,2	1,8	1,2	0,0	0,0	0,1	0,5	4,4	0,0
September	11,3	6,3	3,5	33,9	1,1	1,4	0,7	0,0	1,5	2,3
Oktober	13,6	25,9	5,3	0,8	0,9	0,1	7,6	2,0	16,2	19,8
November	5,8	11,5	17,6	3,5	32,9	9,4	8,6	54,7	22,6	24,9
Dezember	1,2	0,7	13,7	0,3	0,3	2,1	5,1	10,8	11,8	2,3
Quartal I	3299,0	2290,1	1250,0	3744,2	0,1	2783,2	2419,9	2084,0	2573,6	2477,7
Quartal II	4557,2	4142,5	4834,4	4045,6	3742,3	4322,8	1909,3	2401,7	1971,4	2886,6
Quartal III	13,3	10,2	5,3	35,2	13,4	1,4	0,7	3,5	6,0	2,3
Quartal IV	20,6	38,1	36,6	4,6	34,1	11,6	21,3	67,4	50,6	47,0
März-Mai	7430,9	6126,9	5827,3	7222,7	3658,0	6947,1	3921,1	4280,6	4201,0	5038,9
Total Gr. Bod.	7890,1	6480,9	6126,3	7829,6	3789,8	7119,0	4351,2	4556,7	4601,6	5413,6
Gesamtfang	15589,1	15985,9	11449,1	13373,7	7263,6	12755,8	8991,3	9750,6	9323,7	11446,3
% Gr. Bod. am Gesamtf.	50,6	40,5	53,5	58,5	52,2	55,8	48,4	46,7	49,4	47,3

Im Jahr 2001 wurden im Greifswalder Bodden 47 % der insgesamt von Deutschland in der Ostsee angelandeten Heringe gefangen (2000: 49,4 %). Die deutsche Fangquote von 52 000 t wurde 2001 lediglich zu ca. 22 % ausgeschöpft (2000: 13 %).

Die seit 1992 insgesamt auf einem niedrigen Niveau stagnierenden deutschen Gesamtfänge an Heringen sind auch 2001 unverändert überwiegend auf Vermarktungsprobleme zurückzuführen. Nachdem der Ostseeheringspreis zehn Jahre stagniert hatte, führten erhebliche Engpässe in der deutschen Heringsverarbeitungsindustrie im Jahr 2001, die durch den Ausfall des Nordseeherings durch Quotenbeschränkung (Gröhsler & Zimmermann, 2001) bzw. durch verstärkten Absatz in den Osten bedingt waren, aber dennoch zu einer positiven Preisentwicklung (Wichmann & Hiller, 2001).

Eine geplante erste Fischverarbeitungsstufe auf Rügen, die zur Auslastung ca. 50.000 t Fisch benötigt, soll zu Fangsteigerungen in der deutschen Heringsfischerei in der Ostsee führen. Die bereits 1998 begonnene und mit Unterbrechungen bis 2000 mit Schleppnetzen durchgeführte Versuchsfischerei auf Hering, die u. a. zur Erkundung der geplanten

Fangsteigerung dienen sollte, erbrachte 2000 in den Monaten Januar bis Mai einen Fangertrag von ca. 2.000 t Hering (1999: 1.900 t). Da eine Schleppnetz-fischerei im Greifswalder Bodden nicht möglich ist, ist die Bundesforschungsanstalt für Fischerei dabei, neue Fangtechniken zu entwickeln. Unter den gegebenen Bedingungen sind keine wesentlichen Fangsteigerungen zu erwarten, womit auch das neue Verarbeitungszentrum in Mukran nicht ausgelastet wäre. Es wird daher an einer neuen mechanisierten und effektiveren Fischereimethode gearbeitet, als dies durch die Stellnetz- und Reusenfischerei möglich ist. Neben der wichtigsten Seefischart Hering, die mengenmäßig alle weiteren gefangenen Fischarten bei weitem übertrifft, liefern von den Seefischarten nur noch der Hornhecht und die Flunder nennenswerte Erträge (Statistik des Landesamtes M-V; Winkler, 1989).

Fanggeräte

Die Fischer nutzten zunächst überwiegend einfache Zugnetze zum Heringsfang. Im 16. Jahrhundert begann man die aus Dänemark eingeführten

Heringsreusen zu verwenden. Für Rumphorst (1930) lag der Ursprung dieser Fangmethode vor 200 Jahren auf Mönchgut. Münter (1863) sieht den Beginn der Heringsreusenfischerei im Greifswalder Bodden dagegen erst um 1820.

Einige Veränderungen führten schließlich zur heute noch eingesetzten Form der Kummreuse. Neben ihrer Größe zeichnet sich die Kummreuse dadurch aus, dass sie nach oben offen ist. Dabei ist die aus einem Netz bestehende Fangkammer an Pfählen aufgehängt und reicht über die Wasseroberfläche. Aufgrund ihrer Konstruktion ist die Kummreuse nur in windgeschützten Gebieten mit geringem Tidenhub einsetzbar. Das Leitwehr der Reuse beträgt in der Regel 200 m bis 400 m (Klinkhardt, 1996). Die Kummreusen werden im Frühjahr nach Eisaufbruch, wenn die ersten Heringsschwärme zum Ablachen in den Greifswalder Bodden einwandern, von den Fischern aufgestellt. Das Aufstellen der Reusen nimmt dabei 1 - 2 Tage in Anspruch. In regelmäßigen Abständen kontrollieren die Fischer mit ihren Kuttern die Reusen. Direkt an der Reuse wird mit kleinen Ruderbooten gearbeitet. Ein Boot begibt sich direkt in die Fangkammer und

schließt die Kehlen. Danach wird der Netzboden der Fangkammer nach und nach angehoben. Die auf einem engen Bereich zusammengetriebenen Heringe werden dann mit Keschern abgefischt.

Neben den Reusen werden im Greifswalder Bodden traditionell auch Stellnetze zum Heringsfang eingesetzt. Im Gegensatz zu Treibnetzen, die frei in der Strömung driften und vermutlich schon seit mehr als 1000 Jahren in der Fischerei Verwendung finden, sind Stellnetze am Gewässergrund fixiert. Das Fangprinzip ist in beiden Fällen gleich. Die Heringe treffen auf eine vertikale Netzwand, deren Maschen so bemessen sind, dass die Heringe nur mit ihrem Kopf eindringen können. Beim Versuch, wieder aus den Maschen zu schlüpfen, bleiben sie mit ihren Kiemendeckeln im Netz hängen (Abb. 5). Aus diesem Grund wird dieses Fanggerät auch als Kiemennetz bezeichnet. Das schon 1900 auf einer Berliner Fischereiausstellung gezeigte „Rügener Netzmodell“ (Klinkhardt, 1996), bestand aus Netzblättern mit Abmessungen von 4 m x 25 m und einer Maschenweite von 18 mm. Ein Fleet bildeten 32 dieser Netze. Zu einem Fleet gehörte ein Kielboot (7 m lang und 3,1 m breit) mit vier Mann



Abb. 5: Fischer beim Heringsspuken.

Besatzung. Die Verankerung der Stellnetze erfolgte mit Pfählen/Stockankern am Grund. Im Durchschnitt fangen Kutter mit einer Länge von unter 10 m, die überwiegend Stellnetze zur Fischerei einsetzen, bis zu 100 t Hering in einer Saison (Wichmann & Hiller, 2001).

Zusammenfassung

Die deutsche Küste in der südlichen Ostsee wird durch flache Küstengewässer, die auch als Bodden bezeichnet werden, charakterisiert. Diese Boddenküste ist aufgrund ihrer geomorphologischen, hydrographischen und biologischen Besonderheiten einzigartig auf der Welt. Der Greifswalder Bodden ist das größte dieser Randgewässer an der Ostseeküste Deutschlands und bietet einen Lebensraum für viele Meerwasser- und Süßwasserfischarten. Der Heringsbestand der westlichen Ostsee besitzt im Greifswalder Bodden sein wichtigstes Laichgebiet. Dieses Gebiet wird jedes Jahr im Frühjahr vom Hering während der Laichwanderung aufgesucht. Der Greifswalder Bodden stellt den wichtigsten deutschen Fangplatz an der Ostseeküste dar, wobei der Hering die Hauptfangart ist.

Literatur

- Aneer, G. & S. Nellbring (1982): A SCUBA-diving investigation of Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.) spawning grounds in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. *J. Fish Biol.* 21: 433-442.
- Anonymus (1885): Deutscher Fischerei Verein. Mitteilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei: 1-116.
- Anonymus (1892): Bericht über die Seefischerei von Neuvorpommern und Rügen. Deutscher Fischerei Verein. Mitteilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei: 3-40.
- Anwand, K. (1962 - 1963): Die Fruchtbarkeit der Frühjahrsheringe aus den Gewässern um Rügen. *Zeitschr. f. Fischerei* Bd. XI N.F. Heft 5/6: 463-473.
- Below, M. (1979): Untersuchungen zur Fruchtbarkeit der Rügenschon Frühjahrsheringe (*Clupea harengus* L.) und die Entwicklung der Fänge von 1967-1978 – Diplomarbeit, W.-P.-Universität Rostock.
- Biester, E. (1979): Der Frühjahrshering Rügens – seine Rolle in der Fischerei der Ostsee und in den Übergangsgebieten zur Nordsee. Dissertation, W.-P.-Universität Rostock.
- Biester, M. (1989): Der Hering – wichtigster Wirtschaftsfisch in Vergangenheit und Gegenwart. *Meer und Museum* 5: 58-62.
- Bishai, H.M. (1960): The Effect of Water Currents on the Survival and Distribution of Fish Larvae. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 25: 134-146
- Blaxter, J.H.S. (1969): Development: Eggs and larvae. In: W.S. Hoar & D.J. Randall (Hrsg.) *Fish Physiology* Vol. III, Acad. Press New York: 177-252.
- Blaxter, J.H.S. & G. Hempel (1963): The influence of Egg Size on Herring Larvae. *Journal du Conseil* 28: 211-240.
- Degner, P. (1917): Erinnerungen an die Verwertung der Heringe des Ostseegebiets in früheren Zeiten. *Mitt. Dt. Seefisch. Vereins* 33: 226-233.
- Geisel, T. (1986): Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit, W.-P.-Universität Rostock.
- Geisel, T. & U. Meßner (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5: 44-51.
- Gröhsler, T. & C. Zimmermann (2001): Die Lage der Fischbestände in Nordostatlantik, Nord- und Ostsee. *Inf. Fischwirtschaft* 48 (3): 95-113.
- Hahlbeck, E. & T. Gröhsler (1999): Fischen und Forschen im Greifswalder Bodden. *Forschungsreport. Ernähr. Landwirtsch. Forsten* 1/99: 12-14.
- Heincke, F. (1898): *Naturgeschichte des Herings*. D.S.V. (2).
- Hourston, A.S. & C.W. Haegele (1980): Herring on Canada's Pacific coast. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic. Sci.* 48: 1-23.
- Jönsson, N. & E. Biester (1981): Wanderbewegungen des Rügenschon Frühjahrsherings in den Küsten- und Boddengewässern der DDR. *Fischerei-Forschung* 19: 47-51.
- Klinkhardt, M. (1984a): Zum Einfluß des Salzgehaltes auf die Befruchtungsfähigkeit des Laiches der Rügenschon Frühjahrsheringe. *Fischerei-Forschung* 22(3): 73-75.
- Klinkhardt, M. (1984b): Untersuchungen zur Embryonalphase des Laiches Rügenschon Frühjahrsheringe unter besonderer Berücksichtigung natürlicher Mortalitätsraten auf einem ausgewählten Laichplatz des Greifswalder Boddens. Dissertation, W.-P.-Universität Rostock.
- Klinkhardt, M. (1984c): Ergebnisse von Untersuchungen zur Schlupf- und Dottersackphase der Larven von Rügenschon Frühjahrsheringen (*Clupea harengus* L.). *Fischerei-Forschung* 24 (2): 28-30
- Klinkhardt, M. (1989): Investigations into the occurrence of abnormal herring embryos (*Clupea harengus* L.) at a spawning place in the inner coastal waters of the GDR. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.* 190: 178-182.
- Klinkhardt, M. (1996): *Der Hering*. Die Neue Brehm-Bücherei. Bd. 199, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Klinkhardt, M., D. Lill & E. Biester (1985): Untersuchungen zum Ablauf der Frühjahrslaichsaison 1982 und 1983 der Rügenschon Heringe (*Clupea harengus* L.) auf einem ausgewählten Laichplatz des Greifswalder Boddens. *Fischerei-Forschung* 23 (4): 41-48.
- Köster, F.W. (1994): Der Einfluß von Bruträubern auf die Sterblichkeit früher Jugendstadien des Dorsches (*Gadus morhua*) und der Sprotte (*Sprattus sprattus*) in der zentralen Ostsee. *Berichte aus dem Institut für Meereskunde* 261: 1-286.
- Kühnhold, W.W. (1969): Der Einfluß wasserlöslicher Bestandteile von Rohölen und Rohölfractionen auf die Entwicklung von Heringsbrut. *Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch.* 20: 165-171.
- Lambert, T.C. (1987): Duration and intensity of spawning herring *Clupea harengus* as related to the age structure of the mature population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39: 209-220.
- Leipe, Th. (1989): Der Greifswalder Bodden als international bedeutendes Rastgebiet für nordische Tauch- und Meerestiere. *Meer und Museum* 5: 63-69.
- Münter, J. (1863): Über den Heringsfang der pommerschen Küsten und die an denselben sich anschließenden Industriezweige. *Arch. f. Naturgesch.* 29: 281-360.
- Rajasilta, M. (1992): Relationship between food, sexual maturation and spawning time of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in the Archipelago Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 644-654.
- Rechlin, O. & C.C. Frieß (1975): Beitrag zur Bestandsbiologie und zur Fangentwicklung beim Frühjahrshering in den Gewässern um Rügen. *Fischerei-Forschung* 13 (1): 81-84.
- Reinicke, R. (1989): Der Greifswalder Bodden - geographisch-geologischer Überblick, Morphogenese und Küstendynamik. *Meer und Museum* 5: 3-9.
- Rumphorst, H. (1930): Die Blankaalifischerei im Kreise Rügen. *Z. Fischerei* 28: 404-432.
- Scabell, J. & N. Jönsson (1984): Untersuchungen zum natürlichen Laichverhalten des Rügenschon Frühjahrsherings im Greifswalder Bodden. *Fischereiforschung* 22 (3): 68-72.
- Stigge, H.-J. (1989): Der Wasserkörper Bodden und seine Hydrodynamik. *Meer und Museum* 5: 10-14.
- Subklew, H.-J. (1955): Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischwirtschaftlich betrachtet. *Z. Fischerei* 4: 545-588.
- Wichmann, T. & J. Hiller (2001): Frühjahrssaison des Heringfangs beendet. *Fischerei & Fischmarkt im M-V* 03/2001: 45-46.
- Winkler, H.M. (1989): Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5: 52-58.

Probleme der Fischerei: Ist die Nordsee überfischt?

Cornelius Hammer und Christopher Zimmermann

Einführung

Die Fischbestände der Nordsee, wie auch die meisten anderen Fischbestände der Welt, sind ein wirtschaftlich genutztes Gut. Ein solcher Satz klingt zwar technokratisch und erbarmungslos, bedeutet aber einmal nur, dass Fische im gesellschaftlichen Konsens und ohne größere ethische Probleme dem Meer entnommen und konsumiert werden können. Probleme ergeben sich allerdings, wenn die Bestände übernutzt werden und sich als Folge dessen die Bestandsgrößen verringern.

Den Zustand der Bestände in Zahlen zu erfassen und zu beschreiben, ist eine der zentralen Aufgaben der Fischereiwissenschaft. In der Bundesrepublik Deutschland kommt dieser Aufgabe die Bundesforschungsanstalt für Fischerei bzw. ihre Vorläufer als staatliche Institution seit über hundert Jahren nach. Von Beginn an arbeitet sie sehr eng mit den entsprechenden Instituten der anderen Anrainerstaaten des Nordatlantiks zusammen. Ohne internationale Kooperation wäre die enorme Aufgabe nicht zu bewältigen: Für die kommerziell genutzten Fischbestände der Nordsee und anderer Meere wird jedes Jahr ein ausführlicher Zensus erarbeitet, in der Sprache der Fischereiwissenschaft ein „Assessment“. Dabei wird für jeden Bestand nicht nur eine möglichst genaue Abschätzung der Stückzahlen vorgenommen, sondern auch analysiert, wie die Fische der einzelnen Jahrgänge eines jeden Bestands im vorangegangenen Jahr gewachsen sind und wie es um die nachfolgenden Jahrgänge bestellt ist. Daraus leitet sich ab, wie sich die Bestände in den nächsten Jahren entwickeln werden, vor allem in Hinsicht auf die so genannte sichere „biologische Grenze“ für den jeweiligen Bestand. Dies ist ein Referenzwert, den die Gesamtbiomasse aller Laichfische nicht unterschreiten sollte, da sonst ein stabiler Ertrag auf längere Sicht nicht mehr gewährleistet ist. Näheres dazu findet sich bei Gröger (in diesem Band).

Als Ergebnis der Bestandsabschätzungen veröffentlicht der Internationale Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) jährlich ein etwa 800 Seiten starkes Dokument (Cooperative Research Report), in dem die über 130 Bestände des ICES-Gebiets, d.h. des Nordatlantiks, beurteilt werden (z.B. ICES 2000, 2001). An der Lösung dieser Aufgabe wirken Wissenschaftler von Spanien bis Norwegen und von den USA bis Russland mit, also aller Anrainerländer rund um Nordatlantik, Nord- und Ostsee. Ein ähnlicher Aufwand sucht auf Landseite seinesgleichen. Vergleichbar wäre

damit allenfalls ein jährlicher europäischer Waldschadensbericht oder gesamteuropäische Klimaanalysen. Von einigen bedrohten Arten abgesehen, werden für gewöhnlich keine jährlichen Bestandsanalysen von Landtieren oder -pflanzen unternommen. Der Grund, weshalb man einen so großen Aufwand für die Fischbestände treibt, liegt zum einen an dem hohen Nutzungsgrad, zum anderen aber auch daran, dass die Fischbestände nicht direkt gezählt werden können (s. Gröger, in diesem Band). Dazu kommt, dass die Fischbestände sich sehr schnell und sehr variabel rekrutieren, also die Nachwuchsproduktion in manchen Jahren sehr gut ist und in anderen nicht. Ob sich ein starker, mittelmäßiger oder nur schlechter Jahrgang entwickelt, hängt sowohl von der Anzahl laichreifer Elterntiere ab, als auch von den spezifischen hydrographischen und planktologischen Bedingungen. Insofern ist ein dynamisches Auf und Ab der Bestandsstärken durchaus natürlich und wäre, wenn gleich nicht so ausgeprägt, auch ohne menschlichen Einfluss gegeben.

Mit Interesse werden die Meldungen der Presse über Bestands- und Fangquotenentwicklungen in der Öffentlichkeit verfolgt. Dabei hat der große Bestandszusammenbruch des Nordseeherings in den frühen 70er Jahren eine das öffentliche Bewusstsein prägende Rolle gespielt. Obwohl dieser Zusammenbruch inzwischen über 30 Jahre zurückliegt, sind viele Menschen der Meinung, es gehe dem Hering der Nordsee eben deshalb noch immer schlecht. Dass sich der Bestand nach der Schließung der Fischerei in den 70ern wieder gut erholt hat, zwischenzeitlich, in den 90ern, wieder deutlich unter den Referenzwert von 800.000 t gefallen ist, sich dann aber nach der Implementierung neuer Bewirtschaftungsregeln wieder gut entwickelt hat, ist den meisten entgangen. Näheres hierzu findet sich im nachfolgenden Beitrag von Zimmermann und Hammer in diesem Heft.

Serien von schlechten Jahrgängen hat es seit Alters her gegeben, und das Ausbleiben der Heringe auf den Laichplätzen war schon immer eine Katastrophe für die Fischer und die Küstenbevölkerung, die direkt vom Hering abhingen. Sehr eindrucksvoll ist dies von Knut Hamsun für die norwegische Küstenbevölkerung beschrieben worden.

Selbstverständlich sind es nicht nur die natürlichen Rekrutierungsschwankungen, die zum Auf und Ab der Bestände führen. Gerade in den letzten Jahren wird in der Presse viel über die Überfischung der Bestände geschrieben. Dabei ist das Problem nicht neu: Von Anzeichen der Überfischung in der Nordsee wurde schon in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhun-

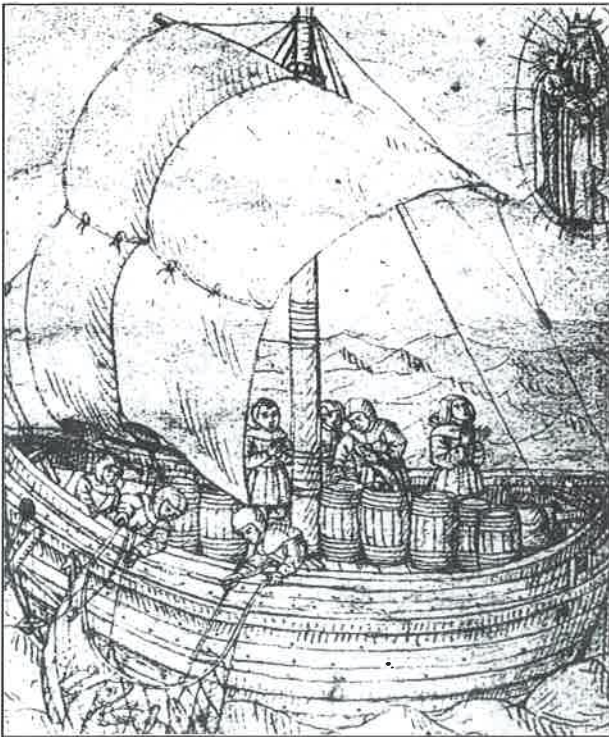


Abb. 1: Fischer im 15. Jahrhundert.

dert berichtet. Damals war die Fischerei ein sehr mühseliges und relativ wenig effizientes Unterfangen und konnte den Beständen insgesamt gesehen nicht allzu viel anhaben.

Heute stellt sich die Situation anders dar. Die Fischerei sucht den Fisch aktiv und ist weniger auf eine Art allein eingestellt, sondern ist diversifiziert hoch gerüstet und auf verschiedene Arten ausgerichtet. Und genau hier liegt das Problem. Denn zum einen haben sich die Fangtechniken in den letzten 100 bis 200 Jahren enorm entwickelt und die Fangkapazität hat sich langsam in eine sehr effiziente „Vernichtungskapazität“ verwandelt. Zum anderen wandelte sich aber das Bewusstsein des einzelnen Fischers mit dem technischen Fortschritt nur langsam. Im Großen und Ganzen ist dieses geblieben, wie es schon immer war, wenngleich eine solche Aussage dem Einzelnen sehr Unrecht tun kann.

Abgesehen von den ökonomischen Faktoren, die eine gewichtige Rolle spielen (Investitionen und laufende Kosten sind hoch), liegt im traditionellen Bewusstsein der Fischer einer der Gründe, warum es so schwer ist, die Bestände und die Flotten zu managen. Um zu verstehen, warum sich die Dinge so entwickelt haben und warum die Probleme so hartnäckig bestehen bleiben, ist es wichtig, hier tiefer zu gehen.

Der Grundgedanke und das fundamentale Gesetz der Fischerei ist, dass der Zugang zur See jedem offen steht und die darin enthaltenen Schätze ein Allgemeingut sind. Sie gehören dem, der sie sich nimmt. Als Preis dafür bezahlte der Fischer vor allem früher mit der Gefahr für Schiff und Leben und mit

der Härte der Arbeit. In der Abbildung 1 aus dem 15. Jahrhundert fischen die Fischer und beten zur Mutter Maria und deren Kind. Sie beten darum, von ihr vor der Unbill der See verschont zu bleiben. Sie bitten aber nicht darum, sich den Fisch nehmen zu dürfen, denn dies betrachten sie als ihr ureigenstes Recht. In anderen Kulturen ist das durchaus anders. Bei vielen pazifischen Völkern muss ein Gott um die Erlaubnis gefragt werden, sich dessen Fisch nehmen zu dürfen. Als Dank für die Erlaubnis, die natürlich nie verweigert wird, muss dem Gott symbolisch geopfert werden.

Im Endeffekt mag dies wenig Unterschied machen, denn in jedem Fall landet der Fisch auf dem Teller. Doch macht es deutlich, dass im europäischen Raum dem Fischer die Idee, um Erlaubnis zu fragen, beispielsweise in der Nordsee Fische fangen zu dürfen, gelinde gesagt, suspekt sein muss. Nach seiner Grundeinstellung, die sich auf Generationen von Fischern stützt, gehört ihm der Fisch. Er ist der Überzeugung, ein festes Anrecht auf den Fisch der See zu haben. Dies ist der Kerngedanke, der sich in dem Begriff „Open Access“, d.h. freiem Zugang zu den Ressourcen der See verbirgt.

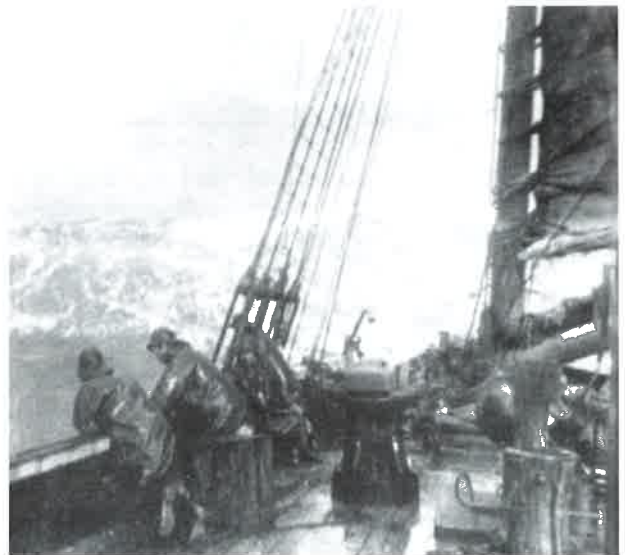


Abb. 2: Fischer auf einem Logger in der Nordsee zu Beginn des 20. Jahrhunderts.

Diese Einstellung und mit ihr ein Alleinanspruch auf die Ressourcen hatte ihre Berechtigung, solange die Härte und Gefahr derart akut waren, wie noch zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts, als in Winterstürmen mitunter mehrere Dutzend segelnde Logger in der Nordsee sanken und die Fischer „auf See blieben“, ganz so, als hätten sie einen Hafen in Amerika angelaufen und wären dort geblieben.

Im Laufe der letzten Dekaden hat sich diese Situation grundlegend geändert. Zwar gilt der Beruf des Fischers immer noch als gefährlich, ist mit früheren Zeiten aber nicht mehr vergleichbar. Diese Seite des

„Vertrags“ zwischen dem Fischer und der See ist durch radikale Technisierung quasi gekündigt, das „Recht“ auf den Fisch im Bewusstsein des Fischers ist aber geblieben.

Aus der Sicht eines Naturschützers, der sich Gedanken um das Futter der Delphine oder Seevögel macht, stellen sich die Besitzverhältnisse auf See anders dar. Denn auf Landseite hat sich das Bewusstsein bezüglich der Besitzverhältnisse im Meer in den letzten Jahrzehnten grundlegend geändert. Zum einen hat sich die Vorstellung durchgesetzt, dass die Bewirtschaftung der Fischbestände nachhaltig sein sollte, d.h., dass so viel Fisch in der See verbleiben sollte, dass sowohl zukünftigen Generationen als auch für das „Ökosystem“ die Ressource ausreichend zur Verfügung steht. Es soll, mit anderen Worten, genug Fisch für spätere Jahre sowohl für die Menschheit als auch für die anderen Räuber, ob Kabeljau, Makrele oder Schweinswale, verbleiben.

Es liegt auf der Hand, dass der Anspruch und Wunsch nach quasi uneingeschränkter Ausbeutung der biologischen Ressourcen auf der einen Seite und nachhaltiger und ökologisch orientierter Nutzung auf Dauer nicht zusammen passen. Die unmittelbare Folge ist eine feindliche Einstellung der Fischer gegenüber der Flut von Regularien, mit denen sie konfrontiert sind. Daraus resultiert eine Vielzahl trickreicher Bemühungen, die Regeln zu umgehen. Auf der anderen Seite hat das viel gescholtene und komplizierte Regelwerk aber auch bewirkt, dass eine profitable Fischerei noch immer existiert.

Die Bestände der Nordsee

Obwohl man zwischen den einzelnen Arten und Gebieten sehr differenzieren muss, hat die technische Aufrüstung und die Schaffung einer großen Überkapazität an Fischereifahrzeugen im Mittel zu einer weltweiten Abnahme der Bestände geführt. Das Maximum an Ertrag wurde Ende der 1980er Jahre

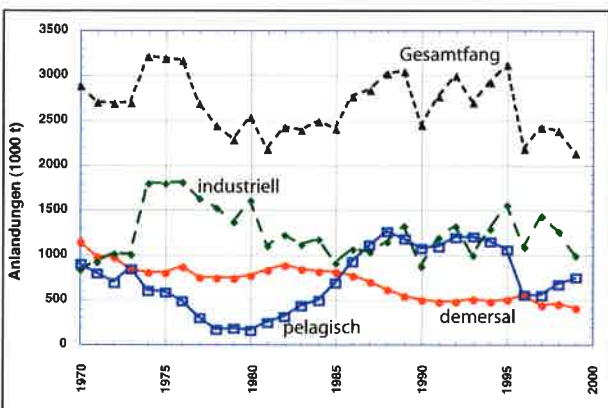


Abb. 3: Anlandungen aus der Nordsee seit 1970, nach ICES (2000).

mit etwa 19 kg Fisch pro Mensch und Jahr auf der Erde erreicht, d.h. rund 120 Mio. t. Seitdem nimmt der weltweite Ertrag ab. Auch in der Nordsee hat sich ein entsprechender Trend gezeigt (Abb. 3). Dass die Abnahme in der Nordsee nicht stärker ausgeprägt ist, liegt lediglich daran, dass einzelne Arten mitunter davon profitieren, wenn ihre Räuber von der Fischerei dezimiert werden. Diese „Friedfische“ stehen dann unter geringerem Fraßdruck und können sich besser entwickeln. Gerade diese kleineren Friedfische wie Stintdorsch, Sandaal, Sprotte oder Hering, haben ein enormes Rekrutierungspotenzial und reagieren schnell auf nachlassenden Druck der Räuber. Sie sind gut angepasst an starke Dezimierungen. Anders könnten sie als Art nicht überleben.

Diese Friedfische kompensieren in der Biomasse die dezimierten Räuber, werden dann ebenfalls in größeren Mengen gefangen und bringen die Fänge und die Statistik wieder nach oben. Die demersalen, d.h. die am oder über dem Boden lebenden Arten sind von den Auswirkungen der Fischerei besonders betroffen, was sich an der recht stetigen Abnahme der Anlandungen der demersalen Fische in Abbildung 3 un schwer erkennen lässt.

Makrele

Die wohl dramatischste Entwicklung hat sich in den letzten 30 Jahren bei der Nordseemakrele vollzogen. Von ihr wird angenommen, dass sie keinen wirklich eigenen Bestand bildet, sondern eine mehr oder weniger eigenständige Komponente des großen nordostatlantischen Makrelenkomplexes ist. Diese Bestandskomponente brach in den frühen 70er Jahren nach Einführung der hoch effizienten Ringwadenfischerei völlig zusammen und steht seitdem unter relativ strengem Schutz. Die Fänge sind entsprechend gering, doch erholt sich die Nordseemakrele bisher nicht (Abb. 4). Der mehr als 2.5 Mio. t Laicherbiomasse Anfang der 60er Jahre stehen jetzt nur 40.000 bis 100.000 t gegenüber. Warum sich der Bestand nicht wieder erholt, ist unklar, denn die bevorzugte Nahrung der Nordseemakrele, der Sandaal, steht trotz intensiver Fischerei im Laufe der letzten Jahre in ausreichen-

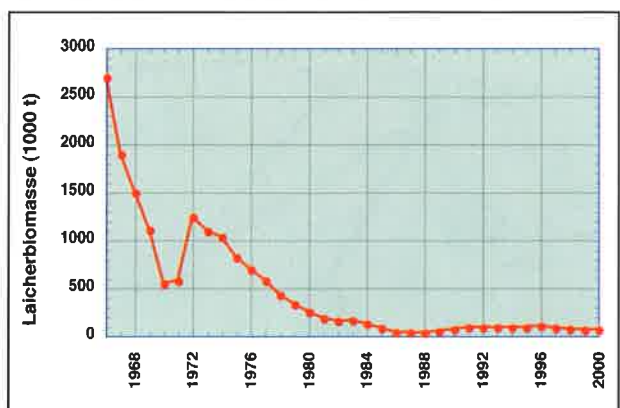


Abb. 4: Entwicklung der Laicherbiomasse der Nordseemakrele.

der Menge zur Verfügung (s.u.).

Noch in den späten 60er Jahren konsumiert der Makrelenbestand von rund 1 Mio. t knapp 2 Mio. t Sandaale pro Jahr. In Abbildung 5 sind die Ergebnisse dieser Gesamtberechnung dargestellt (Multi-Species-Virtual Population analysis, MSVPA, Floeter & Temming, 2001, basierend auf Daten von ICES (1997)). Mit der MSVPA wird versucht, die Fänge der Fischerei und die Konsumtion der Fische wie einen Räuber im Ökosystem zu behandeln (zu Einzelheiten s. Gröger, in diesem Heft). Die Abbildung 5 zeigt solche Berechnungen für ein Jahr in den 1970ern und eines in den 1990ern. Die Größe der Kugeln repräsentiert die Stärke der Bestände der Räuber- und Beutearten zu den jeweiligen Zeitpunkten, und die Dicke der sie verbindenden Balken zeigt die Biomasse, die von dem Räuber verzehrt wird. Die Größe der Fischerboote neben den Kugeln symbolisiert die Menge an Fisch, die von der Fischerei in den beiden Jahren entnommen wurde. Die Berechnung für das Jahr 1974 muss in Hinsicht auf die Biomasse des Sandaals und die Konsumtion durch die Makrele allerdings mit Vorsicht betrachtet werden, da die Basisdaten für die Berechnung (Mageninhaltsanalysen und Magenleerungsraten der Makrelen) nur unzureichend waren (Temming, pers. Komm.).

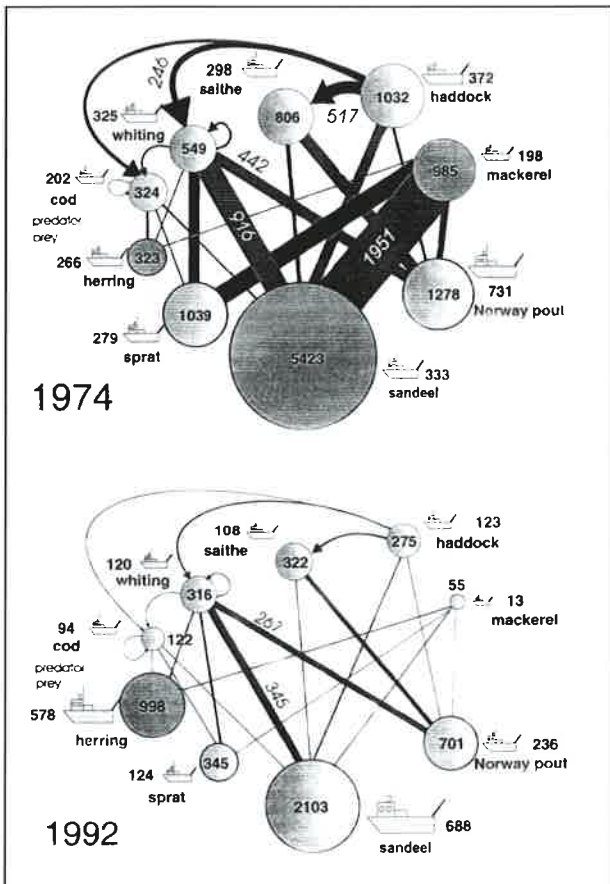


Abb. 5: Ergebnisse der „Multispecies VPA“ für die Nordsee für zwei Jahre (Floeter & Temming, 2001).

Schon der erste Blick auf die beiden Teilabbildungen der Abbildung 5 zeigt, dass im Vergleich fast alle Bestände in den 70ern größer waren, mit Ausnahme des Herings, der sich zu diesem Zeitpunkt gerade im Prozess des Niedergangs befand. Schnell wird klar, wie viel mehr Fisch in den 70ern in der Nordsee zu finden war. Die hier dargestellten Daten sind Schätzungen und unterliegen als solche natürlich einer statistischen Unschärfe.

Sandaal

Vom Räuber, der Makrele, zur Beute, dem Sandaal. Bezüglich der Sandaale hat die Fischerei in den 90ern die Rolle des Räubers übernommen, die noch in den 70ern die Makrele inne hatte. Der Sandaal ist mit Abstand der häufigste Fisch der Nordsee und bildet die Lebensgrundlage für eine Reihe von Vögeln und Fischen, so dass diese Fischart der Dreh- und Angelpunkt des Ökosystems Nordsee ist. Deswegen ist es entscheidend, dass die Fischerei ausreichend Sandaal-Biomasse in der Nordsee belässt.

Abbildung 6 zeigt, dass die Entnahme der Sandaal-Fischerei zwischen 1976 und 2000 im Mittel rund 600.000 t pro Jahr betrug, mit gelegentlichen Spitzenanlandungen von über einer Million Tonnen. Verglichen mit den knapp 2 Mio. t, die von den Makrelen in den frühen 70ern konsumiert wurden, nimmt sich diese Zahl vergleichsweise bescheiden aus. Das könnte sich allerdings dann schnell ändern, wenn entweder der Sandaal der Nordsee einige schlechte Nachwuchsjahrgänge produziert und damit die Biomasse kräftig abnimmt, oder wenn der Makrelenbestand wieder merklich wächst und gleichzeitig die Fischerei

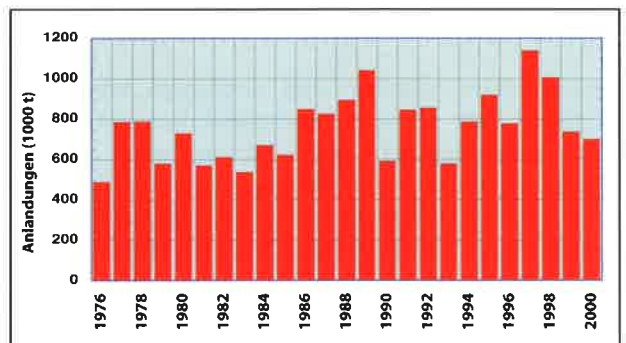


Abb. 6: Sandaalfänge in der Nordsee.

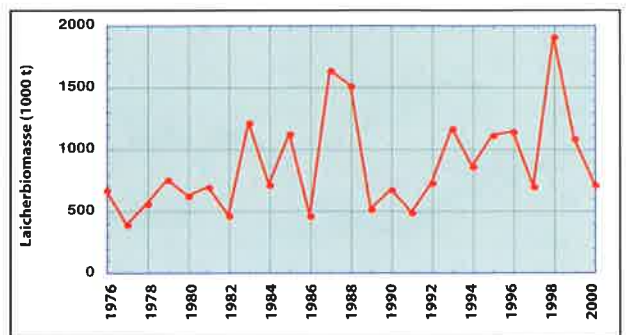


Abb. 7: Laicherbiomasse Sandaal der Nordsee.

weiterhin die gegenwärtige Menge oder sogar mehr Sandaal entnimmt. Mit anderen Worten, die Situation ist nur deshalb zur Zeit günstig, weil die Sandaalfischerei moderat fischt, der Sandaalbestand dank guter Jahrgänge hoch (Abb.7) und der Makrelenbestand sehr niedrig ist. Sollte sich nur einer dieser drei Parameter deutlich ändern, entsteht ein akutes Verteilungsproblem.

Wie stark die Schwankungen der Laicherbiomasse der Sandaale in der Nordsee sind, zeigt Abb.7. Abhängig vor allem von dem Rekrutierungserfolg beträgt die Laicherbiomasse zwischen 400.000 t und 1.8 Mio. t. Vor diesem Hintergrund erscheinen die Anlandungen der Fischerei von im Mittel 600.000 t und vor allem die frühere Zehrungsrate der Makrele von ca. 2 Mio. t, sehr hoch zu sein. Man muss allerdings bedenken, dass hier lediglich die Laicherbiomasse dargestellt ist und zur Gesamtbiomasse noch die große Menge der Jungfische kommt, die ebenfalls einen sehr großen Teil der Anlandungen ausmachen.

Der Hering wird in einem gesonderten Artikel in diesem Heft behandelt (Zimmermann & Hammer, in diesem Heft). Gemeinsam mit der Sprotte und dem Stöcker sind Makrele, Sandaal und Hering Fische des freien Wassers; des sogenannten „Pelagials“, wobei allerdings die Sandaale sich vor allem während des Tages im Sand der Bänke mit starken Stromkanten vergraben und erst in der Nacht in das Pelagial zum Fressen aufsteigen. Die Fische des Pelagials zeichnen sich vor allem durch die Schwarmbildung, ihre hohe Produktivität und Mobilität aus, während die benthischen Arten, die am Meeresboden leben, eher gleichmäßig verteilt sind und sich am Boden ernähren. Typisch für diese Gruppe sind Fische wie Scholle, Schellfisch oder Kabeljau. Der Seelachs nimmt zwischen diesen beiden Gruppen eine Zwischenstellung ein.

Kabeljau

Zu den vorwiegend am Boden lebenden Fischen in der Nordsee gehört der Kabeljau, der in letzter Zeit viel von sich reden gemacht hat, da der Bestand einen noch nie da gewesenenen Tiefstand erreicht

hat. Erste schnell eingeleitete Maßnahmen der Europäischen Kommission haben 2001 zu einer temporären Gebietsschließung in der Nordsee geführt, um wenigstens die Laichkonzentrationen vor dem Zugriff der Fischerei zu schützen. Zusätzlich wurde die erlaubte Fangmenge radikal beschnitten. In diesem Zusammenhang wurde erstmalig auch der TAC von anderen Arten, wie z.B. dem Schellfisch reduziert, weil in dieser Fischerei Kabeljau in nicht unwesentlicher Menge mit gefangen wird (sog. Beifang).

Abbildung 8 zeigt die tendenziell kontinuierliche Abnahme der Laicherbiomasse des Kabeljaus der Nordsee seit den frühen 1970er Jahren. In den frühen 80er Jahren unterschritt er die B_{Vorsorge} -Grenze und sank dann recht kontinuierlich bis auf den B_{Grenze} -Wert, die seit 1997 deutlich unterschritten ist. Mit nur noch knapp über 50.000 t Laicherbiomasse hat der Bestand den tiefsten Stand der Zeitreihe erreicht.

Wie konnte es dazu kommen? Mehrere Ursachen haben zu dieser Entwicklung geführt. Für eine fische-reibiologische Betrachtung ist eine Zeitreihe von den frühen 1960ern bis heute eine durchaus gute Berechnungsgrundlage, aus biologischer Sicht muss sie aber nicht sonderlich viel aussagen. Betrachtet man Abbildung 8, so fragt man sich, wie die Bestandsentwicklung in den vorangegangenen Jahrzehnten, also vor dem Beginn dieser Statistik gewesen sein mag. Es ist bekannt, dass in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts alle Gadiden, also der Kabeljau und seine näheren Verwandten, sich über einige Jahre sehr stark vermehrt haben. Dieser sog. Gadoid-Outburst zeigt sich in Abbildung 8 als markanter Gipfel.

Die auf die Periode der starken Vermehrung folgende Abnahme ist nur natürlich. Allerdings hat die Fischerei bei der Abnahme dieses Gipfels kräftig mitgeholfen. Einmal an die hohe Abundanz einer Art gewöhnt, ist es sehr schwer, die Fischerei wieder auf das „Normalmaß“ zu reduzieren. Dies erfolgt meist erst nach Jahren zäher Verhandlungen. Denn aus Sicht des Fischers ist noch sehr viel Fisch in der See, wenn die Fischereibiologen schon den abnehmenden Trend sehen, zur Vorsicht mahnen und empfehlen, die Quoten zu kürzen. Gelegentlich hat der Fischer den Eindruck, „ihm springe der Fisch geradezu an Deck“, und nur die Fischereibiologen verhindern, dass er die Fische fangen kann, die ihm ja eigentlich zustehen. Der Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Laicherbiomasse des Kabeljaus und der Befischungsintensität ist in Abbildung 9 dargestellt. Diese Abbildung ist allerdings erst auf den zweiten Blick verständlich. Auf den ersten Blick mutet sie eher wie ein Sternbild an. Auf der Ordinate ist die Laicherbiomasse aufgetragen, auf der Abszisse die fischereiliche Sterblichkeit (F). F ist ein Maß dafür, wie viel die Fischerei aus dem Bestand entnimmt, also auch wie hoch bei gegebener Bestandsstärke der fischereiliche Druck ist.

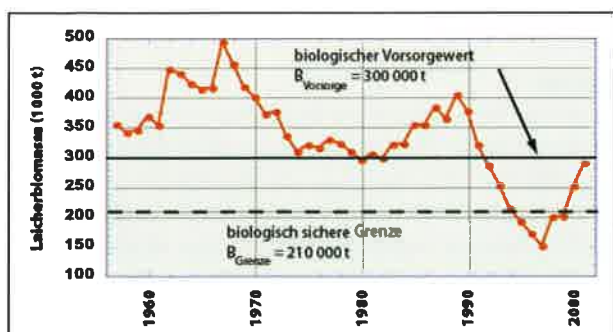


Abb. 8: Entwicklung der Laicherbiomasse des Kabeljaus der Nordsee.

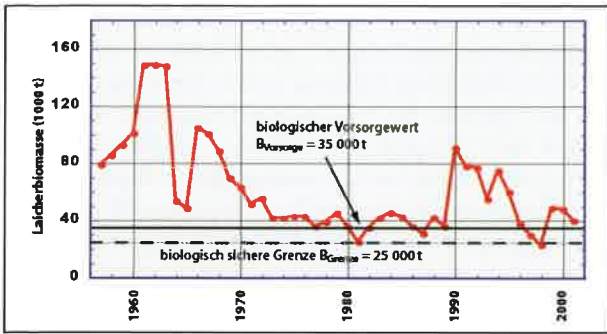


Abb. 9: Entwicklung der Laicherbiomasse des Nordseekabeljaus und fischereilicher Druck auf den Bestand.

Jeder Datenpunkt repräsentiert ein Jahr. Die dargestellte Linie begann 1963, als der fischereiliche Druck mit rund 0,45 sehr moderat war. In den Folgejahren entwickelte sich der Bestand gut, die starken Jahrgänge wuchsen in den Bestand hinein, und er konnte die stete Zunahme der Fischerei verkraften. Die Abbildung zeigt, dass zu Beginn der 70er Jahre das Maximum erreicht war. Danach wuchs der Druck auf den Bestand weiter, doch der Bestand konnte diesen Druck auf Dauer nicht verkraften, er begann abzunehmen, sobald eine fischereiliche Sterblichkeit über 0,65 lag. Dieser Wert wurde deshalb als der Vorsorgewert für die fischereiliche Sterblichkeit (F_{vorsorge} , engl. F_{pa}) definiert. Dies bedeutet, dass dem Fischereimanagement empfohlen wurde, die fischereiliche Intensität nicht über dieses Maß anwachsen zu lassen.

Obwohl sich der Bestand in den Folgejahren mit kürzeren Unterbrechungen aber immer weiter verringerte, blieb der Druck hoch. Dies ist leicht verständlich, wenn man sich vergegenwärtigt, dass der Befischungsdruk automatisch weiter ansteigt, wenn bei gleich bleibender Befischung der Bestand schrumpft. Abbildung 9 zeigt, dass bei einem Befischungsdruk von im Mittel 0,85 der Bestand über kurz oder lang zwangsläufig zusammenbricht.

Abbildung 9 hatte gezeigt, dass der Bestand über die Jahre den Befischungsdruk nicht verkraften kann. Der tiefere Grund dafür liegt darin, dass die Reproduktionskraft des Bestands nicht ausreicht, um die Verluste durch die Fischerei schnell genug auszugleichen. Wie stark die Nachwuchsproduktion mit schwindender Bestandsstärke beim Kabeljau abnimmt, zeigt Abbildung 10. Bei sehr hohen Laicherbiomassen zwischen 200.000 und 300.000 t ist die jährliche Reproduktion zwar variabel, im Mittel jedoch hoch. Interessanterweise verringert sich der Reproduktionserfolg wieder, wenn der Elternbestand extrem hoch ist. Entweder finden die Elterntiere, wie beispielsweise beim Hering, nicht genügend geeignete Laichplätze, oder, wie beim Kabeljau, werden die Elterntiere leicht karnalisch, wenn entweder nicht mehr genügend andere Nahrung vorhanden ist, oder wenn es so viele Jungfische gibt, dass zu viele von ihnen den Elterntieren vor den Mäulern herumswimmen.

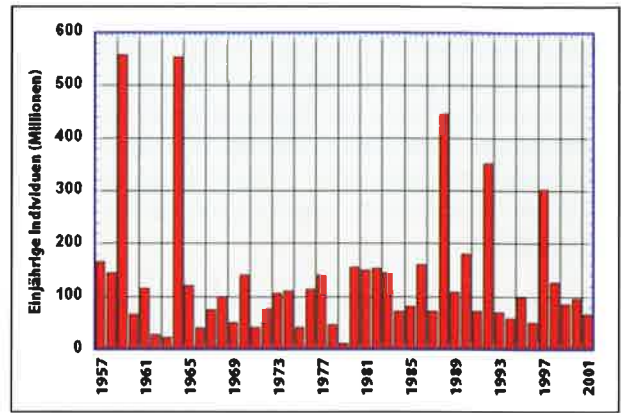


Abb. 10: „Stock-Recruitment-Beziehung“ des Nordsee-Kabeljaus.

Auch wenn es zunächst unsinnig erscheint, als Kabeljau nicht zwischen den Mitgliedern der eigenen Art und anderen zu unterscheiden, ist dieses Verhalten biologisch doch sinnvoll. Denn wenn eine sehr hohe Elternbiomasse durch Krankheiten oder Räuber reduziert wird, führt es dazu, dass eine höhere Wahrscheinlichkeit für stärkere Nachwuchsproduktion entsteht: Ein biologischer Regelkreis. Dies ist die Situation für hohe Laicherbiomassen in Abbildung 10. Wenn aber durch die Fischerei, Krankheiten etc. die Anzahl der Elterntiere einen zunächst unbekanntem Grenzwert unterschritten hat, nimmt die Stärke der Nachwuchsjahrgänge im Mittel ab. Dies ist in Abbildung 10 zu erkennen, für Bestandsstärken unterhalb von 150.000 t und wird sehr markant unterhalb von 65.000 t. Deswegen wurde diese Bestandsstärke für den Kabeljau als B_{Grenze} -Wert angesetzt und 150.000 t als B_{Vorsorge} -Wert, also als Mindest-Zielwert für die Biomasse an Elterntieren. Um das Risiko des unmittelbaren Zusammenbruchs des Bestandes zu minimieren, sollten Schonmaßnahmen ergriffen werden, um den Kabeljau-Bestand der Nordsee wieder auf über 150.000 t zu bringen.

Wirft man jetzt noch einmal einen Blick auf Abbildung 9, so erkennt man leicht, dass selbst bei einer Bestandsstärke von 150.000 t die Befischungsdintensität nicht wieder auf das Niveau anwachsen darf, wie es in den 70er und 80er Jahren war. Jede Befischungsdintensität von über ca. 0,65 würde bei durchschnittlicher Rekrutierung wieder zu einer Abnahme der Biomasse führen.

Scholle

Einer der wichtigsten Bodenfische für die Fischerei ist die Scholle. Schon auf den ersten Blick erkennt man aus der Abb. 11, dass die Biomasse an Laichfischen in den 90er Jahren rapide abgenommen hatte. Die Bewirtschaftungsziele für das Management (in der Abbildung durch horizontale Linien dargestellt) ergeben sich aus dem international vereinbarten Vorsorgeansatz zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Arten, kurz „Vorsorgeansatz“ (*Precautionary Approach*, PA), der von Gröger (in diesem Heft)

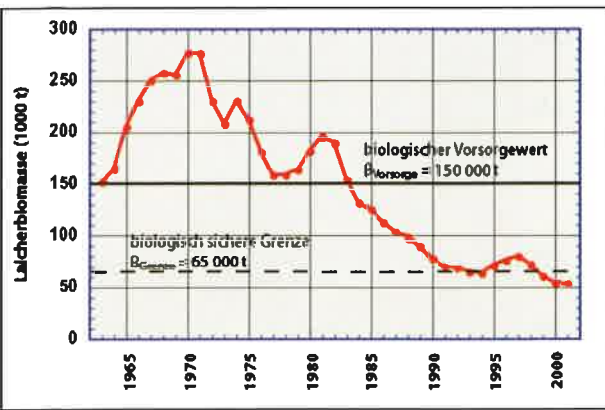


Abb. 11: Entwicklung der Laicherbiomasse der Scholle in der Nordsee.

schon ausführlich erklärt wurde. Der Vorsorgeansatz ist ein Bewirtschaftungsprinzip, das bewirken soll, dass die Bestände so schonend befischt werden, dass stets mit hinreichend großer Wahrscheinlichkeit ausreichend Biomasse zur vollen Reproduktion des Bestands vorhanden ist. Dafür sind für jeden Bestand sogenannte „Referenzpunkte“ errechnet worden, die festlegen, wie stark ein Bestand befischt werden darf und welche Biomasse vorhanden sein muss. Danach wird für die Scholle eine Biomasse an Laichfischen von **mindestens** 300.000 t angestrebt (biologischer Vorsorgewert). Fällt die Biomasse unter diesen Wert, sollen alle Anstrengungen unternommen werden, die Laicherbiomasse so schnell wie möglich wieder über diesen (Vorsorge-) Wert zu bringen, je weiter über diesen Grenzwert, desto besser.

Die Biomasse an Laichfischen der Scholle fiel in den 90er Jahren rapide nicht nur unter den Referenzpunkt oder biologischen Zielwert des Vorsorgeansatzes (B_{Vorsorge} , engl. $B_{\text{pa}} = \text{biomass precautionary approach}$), sondern noch unter den Grenzwert oder die biologische Mindestmenge, die eigentliche biologisch sichere Grenze (engl. $B_{\text{lim}} = \text{limit biomass}$) (Abbildung 11.)

Der biologische Vorsorgewert leitet sich aus der statistischen Variabilität der Bestimmung der sicheren biologischen Grenze (B_{Grenze}) ab. Je unsicherer die Bestimmung des unteren Referenzpunktes ist, desto höher wird der Vorsorgewert festgesetzt. Der Sinn liegt natürlich darin, die Laicherbiomasse eine Größe erreichen zu lassen, die mit hinreichender Wahrscheinlichkeit über diesem Grenzwert liegt, selbst bei Berücksichtigung der Unsicherheiten der Bestandsberechnung. Spricht man hier von einer Laicherbiomasse von 300.000 t, so ist dies nur eine Schätzung, deren Ungenauigkeit nicht mit angegeben ist. Je nach dem, wie präzise diese Schätzung ausfällt, könnte die Biomasse in Wirklichkeit vielleicht nur 200.000 t sein, oder sogar 400.000 t, was wir allerdings nie in Erfahrung werden bringen können. Aus diesem Grund soll die Laicherbiomasse der Bestände über dem Zielwert des Vorsorgeansatzes liegen.

Im weiteren Sinn wird aber der biologische Vorsorgewert B_{Vorsorge} auch als „sichere biologische Grenze“ angesehen, denn sobald ein Bestand diesen Wert erreicht oder unterschreitet, besteht eine gewisse (meist 5%) Wahrscheinlichkeit, dass er in Wirklichkeit nicht bei dem Vorsorgewert, sondern viel tiefer, nämlich bei dem B_{Grenze} -Wert liegt und damit für den Bestand echte Gefahr im Verzuge ist. Übersetzt man dies in verständlichere Größen, bedeutet eine 5%ige Irrtumswahrscheinlichkeit, dass man innerhalb von 20 Jahren einmal tatsächlich daneben liegt und der Bestand in Wirklichkeit nicht bei dem Vorsorgewert, sondern bei dem sehr viel niedrigeren Grenzwert liegt. Da dies aber unbedingt zu vermeiden ist, müssen Maßnahmen eingeleitet werden, sobald der Vorsorgewert der Laicherbiomasse unterschritten wird. Um zu vermeiden, dass die Laicherbiomasse unter diese Grenze sinkt, werden maximale fischereiliche Sterblichkeiten berechnet, die nicht überschritten werden sollen (im Detail erklärt bei Gröger, in diesem Heft). Beides zusammen, die biologischen Vorsorgewerte und die Grenzen für die fischereilichen Sterblichkeiten als maximaler Druck, bilden die Eckpfeiler und wesentlichen Merkmale des Vorsorgeansatzes, der für alle bewirtschafteten Bestände des ICES-Gebiets, also auch die Nordsee eingeführt worden ist.

Zurück zur Scholle. Eine Reihe von Schutzmaßnahmen sind inzwischen in der Nordsee eingeleitet worden, um den Schollenbestand zu sanieren. Dies beinhaltet großräumige Schongebiete, Regelungen für Maschenweiten und Mindest-Anlandegrößen, wie auch die Festsetzung der maximalen Gesamtfangmenge (*Total Allowable Catch, TAC*). Alle diese Maßnahmen gab es allerdings auch vor dem Absturz des Bestands in den 90ern, sie konnten eine Überfischung letztlich aber nicht verhindern. Erst eine Reihe besserer Jahrgänge, zusammen mit sehr viel restriktiveren TACs haben dazu geführt, dass der Bestand seit dem Ende der 90er Jahre langsam Anzeichen von Erholung zeigt. Möglicherweise hat der Bestand die sichere biologische Grenze von 210.000 t wieder überschritten und nähert sich dem Zielwert von 300.000 t. Allerdings sind diese Schätzungen für die Nordseescholle mit großen Unsicherheiten behaftet. Was man in dieser Abbildung nicht erkennt, ist die erwähnte statistische Unsicherheit der Schätzung der Biomasse.

Seezunge

Noch höherer Wertschätzung als die Scholle erfreut sich die Seezunge, sie ist aber deutlich seltener. In den besten Zeiten befanden sich ungefähr 150.000 t erwachsene Seezungen in der Nordsee, vor allem im südlichen Teil. Abbildung 12 zeigt die heftigen Schwankungen der Laicherbiomasse, der die Seezunge seit Ende der 50er Jahre unterlag.

Die Schwankungen sind zum einen natürlich die Folge einer durchweg sehr scharfen Befischung. Von hoch

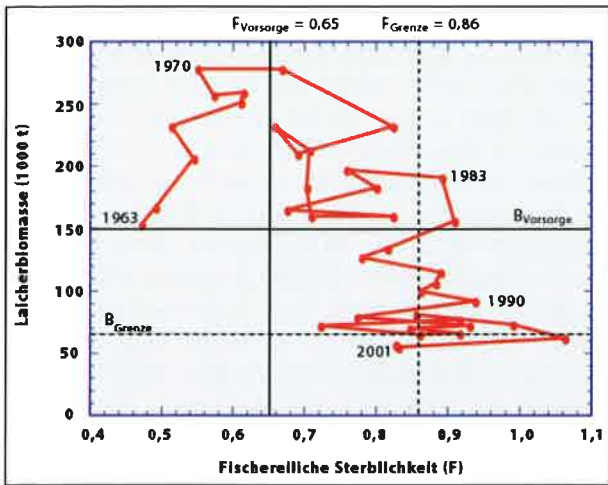


Abb. 12: Entwicklung der Laicherbiomasse der Seezunge der Nordsee.

motorisierten Baumkurrenkütern, die mit einer Reihe schwerer Ketten bestückt sind und den Meeresboden bis zu 30 cm tief aufwühlen, werden die Seezungen aus dem Grund getrieben. Das ist aufwändig und kostspielig, doch ist der Erlös auf dem Fischmarkt mit gelegentlich bis zu 18 Euro pro kg auch sehr hoch und macht die Seezungenfischerei profitabel.

Die ausgeprägten Bestandsschwankungen der Seezunge haben ihre Ursache aber auch in den stark unterschiedlichen Rekrutierungserfolgen, also in der unterschiedlichen Stärke der Nachwuchsjahrgänge. Im wesentlichen lebt der Bestand von den gelegentlichen sehr guten oder herausragenden Jahrgängen (Abb.13). Die Abbildung zeigt auch, dass es Phasen von bis zu 20 Jahren geben kann, in denen die Rekrutierung eigentlich nur mittelmäßig oder sogar schlechter ausfällt. Da die Seezunge eine relativ langlebige Art ist, zehrt der Laicherbestand lange von solchen guten Jahrgängen. Andernfalls könnte die Seezunge eine derart scharfe und dauerhafte Befischung nicht überstehen.

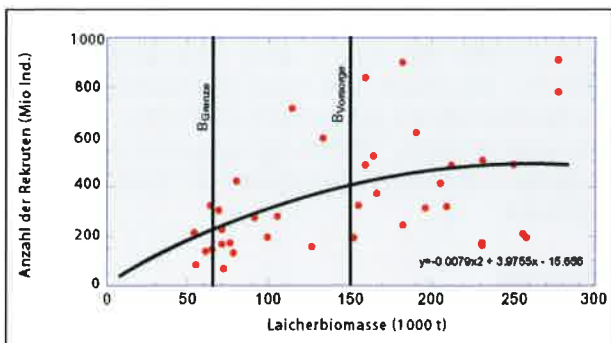


Abb. 13: Rekrutierung einjähriger Seezungen des Nordseebestands.

Schellfisch

Ein naher Verwandter des Kabeljaus ist der Schellfisch, der von der britischen mehr als von der deutschen Hausfrau geschätzt wird. In Abbildung 14

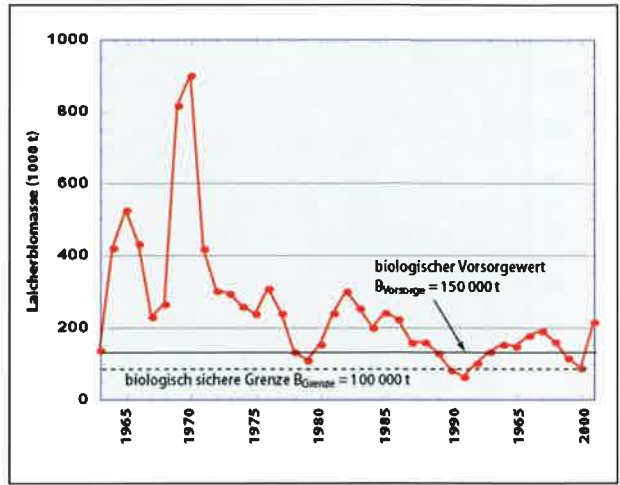


Abb. 14: Entwicklung der Laicherbiomasse des Schellfisches der Nordsee.

erkennt man wie beim Kabeljau die sehr starke Vermehrung in den 60er Jahren. Seitdem schwankt der Bestand um die 150.000 t und liegt gelegentlich deutlich unter der biologisch sicheren Grenze von 100.000 t. Sporadisch stärkere Jahrgänge helfen dem Bestand, sich immer wieder kurzfristig aufzubauen. Auch zur Zeit wird der Schellfisch der Nordsee von einem überdurchschnittlich starken Jahrgang unterstützt, weshalb sich der Bestand positiv entwickelt.

So sehr sich Fischer, Politiker, Manager und Fischereibiologen auch über starke Nachwuchsjahrgänge und wachsende Biomassen freuen, so bergen sie auch ihre Probleme. Denn selbst wenn sich der Bestand über die biologischen Grenzen nach oben hin entwickelt (s. Abb. 14), ist doch nicht bekannt, wie sich die gesamte Biomasse eigentlich zusammensetzt. Denn den Vorsorgewert überschritten zu haben, bedeutet zunächst einmal nur, dass viele Laichfische vorhanden sind. Ob dies alte oder junge Fische sind, kranke oder gesunde, magere oder fette, sagt die Graphik nicht.

Beim Schellfisch besteht die Menge an Laichfischen nämlich aus sehr vielen sehr jungen Fischen, die gerade mit dem Laichgeschäft begonnen und nicht einmal die Mindestanlandelänge erreicht haben. Fischer, die eine Quote zugeteilt bekommen, versuchen natürlich, aus der großen Menge an kleinen und untermaßigen Fischen, die sich obendrein beim Schellfisch noch mit den juvenilen Fischen mischen, die wenigen übrig gebliebenen großen Fische herauszufangen. Zwangsläufig bekommt er aber bis zu 80 % untermaßige Fische an Deck, die er nicht anlanden darf. Diese wirft er wieder ins Meer (Rückwürfe oder Discards), und kaum einer dieser Fische überlebt die Prozedur. Da der verworfene Fisch nicht an Bord bleibt, taucht er in den Fangbüchern nicht auf und erscheint in keiner Statistik. Nur gelegentlich ist ein Biologe an Bord der Kutter und kann genauere Zahlen erheben; in der Regel muss diese Menge von

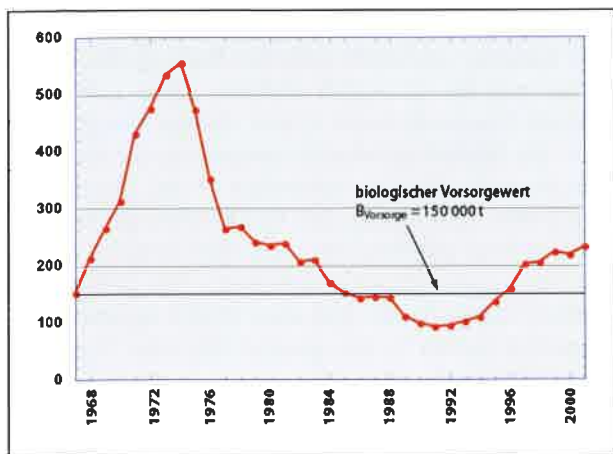


Abb. 15: Entwicklung der Laicherbiomasse des Seelachs der Nordsee.

den Fischereibiologen geschätzt werden. Für die Wissenschaft ist die sich ständig ändernde Discard-Praxis ein ernstes Problem.

Durch die Rückwürfe in groß angelegtem Stil zerstört die Fischerei ihre eigene Lebensgrundlage und tötet, wovon sie nur wenige Jahre später leben will. Dies ist keinesfalls nur ein Problem beim Schellfisch, es ist hier aber besonders ausgeprägt.

Seelachs

Ein im Gegensatz zum Schellfisch in Deutschland sehr beliebter Nordseefisch ist der Seelachs, unter

Fischern auch Köhler oder „der Blaue“ genannt, da er, wenn er an Deck kommt, schwarzblau glänzt. In England, Schottland und Norwegen schätzte man den Seelachs nie besonders, das Interesse der Fischerei an diesem Fisch war entsprechend gering. Erst in jüngerer Zeit ist in England eine lebhaftere Nachfrage nach ihm entstanden, was natürlich in engem Zusammenhang mit dem Schwinden des Kabeljaus steht.

Als biologische Grenze sind für den Seelachs 150.000 t definiert, und Abbildung 15 zeigt, dass sich der Bestand deutlich über dem Grenzwert befindet. Der Bestand hatte allerdings Mitte der 90er Jahre eine deutlich schlechtere Phase, in den 70ern aber auch eine bessere mit über 500.000 t Bestandsstärke.

Ausblick

Im Überblick über die wichtigsten Nutzfischbestände zeigt sich, dass es um „den Fisch in der Nordsee“ zwar nicht wirklich gut, aber auch nicht so schlecht steht, wie allgemein angenommen. Tabelle 1 zeigt den Zustand der Bestände der Nordsee in Bezug auf die biologischen Grenzen im Überblick. Der Hering hat sich wieder über die biologisch sicheren Grenzen bewegt. Dank guter Nachwuchsjahrgänge konnte er sich wieder erholen. Auch dem Seelachs und Sand-

Tabelle 1: Übersicht zum Zustand der behandelten Bestände sowie über umgesetzte und empfehlende Fangmengen.

Nordseebestände	1	2	3	4	2000 vereinbarter TAC für 2001 (kt)	von ACFM in 2001 vorgeschlagener TAC für 2002 (kt)	% Abweichung vom Vorjahres-TAC
Anglerfisch		x			14,13	5,7	-60
Hering (Herbstläicher)	x				329**	295**	0
Kabeljau, einschließlich Skagerrak und Ärmelkanal	x				48,6	0	-100
Lodde			x		211	no TAC	
Makrele (kombinierter nordost-atlantischer Bestand, einschl. Nordsee)			x		670	694	4
Makrele (nur Nordsee)				x	71,4	LPL	
Pandalus östliche Nordsee				x	26,05	12,6	-52
Sandaal (zentrale Nordsee)			x		1020	1020	0
Sandaal, Shetland Gebiet				x	7	na	
Schellfisch		x			61	<94	54
Scholle	x				78	<77	-1
Seehecht, nur Nordsee und Skagerrak	x				22,6	0	-100
Seelachs, Nordsee, Skagerrak, westlich Schottlands			x		87	<135	55
Seeunge		x			19,0	14,3	-34
Sprotte			x		196	225	0
Stintdorsch			x		211	kein TAC	
Stöcker (Nordsee und Skagerrak)				x	51	<18	-65
Wittling	x				30	<33	10
*) keine sbG definiert, Bestand jedoch unter langjährigem Mittel; (!!!) niedrigste Biomasse der Zeitreihe; LPL=lowest possible level							
** TAC nur für die Nordsee gültig, einschl. 30.000 t Beifänge für die Industriefischerei							
				Zustand unbekannt, unsicher oder keine Grenzen definiert			
				innerhalb sicherer biologischer Grenzen			
				bewirtschaftet außerhalb sicherer biologischer Grenzen			
				außerhalb sicherer biologischer Grenzen			

aal geht es vergleichsweise gut. Was Scholle und Seezunge anbelangt, so gibt es Anzeichen der Verbesserung. Allerdings stehen die Indikatoren noch auf schwachen Füßen, und es gibt noch keinen wirklichen Anlass zum Optimismus. Die Sorgenkinder sind Makrele und vor allem Kabeljau. Doch in Bezug auf die Nordseemakrele muss hervorgehoben werden, dass der nordost-atlantische Makrelenkomplex als Ganzes einen enorm hohen Stand hat. Der Grund, weshalb sich der Teilbestand in der Nordsee nicht erholt, ist vermutlich nicht in der Fischerei zu suchen.

Der Eindruck, es gehe den Fischbeständen in der Nordsee generell schlecht oder es sei sogar katastrophal, ist also falsch. Das darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass weder Seezunge noch Scholle oberhalb der Grenzen des Vorsorgeansatzes sind oder entsprechend bewirtschaftet werden. Es besteht weiterhin eine gewaltige Überkapazität der Fischereiflotte, die sich nur schwer in Zaum halten lässt. So wird der Hering seit Mitte der 90er Jahre jährlich signifikant überfischt (s. Zimmermann & Hammer, dieses Heft).

Die Bezeichnung, ein Bestand sei außerhalb der sicheren biologischen Grenzen oder wie zur Zeit für den Kabeljau der Nordsee, er sei weit außerhalb sicherer Grenzen, heißt noch lange nicht, dass der Bestand in seiner Existenz bedroht ist. Es bedeutet lediglich, wie oben erläutert, dass eine Bestandsstärke erreicht ist, bei der die Wahrscheinlichkeit für volle Reproduktionsleistung verringert ist. Von der Einstufung eines Bestandes, „außerhalb seiner sicheren biologischen Grenze“ zu sein, darauf zu schließen, er sei in seiner Existenz bedroht, ist schlichtweg falsch. Noch irriger ist der Schluss, dass sogar die Art bedroht sei. Wenn der Kabeljau eine sehr alarmierende Bestandsstärke von nur noch 54.000 t erreicht hat, bezieht sich dies zum einen nur auf die Laichfische. Dies sind noch immer rund 20 Mio. Individuen. Zum Gesamtbestand kommen noch die Jungfische hinzu. Mit Elterntieren und Jungfischen zusammen besteht der Bestand aus rund 220 Mio. Tieren und wird sich schnell auf die alte Stärke erholen, wenn man ihm nur genügend Schonung zukommen lässt. Von Aussterben kann keine Rede sein. Bevor dies einträte, würde die Fischerei im allgemeinen auch ihre Aktivitäten einstellen, da bei zu geringen Individuendichten eine kommerzielle Fischerei nicht mehr lohnt.

Darüber hinaus muss man aber berücksichtigen, dass die Befischung der hier behandelten Arten mitunter sehr ernsthafte Auswirkungen auf andere Arten hat, die in diesen Fischereien nur als Beifang auftauchen. Immerhin kommen in der Nordsee rund 200 Fischarten derart regelmäßig vor, dass man von eigentlichen Nordseearten sprechen kann. So ist bei-

spielsweise der Kattfisch, auch Seewolf genannt, ein sehr beliebter und hoch bezahlter Beifang, der schon immer nur so vereinzelt vorkam, dass sich eine gezielte Fischerei kaum lohnte. Dieser Fisch leidet unter der flächendeckenden Befischung der Nordsee aber so sehr, dass er zumindest in der Deutschen Bucht recht selten geworden ist. Gleiches gilt für viele kleinere und größere Hai- und Rochenarten sowie den hoch geschätzten Anglerfisch. Die Dichte und mittlere Größe dieser und einer Reihe anderer Beifangarten haben in der ganzen Nordsee drastisch abgenommen.

Das Auf und Ab der Bestände in der Nordsee, ihr Schwanken um die Grenzwerte, ihre variable Reproduktion und damit sehr unterschiedliche Verfügbarkeit darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Nordsee nach wie vor eines der biologisch produktivsten Gewässer der Welt ist, aus dem jährlich zwischen 2,5 und 3 Mio. t Fisch, Krebse und Muscheln gefangen werden. Die hier besprochenen wichtigsten Nutzfischarten der Nordsee produzieren eine Brutto-Wertschöpfung von jährlich rund 2,3 Mrd. Euro. Das ist die Summe, die für alle Anlandungen auf den Seefischmärkten ersteigert wird. Dazu kommen noch die Arten, die hier nicht behandelt wurden, wie der Anglerfisch, Kattfisch, Steinbutt, Sprotte, Stintdorsch, Wittling, Kaisergranat oder die Miesmuschel. Zusammen mit diesen steigt die Brutto-Wertschöpfung auf rund 3 Mrd. Euro. Dass eine solche Ernte jedes Jahr möglich ist, ist nicht zuletzt das Verdienst des Fischereimanagements und der Fischereibiologie, denn unzweifelhaft befänden sich die Bestände in ihrer Gesamtheit schon seit langem auf einem viel tieferen Niveau, wenn die Fischerei sich selbst überlassen wäre. Durchaus möglich wäre aber in diesem Fall, dass die Fischereiindustrie nach einer Phase des Zusammenbruchs der Bestände ihre eigene nicht staatliche Fischereibiologie und ein eigenes Management aufgebaut hätte. Einer der wesentlichen Unterschiede zum heutigen Verfahren wäre dann vermutlich, dass in dem letzten Fall die Fischerei für diese Leistung aufkäme und nicht die Steuerzahler der Anliegerstaaten.

Literatur

- Floeter, J. & A. Temming, (2001): Synopsis and New Conception of North Sea Research (SYCON). Ber. Zentrum Meeres- und Klimaforschung, Universität Hamburg 11: 318 S.
- ICES (1997): Report of the Multispecies Assessment Working Group. ICES CM Assess. 16: 136 S.
- ICES (2000): Report of the ICES Advisory- Committee of Fishery Management, 2000. ICES Cooperative Research Report No. 242: 911 S.
- ICES (2001): Report of the ICES Advisory Committee of Fishery Management, 2000. ICES Cooperative Research Report No. 246: 895 S.

Der Nordsee-Hering – Beispiel für den mühsamen Weg zu einem nachhaltigen Fischereimanagement

Christopher Zimmermann und Cornelius Hammer

Einführung

Der Nordsee-Hering ist ein gutes Beispiel für die Bemühungen der europäischen Politik, die gemeinsam bewirtschafteten Fischbestände nachhaltig zu managen – also die natürliche Ressource Fisch so vorsichtig zu „ernten“, dass auch für die nächsten Generationen ausreichend zur Verfügung steht und das Ökosystem Meer so wenig wie möglich beeinträchtigt wird. Der Nordsee-Hering bietet sich als Beispiel an, weil er einige in diesem Zusammenhang bedeutende Besonderheiten aufweist. Unter anderem ist über diesen Bestand verhältnismäßig viel bekannt, nicht zuletzt weil er in den letzten Jahren enorme Schwankungen der biologischen Parameter aufwies – vor allem durch die Fischerei verursacht. Ferner ist der Hering nach Menge und Wert eine der bedeutendsten Fischarten für die europäischen Fischereien.

Verbreitung

Der herbstlaichende Hering der Nordsee, so die vollständige Bezeichnung, ist einer der mehr als 14 nordost-atlantischen Bestände des Atlantischen Herings, *Clupea harengus*. Er ist nicht nur in der Nordsee, sondern auch in den angrenzenden Gebieten westlich Schottlands, im Ärmelkanal, vor allem aber im Kattegat und Skagerrak verbreitet, wo er sich räumlich

mit den lokalen Beständen mischt, in erster Linie mit dem frühjahrslaichenden Hering der westlichen Ostsee. Für das Fischereimanagement, das für die Festsetzung und Überwachung von Fangquoten zuständig ist, ist eine Trennung der verschiedenen Bestände in den Fängen nicht praktikabel. Daher wurden „Management-Gebiete“ definiert (Abb. 1), die sich ungefähr mit den Verbreitungsgebieten der Bestände decken – aber eben nur ungefähr. Während die offiziellen Fangstatistiken also „Hering, gefangen in der Nordsee“ ausweisen, hat die Wissenschaft die nicht immer einfache Aufgabe, die Fänge in verschiedenen Gebieten nach ihrer biologischen Herkunft zuzuordnen. Dies gilt nicht nur für benachbarte Bestände, sondern auch für Bestandskomponenten des Herings innerhalb der Nordsee, für die eine gemeinsame Höchstfangmenge festgesetzt wurde. Der Nordsee-Heringsbestand setzt sich nämlich aus einzelnen, nicht klar umrissenen Komponenten zusammen, die sich vor allem durch den Laichzeitpunkt und -ort unterscheiden (siehe auch unter <http://www.clupea.de>).

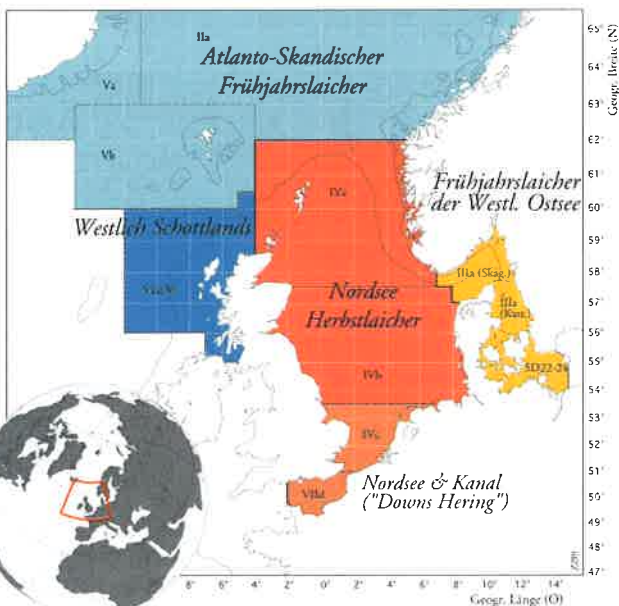


Abb. 1: Management-Gebiete für die Bewirtschaftung des Nordsee-Herings und seiner Nachbarbestände. Die ICES-Gebietsbenennung, die Namen der Heringsbestände die 200 m-Tiefenlinie sind angegeben.

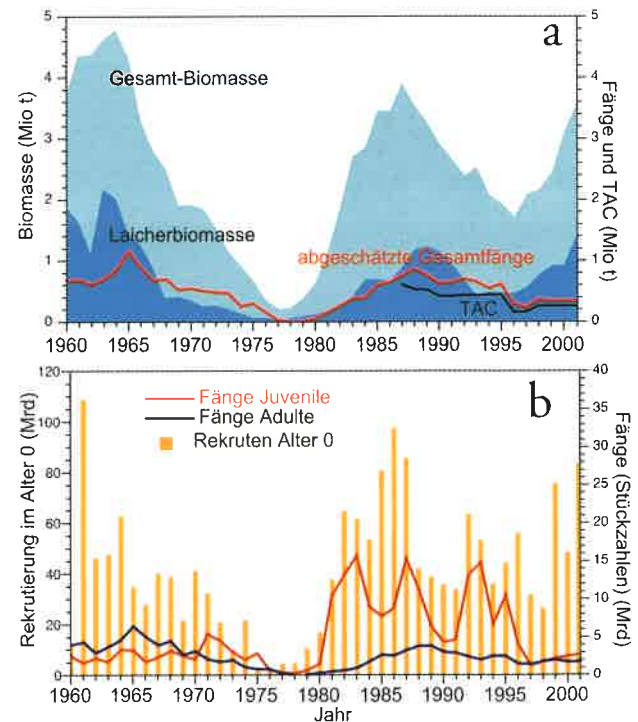


Abb. 2: a. Nordsee-Hering: Gesamt-Biomasse, Laicherbiomasse, abgeschätzte Gesamtfänge und Höchstfangmengen (TAC) für 1960-2002. b. Rekrutierung im Alter 0, Fänge an Juvenilen und an Adulten (Anzahl) für den gleichen Zeitraum (sofern Daten verfügbar sind).

Der Nordseehering laicht an verschiedenen Stellen entlang der Ostküste Schottlands und Englands bis in den östlichen Ärmelkanal. Die Jungfische kommen vor allem in der Deutschen Bucht, an der Westküste Jütlands und im Skagerrak/Kattegat vor. Sie mischen sich hier mit Sprotenschwärmen, deren Mitglieder ungefähr die gleiche Größe aufweisen. Dies führt zu besonderen Problemen in der Industriefischerei (s.u.). Nach 2-3 Jahren (wahrscheinlich abhängig von der Größe) ziehen die jungen erwachsenen Heringe dann zu den Nahrungsgründen der Adulten in der zentralen Nordsee und vor allem im Gebiet der Shetland-Inseln. Im Herbst und Winter schließt sich der Nachwuchs den Adulten für das Laichgeschäft an (z.B. Corten, 2001).

Fischereiliche Parameter

Abbildung 2a zeigt die Gesamt-Biomasse und die Laicherbiomasse (also die erwachsenen Tiere) über die letzten 40 Jahre – deutlich zu erkennen ist der negative Einfluss, den eine Überfischung auf einzelne Fischbestände haben kann: Es wird angenommen, dass die Laicherbiomasse in den frühen 60er Jahren mehr als 2 Mio. t betrug (dies ist ungefähr der früheste Zeitpunkt, von dem an verlässliche Statistiken existieren). Sehr hoher Fischereidruck führte zum Zusammenbruch des Bestandes in den späten 1970ern. Die Schließung der (gezielten) Fischerei für 4 Jahre fiel zufällig mit dem Auftreten ausgezeichneter Nachwuchsjahrgänge zusammen. So kam es zu einer raschen Erholung des Bestandes.

Nach der Wiedereröffnung der Fischerei 1981 wurde ein einfaches Management-Regime mit Höchstfangmengen für adulte Speise-Heringe eingeführt, um die Fänge auf einem hohen Niveau zu halten. Aber schon in der Mitte der 90er Jahre nahm die Biomasse wieder rapide ab. Hierfür waren zwei Faktoren hauptverantwortlich:

- Erstens, eine erhebliche illegale Überschreitung der Höchstfangmengen für erwachsene Heringe (Abb. 2b). Die von der zuständigen Arbeitsgruppe des Internationalen Rates für Meeres-

forschung (ICES) abgeschätzten Gesamtfänge, die auch Schätzungen der fehlberichteten und überhaupt nicht angegebene Fänge enthalten, liegen zumeist deutlich über den Höchstfangmengen, die sich sehr genau mit den offiziellen Anlandestatistiken decken.

- Zweitens, und in diesem Fall wichtiger, wurden große Mengen an Jungheringen als Beifang in der Industriefischerei gefangen. Diese Fischerei fängt vor allem Sprotten und Sandaale für die Fischmehl- und -ölproduktion, und es ist für die Fischerei nicht einfach, die Beifänge der im gleichen Gebiet lebenden jungen Speisefische zu vermeiden. Vergleicht man nicht die Masse, sondern jeweils die gefangenen Stückzahlen adulter und juveniler Heringe (Abb. 2b), wird deutlich, dass bis zu 4 mal mehr kleine als erwachsene Heringe gefangen wurden.

Die fischereiliche Sterblichkeit, ein relatives Maß für die fischereiliche Entnahme, lag deutlich zu hoch (Abb. 3).

Aktuelles Management

Der erneute starke Rückgang des Bestandes 1996 hatte gezeigt, dass ein einfaches, nur die Erwachsenen berücksichtigendes Quotensystem hier nicht funktioniert. Nach diesen schlechten Erfahrungen wurde der Nordseehering der erste Bestand im EU-Meer, der nach dem Prinzip des Vorsorgeansatzes (Anon. 1995a, b, c) bewirtschaftet werden sollte: Im Dezember 1997 wurde zunächst ein Notfallplan und später ein Management-Regime zwischen der EU und Norwegen, den Hauptnutzern des Nordseeherings, beschlossen (Anon. 1997). Der Notfallplan beschränkt die Fänge sowohl der Adulten wie der Juvenilen, um einen schnellen Wiederaufbau des Bestandes zu gewährleisten, solange die Laicherbiomasse unter dem beschlossenen Referenzpunkt liegt. Bereits zuvor wurde ein neues Kontrollsystem von den dänischen Behörden in Kraft gesetzt, um die Beifänge von Heringen in der Industriefischerei auf ein Minimum zu beschränken – in Dänemark wird das Gros der Industriefische angelandet. Ferner werden nun alle Beifän-

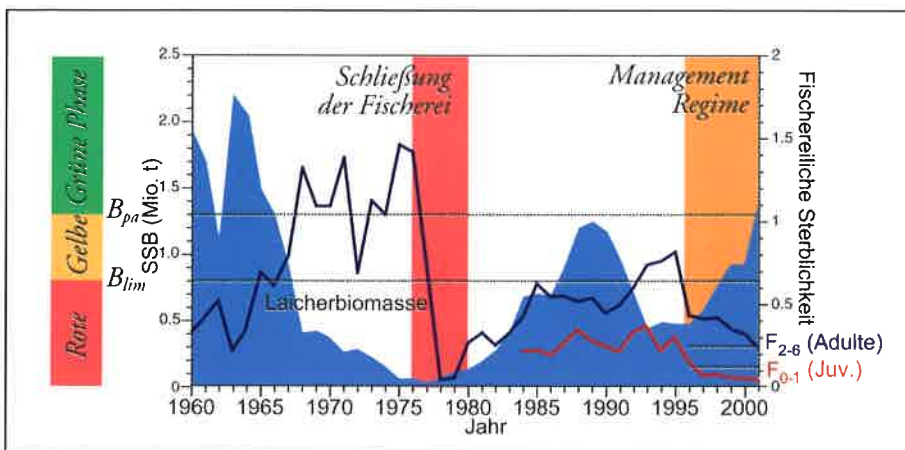


Abb. 3: Nordsee-Hering: Laicherbiomasse und Fischereiliche Sterblichkeit (F) für Adulte und Juvenile für 1960-2002 (soweit verfügbar). Eingezeichnet sind ferner die Perioden der Schließung der Fischerei und des Management Regimes sowie die wichtigsten Biomasse- und F-Referenzpunkte für den Management-Plan. Nähere Erläuterungen im Text.

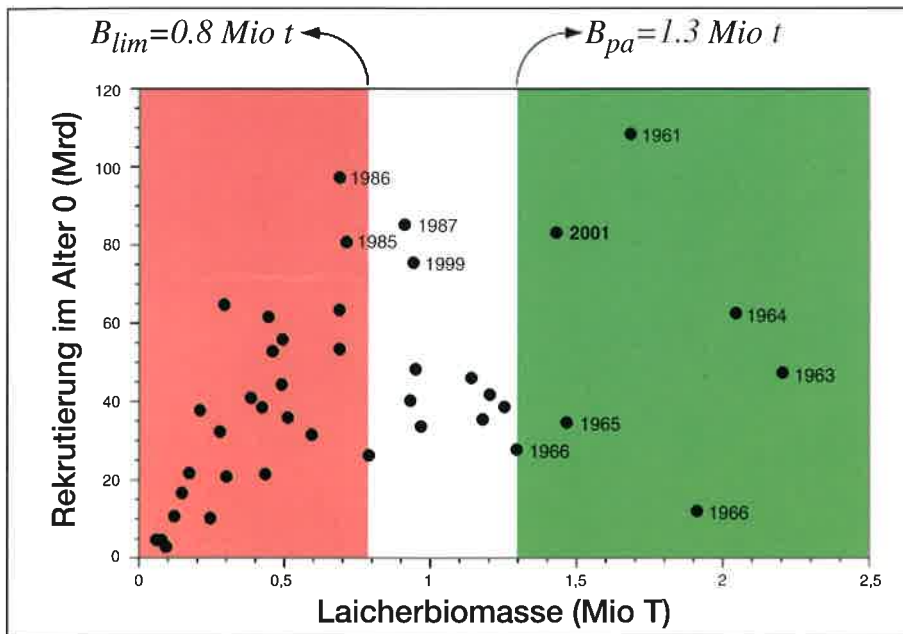


Abb. 4: Nordsee-Hering: Bestands-Rekrutierungs-Relation. Unterhalb einer Laicherbestand-Biomasse von 800.000 t wird angenommen, dass sich die Wahrscheinlichkeit für eine gute Nachwuchsproduktion deutlich reduziert.

ge auf die Quote angerechnet, und wenn ein festgelegtes Beifanglimit erreicht ist, wird die Industriefischerei geschlossen.

Der Managementplan basiert auf verschiedenen Referenzpunkten, die in Übereinstimmung mit dem Vorsorgeprinzip stehen und die beim Erreichen unverzüglich verschiedene Aktionen in Kraft setzen. Grundlage der Referenzpunkte ist die Bestands-Rekrutierungs-Relation, also welche Laicherbiomasse wie viele Nachkommen erzeugen kann. Dank der starken Fluktuationen im Nordsee-Heringsbestand liegen hierfür Daten über einen weiten Bereich vor (Abb. 4). Im Unterschied zu den meisten anderen Fischbeständen in der Nordsee können wir deshalb relativ genau sagen, ab welchem Elternbestand statistisch ein hohes Risiko besteht, dass nur noch unterdurchschnittlich viele Nachkommen produziert werden. Dies würde dann nach wenigen Jahren zu einer Schwächung des Elternbestandes führen. Dieser wichtige Punkt ist früher als MBAL („minimum biological acceptable level“) bezeichnet worden und wird heute B_{lim} („biomass limit reference point“) genannt. Für den Nordseehering liegt er bei 800.000 t erwachsenen Fischen. Unterhalb dieses unteren Biomasse-Referenzpunktes ist die Laicherbiomasse im „roten Bereich“ und der Notfallplan tritt automatisch in Kraft, bis der obere Referenzpunkt, B_{pa} (entsprechend dem Vorsorgeansatz oder „precautionary approach“), erreicht wird. Letzterer wurde bei 1,3 Mio t festgesetzt. Die Pufferzone zwischen B_{lim} und B_{pa} ist der sogenannte „gelbe Bereich“, innerhalb dessen weiterhin Schonmaßnahmen gelten sollen. Oberhalb B_{pa} ist der Bestand im „grünen Bereich“, und die fischereiliche Sterblichkeit darf 0.25 für Erwachsene und 0.12 für Juvenile erreichen (Abb. 3). Innerhalb der Grenzen, die durch die F-Referenzwerte gesetzt werden, können die Manager entscheiden, welcher Anteil des Gesamtanges von verschiedenen Flotten gefangen

werden darf. Die vier zur Zeit nach Hering fischenden Flotten unterscheiden sich durch das Gebiet, in dem sie operieren, die Zielart und die verwendete Maschenweite.

Nach Inkrafttreten des Managementplans 1997 wurde schnell eine deutliche Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit erreicht. Schon im ersten Jahr sank F auf die Hälfte für die Adulten und auf ein Viertel für die Juvenilen. Seitdem beträgt F für den Nachwuchs ungefähr 0.1; es werden also sogar deutlich weniger kleine Heringe als Beifang gefangen, als eigentlich erlaubt wäre.

Leider ist die fischereiliche Sterblichkeit der Erwachsenen nicht im gleichen Maße reduziert worden. Sie lag bis 2000 mit 0.32 bis 0.4 fast doppelt so hoch wie nach dem Notfallplan vereinbart. Die Laicherbiomasse ist daher nicht wie erwartet gestiegen, sondern hat erst im letzten Jahr (2001) B_{pa} überschritten. Verantwortlich hierfür ist erneut die deutliche Überfischung des Elternbestandes – die Durchsetzung der sinnvollen Fangbeschränkungen ist offensichtlich schwierig. Die europäischen Kontrollbehörden müssen hier deutlich aktiver werden.

Wie schon in den frühen 80er Jahren, nach der Schließung der Fischerei, kommen dem Bestandsaufbau ein paar Jahre mit ausgezeichneter Nachwuchsproduktion zugute – die ICES-Arbeitsgruppe hat trotz der fortdauernden Überfischung für das letzte Jahr einen Anstieg der Laicherbiomasse auf über 1,4 Mio. t berechnet (ICES 2002). Rund 45 % der Laicherbiomasse sind erst 3 Jahre alt, der Bestand ist also keineswegs erholt: Er benötigt noch mindestens weitere 5 Jahre mit moderater fischereilicher Sterblichkeit, damit sich eine stabile Altersstruktur ausbilden kann. Auch der 2001er Jahrgang wird als sehr stark eingestuft und wird in wenigen Jahren den Bestand weiter verstärken. Wenn diese günstigen Nachwuchsjahrgänge aber einmal – wie bei vielen anderen Bestän-



Abb. 5: Typischer Heringsfang während des Nordsee-Hydroakustik-Surveys mit FFS „Solea“.

den – ausbleiben sollten, sähe es schlecht um den Nordseehering aus, und die Fischerei würde bei gleich bleibendem Fischereidruck binnen kurzer Zeit erneut geschlossen werden müssen.

Bestandsberechnung

Woher wissen wir eigentlich, in welchem Zustand sich ein Bestand befindet, und wie viele Nachkommen er in einem Jahr produziert? Wie oben erwähnt, werden die Bestandsberechnungen von Arbeitsgruppen des Internationalen Rates für Meeresforschung vorgenommen. Die Eingangsdaten, mit denen die Wissenschaftler die Modelle füttern, stammen aus den Anlandestatistiken, der Beprobung der kommerziellen Fischerei und einer Reihe fischereiu unabhängiger Forschungsreisen, so genannter Surveys (Abb. 5). Letztere sind nötig, um den Gesamtbestand und die Nachwuchsproduktion zu erfassen, denn die kommerzielle Fischerei fängt ja immer nur einen Ausschnitt aus dem Gesamtbestand, würde also ein verzerrtes Bild liefern. Für den Nordseehering werden zur Zeit fünf verschiedene Indices ermittelt, die auf jährlich drei verschiedenen Forschungsreisen erho-

ben werden (Tabelle 1). Zwei dieser Surveys zielen nur auf Heringe und Sprotten, der dritte (IBTS) liefert auch Daten für die meisten Grundfischbestände der Nordsee. An allen diesen Reisen sind deutsche Schiffe beteiligt, neben bis zu fünf weiteren Nationen. Internationale Koordination ist hier selbstverständlich. Der betriebene Aufwand ist enorm: pro Jahr sind rund 340 Schiffstage zur Ermittlung dieser Indices erforderlich, die Kosten dafür betragen ungefähr 2,5 Mio. €. Verglichen mit den rund 150 Mio. € Erlös allein für die Anlandung von Nordseehering ist diese Zahl aber vergleichsweise gering – die Wertschöpfung bei der Weiterverarbeitung des Herings ist hier noch nicht einmal berücksichtigt.

Wie anfangs erwähnt, weist der Nordseehering einige Besonderheiten auf, die ein nachhaltiges Management erleichtern:

- Erstens gibt es wenig Vermischung mit anderen Arten in der Heringsfischerei, was eine Voraussetzung für die sinnvolle Anwendung eines Ein-Arten-Modells für die Bestandsberechnungen und die Festsetzung von Referenzpunkten ist.
- Zweitens scheint die Nachwuchsproduktion dieses Bestandes nicht sehr stark von Umweltfaktoren abzuhängen (wenigstens im Vergleich zu

Tabelle 1: Verschiedene fischereiunabhängige Indices, die für die Bestandsabschätzung des Nordsee-Herings jährlich erhoben und verwendet werden. Das Alter der Herbstlaicher wird aus praktischen Erwägungen nicht in Jahren, sondern in Winterringen (wr) gerechnet. MLAI = Multiplicative Larvae Abundance Index; IBTS = International Bottom Trawl Survey; MIK-Netz = Methot-Isaak-Kitt-Netz, GOV = Grand Ouverture Vertikale, Grundschieppnetz; Anz. Teiln.: Anzahl der zur Zeit teilnehmenden Nationen bzw. Fischereiforschungs-Institute; 1.Q = erstes Quartal D = Deutschland.

Index	Alter	Survey/Netz	Zeit	ab	Anz. Teiln.
MLAI	0wr	Larvensurvey	Okt-Jan	1979-	2 (D ab 1979)
MIK	0wr	IBTS 1.Q MIK-Netz	Feb-Mar	1977-	6 (D ab 1998)
IBTSY	1wr	IBTS 1.Q GOV	Feb-Mar	1979-	6 (D ab 1979)
IBTSA	2-5+wr	IBTS 1.Q GOV	Feb-Mar	1983-	6 (D ab 1983)
Acoustic	1-9+wr	Akustiksurvey	Jun-Jul	1989	5 (D ab 1995)

anderen Beständen und Fischarten). Daraus ergibt sich eine ausreichende Bestands-Rekrutierungs-Relation und damit wissenschaftlich begründbare Referenzpunkte. Dies ist zum Beispiel für den Atlanto-Skandischen Hering (s. Abb. 1) völlig anders, dessen Rekrutierung ist daher kaum vorhersagbar.

Aber es gibt natürlich auch Probleme, vor allem die ständige Überfischung des Elternbestandes um bis zu 30%. Dies verursacht eine erhebliche (und vermeidbare) Unsicherheit in den Bestandsberechnungen und ist damit letztlich zum Nachteil der Fischer.

Aus biologischer Sicht ist das Unvermögen, verschiedene Bestände oder Komponenten innerhalb des Nordseebestandes zu unterscheiden, problematisch. Intensive Fischerei auf kleine Komponenten, wie zum Beispiel den Downs-Hering im östlichen Kanalausgang, könnte zu einem Kollaps dieser Komponenten führen. Die Vermischung von Baltischen Frühjahrslaichern und Nordsee-Herbstlaichern in einigen Fanggebieten zwingt die Wissenschaft, aufwändige Teilungsfaktoren und fehleranfällige Modelle anzuwenden.

Schließlich gibt es einige Probleme mit der Qualität der Eingangsdaten aus der Beprobung der kommerziellen Fischerei, die oft nicht alle Gebiete und Fangzeiten abdeckt. Es ist zu hoffen, dass die seit Beginn 2002 geltende EU-weite Neuordnung der Datenerhebung hier Abhilfe schafft.

Ausblick

Das Nordseeherings-Management galt in den letzten Jahren als Vorbild für eine nachhaltige Bewirtschaftung eines einzelnen Bestandes. Die EU hat für mindestens 6 weitere Bestände ähnliche Pläne aufgelegt, zuletzt für den Kabeljau in vielen nordeuropäischen Gebieten. Ziel ist es, alle kommerziell genutzten Bestände so zu managen, dass die Laicherbiomasse nicht abnimmt und die Fänge auf einem stabilen Niveau gehalten werden. Allerdings lässt sich der Ein-

Arten-Ansatz für den Nordseehering nicht ohne weiteres auf Mehrarten-Fischereien übertragen, zu denen fast alle demersalen Fischereien bei uns gehören. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung dieser Bestände ist die Entwicklung von Mehrarten- oder sogar Ökosystem-Modellen notwendig. Dies wiederum erfordert einen erheblich höheren Aufwand in der ökologischen Forschung - die moderne Fischereiforschung ist ein Teil von ihr.

Der letzte Punkt auf der Wunschliste der Fischereiwissenschaft für eine nachhaltige Fischerei ist, dass Administration und Wirtschaft gemeinsam einen Weg finden, die Überfischung und Fehlberichterstattung von Fängen zu beenden. Eine mögliche Lösung könnte sein, das derzeitige „top-down“-Kontrollsystem mit hundert von Regeln, die schwer zu kontrollieren und leicht zu umgehen sind, schrittweise abzulösen durch ein Co-Management, in dem die Fischerei mehr Verantwortung für den Erhalt der von ihr genutzten Ressource übernimmt, die ihr anvertraut ist, aber nicht gehört.

Literatur

- Anon. (1995a): FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries.
- Anon. (1995b): UN Agreement on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, Annex II.
- Anon. (1995c): Precautionary Approach to fisheries. Part I: Guidelines on the Precautionary Approach to Fisheries and Species Introductions. FAO Fish. Tech. Paper 350/Part I; FAO, Rome: 52 S.
- Anon. (1997): Agreed record of fishery consultations between the European Community and Norway for 1998, Annex V: Management Plan for North Sea Herring (updated Dec. 2001).
- Corten, A. (2001): Herring and Climate. PhD thesis, Univ. Groningen: 228 S.
- ICES (2002): Report of the Herring Assessment Working Group for the Area South of 62°N. ICES C.M./ACFM:12.

Beifang und Discard der deutschen Fischerei in der Nordsee

Kay Panten, Lutz Rippe, Marcus Fleck

Einleitung

Um verlässliche Aussagen über den Einfluss der Fischerei auf die Fischbestände der Nordsee treffen zu können, reicht die genaue Kenntnis über Anzahl, Größe und Altersverteilung der angelandeten Fische nicht aus. Ein erheblicher Teil des Fanges wird von den Fischern aus unterschiedlichen Gründen wieder zurück ins Meer geworfen. Leider übersteht ein Großteil dieser Rückwürfe (engl. „Discards“) den Fangprozess oder die anschließende Aussortierung nicht lebend, so dass der Hauptanteil dieser Discards als aus dem System entnommene Tiere zu dem eigentlichen Fang hinzugezählt werden muss, wenn man beispielsweise Bestandsberechnungen durchführen will.

Normalerweise wird die Fischerei ganz gezielt auf bestimmte Arten durchgeführt. Je nach Zielart werden bestimmte Fanggeschirre mit bestimmten Maschenweiten ausgewählt und der Fang in den Fanggründen durchgeführt, wo die Zielart normalerweise anzutreffen ist. Auf diese Weise kann der unerwünschte Beifang mehr oder weniger gering gehalten werden. Als Beifang wird normalerweise generell alles bezeichnet, was nicht die Zielart ist. Oft ist auch der Beifang gut zu verkaufen und wird ebenfalls angelandet. Handelt es sich beim Beifang jedoch um Arten, die nicht zu verkaufen sind, dann werden diese ebenso wie alle Fische, die bestimmte Mindestanlandelängen nicht besitzen, oder den Qualitätsansprüchen nicht genügen als „Discards“ über Bord gegeben.

Der Anteil der Discards am Fang ist je nach Fischerei und Zielart oft sehr unterschiedlich. So ist der Anteil des unerwünschten Beifanges bei der Baumkurrenfischerei im allgemeinen wesentlich höher als bei der Fischerei mit dem Grundschleppnetz. Je nach Fanggerät ist auch der Anteil von Weichtieren im Fang unterschiedlich hoch. Gerade bei der Baumkurrenfischerei auf Plattfische machen die Weichtiere häufig einen großen Teil des Fanges aus.

Seit Anfang der 90er Jahre wird in der Nordsee eine systematische Erfassung der unerwünschten Beifän-

ge innerhalb der verschiedenen Fischereien durchgeführt. Hierbei fallen die Discards verstärkt in der demersalen, also bodennahen, Fischerei an, während in der pelagischen Fischerei auf Schwarmfische häufig so gut wie kein unerwünschter Beifang stattfindet. Dieser Beitrag beschreibt die Beifangproblematik innerhalb der wichtigsten demersalen Fischereien unter deutscher Flagge in der Nordsee, also der Seelachsfischerei, der Kabeljaufischerei sowie der Schollen- und Seezungenfischerei.

Im Rahmen von verschiedenen EU-Projekten sind seit einigen Jahren regelmäßig Mitarbeiter der Bundesforschungsanstalt für Fischerei auf einzelnen Fangreisen mitgefahren und haben die einzelnen Fänge auf ihre Zusammensetzung hin untersucht. Dabei wurden an Bord Längenmessreihen der Marktware und der Discards aufgestellt sowie später im Labor Altersbestimmungen durchgeführt. Auf diese Weise konnte für jede Reise das Verhältnis von Marktware zu Discards festgestellt werden sowie Aussagen über Größe und Alter der zurückgeworfenen Fische gemacht werden. Da jedes Land nur seine eigene Flotte beproben kann, ist ein internationaler Datenaustausch für eine Beurteilung der gesamten Nordsee unerlässlich. Diese Zusammenarbeit findet auch tatsächlich statt. So gab es internationale EU-Projekte sowie regelmäßige Arbeitsgruppentreffen im Rahmen des ICES („International Commission for the Exploration of the Sea“).

Die in diesem Artikel beschriebenen Ergebnisse gehen auf Kutterbeprobungen der Jahre 1998 bis 2001 zurück. In dieser Zeit wurden insgesamt 72 Kutter beprobt, die alle entweder mit Baumkurre oder Grundschleppnetz gefischt haben. Stationäre Fanggeräte, wie Stellnetze, wurden in diese Untersuchung nicht mit einbezogen. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über die Anzahl der beprobten Kutter pro Jahr.

Die folgende Beschreibung der deutschen Fischereiflotte soll einen Überblick über die Anzahl, Größe und Arbeitsweise der deutschen Kutter in der Kabeljau-, Seelachs- und Plattfisch-Fischerei in der Nordsee geben.

Tabelle 1: Übersicht über die Anzahl der zwischen 1998 und 2001 beprobten demersalen Kutter der deutschen Fischereiflotte, aufgeteilt nach den Zielarten Seelachs, Kabeljau, Scholle und Seezunge.

Jahr	Seelachs		Kabeljau		Scholle		Seezunge	
	Reisen	Seetage	Reisen	Seetage	Reisen	Seetage	Reisen	Seetage
1998	6	58	5	30	3	8	3	13
1999	6	57	6	30	4	26	4	13
2000	6	60	3	8	5	36	10	37
2001	2	22	1	3	4	24	4	17

Die Seelachsfischerei wird zur Zeit von 14 Kuttern aus den Heimathäfen Cuxhaven, Bremerhaven, Heiligenhafen und Brake betrieben. Die Länge der Schiffe liegt zwischen 24 und 35 m, ihre Maschinenleistung liegt zwischen 411 und 1020 kW. Einige der Kutter operieren während eines Teils des Jahres in der Ostsee. Die Mannschaft besteht aus 4-10 Personen, die verwendeten Fanggeschirre sind Grundschieppnetze mit Maschenweiten zwischen 100-120 mm. Der Fang wird nach 5-6 Stunden Holzeit direkt an Bord geschlachtet und auf Eis gelagert. Eine Fangreise dauert zwischen ein und zwei Wochen, die Fanggebiete liegen meist in der nördlichen Nordsee.

Etwa 20 Fahrzeuge betreiben eine regelmäßige Fischerei auf Kabeljau, wobei diese in den letzten beiden Jahren mit Rückgang des Kabeljaus zunehmend weniger geworden ist. Die meisten der Kutter in der Kabeljau-Fischerei sind Eurokutter, die sich auch in der Plattfisch- und Nephrops-Fischerei betätigen. 6 größere Kutter mit über 221 kW Maschinenleistung betreiben ausschließlich Schieppnetz-fischerei, hauptsächlich mit der Zielart Kabeljau. Einige dieser Schiffe fangen einen Teil des Jahres auch in der Ostsee. Oft wird der Kabeljau auch in der Gespannfischerei gefangen, also mit zwei Schiffen, die ein gemeinsames Schieppnetz ziehen. Die Fangreisen dauern gewöhnlich 1-2 Wochen, mit Besatzungen an Bord von meistens 4-5 Mann.

Etwas über 100 Schiffe betreiben eine Fischerei auf Plattfisch, hauptsächlich auf Scholle, Seezunge und Kliesche. Etwa $\frac{3}{4}$ dieser Kutter betreiben diese Fischerei jedoch nur während der Sommermonate, während sie den Rest des Jahres Krabben fangen. Während der für die Krabbenfischerei fangarmen Sommermonate betreiben viele dieser Kutter die finanziell attraktive Seezungenfischerei. Als Fanggeräte werden meist Baumkurren mit 80 mm Maschenweite eingesetzt, wie dies bei der Seezungenfischerei üblich ist. Das restliche Viertel der Kutter betreibt eine ganzjährige Fischerei auf Plattfische. Gewöhnlich handelt es sich hierbei um sogenannte Eurokutter, die bei einer Länge von 24 m und einer Maschinenleistung von 221 kW auch innerhalb der Schollenbox fischen dürfen, einem Aufwuchsgebiet für Jungschollen, das für größere Kutter gesperrt ist. Die Eurokutter können ihr Fanggeschirr wechseln und betreiben die Seezungenfischerei mit Baumkurren, während für die Schollenfischerei immer häufiger Doppel-Grundschieppnetze („Twin-Trawls“) mit 100 mm Maschenweiten eingesetzt werden. Die deutsche Flotte besitzt außerdem 7 große Baumkurrenfahrzeuge zwischen 30-35 m Länge und einer Maschinenleistung zwischen 500-1100 kW, die wesentlich größere Bäume ziehen können, aber von der Fischerei innerhalb der Schollenbox ausgeschlossen sind. Die Schieppzeiten bei der Plattfisch-Fischerei sind kürzer als in der Seelachsfischerei und liegen zwischen

1-2,5 Stunden in der Seezungen-, bzw. 4-5 Stunden in der Schollenfischerei. Eine Fangreise dauert gewöhnlich etwa 4-5 Tage. Die Fanggebiete liegen in der südlichen Nordsee entlang der holländischen, deutschen und dänischen Küste.

Seelachsfischerei

Die Fangplätze der Seelachsfischerei liegen hauptsächlich entlang der 200-m-Linie zwischen dem Ausgang des Skagerrak und einem Gebiet nördlich der Shetland-Inseln. Im Untersuchungszeitraum hat die Datensammlung den Jahresverlauf bis auf das 2. Quartal 1999 gut abdecken können. In dieser Zeit wurden 20 Fangreisen mit insgesamt 1908 Fangstunden und 323 Hols beprobt. Es war möglich, nahezu alle Fischarten nach Markt und Discard zu trennen und etwa 87000 Längenmessungen durchzuführen.

Die Fangzusammensetzungen der einzelnen Hols wurden als Datenbank elektronisch verfügbar gemacht. Dies ermöglichte es, die Fangreisen aller beprobten Fischereien nach Quartalen oder Jahren zusammenzufassen.

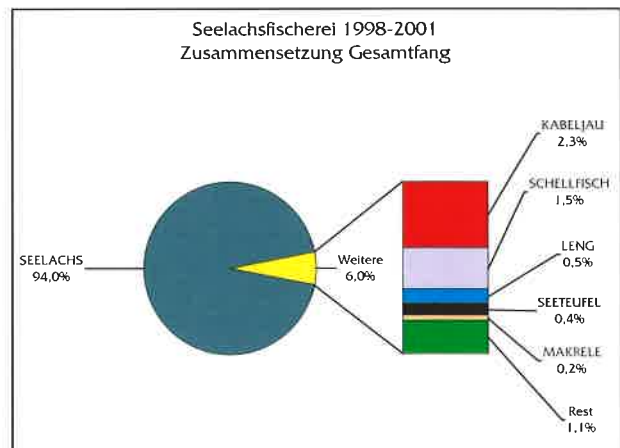


Abb. 1: Durchschnittliche Fangzusammensetzung in der Seelachsfischerei.

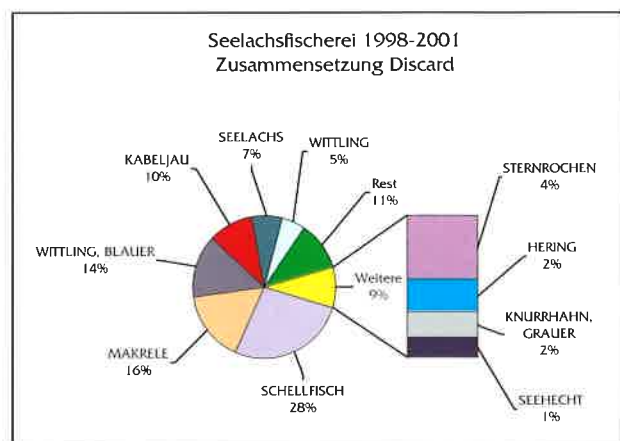


Abb. 2: Durchschnittliche Discardzusammensetzung in der Seelachsfischerei.

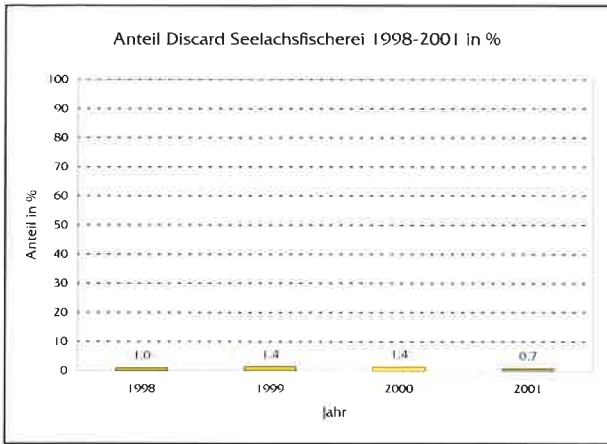


Abb. 3: Anteil des Discards über ein Untersuchungsjahr gemittelt.

Die Fischerei wird eindeutig durch die Seelachsfänge dominiert, die im Durchschnitt bei 94,0% der Fänge lagen. Die wichtigsten Beifangarten waren Kabeljau, Schellfisch, Leng, Seeteufel und Makrele. Mit Ausnahme der Makrele wurden alle Arten regelmäßig angelandet (Abb. 1). Die in geringeren Mengen auftretenden Edelfische wie z.B. Seehecht, Seewolf, Weißer Heilbutt, Hundszunge und Limande sowie

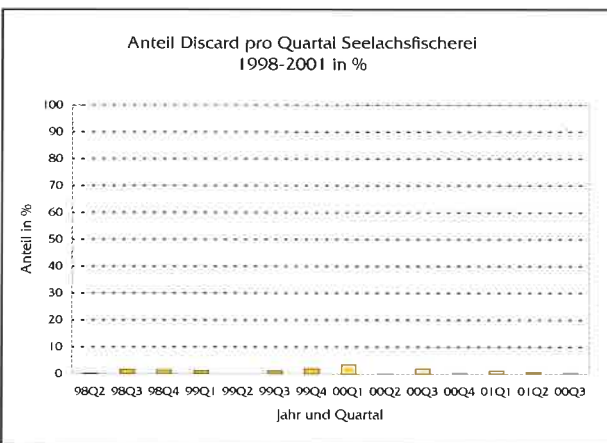


Abb. 4: Ermittelter Discardanteil pro Quartal.

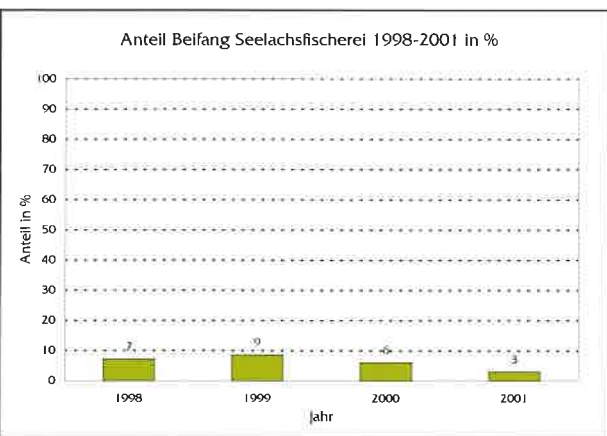


Abb. 5: Mittlerer Beifang anderer Fischarten pro Untersuchungsjahr.

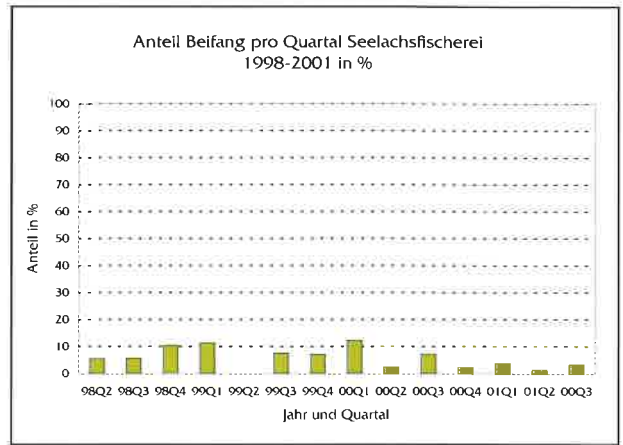


Abb. 6: Beifang auf einzelne Quartale gemittelt.

Kaisergrunt spielen durch ihren hohen Marktpreis als Beifang eine große finanzielle Rolle.

Die in Abbildung 2 dargestellte Übersicht des Discards zeigt ähnliche wiederkehrende Zusammensetzungen. Hier überwogen die Arten Schellfisch, Makrele, Blauer Wittling, Kabeljau, Seelachs, Wittling, Sternrochen, Hering, Grauer Knurrhahn und Seehecht. Im Jahresmittel schwankte der Anteil des Discards von 0,69 – 1,40%. Pro Quartal betrachtet, konnten Anteile von 0,1 – 3,1% beobachtet werden (Abb. 3 und 4).

Unter gleicher Betrachtungsweise bewegte sich der Anteil des Beifangs zwischen 2,6 und 8,4% im Jahresmittel und 1,6 und 12,2% pro Quartal (Abb. 5 und 6).

Kabeljaufischerei

Die Fischerei auf Kabeljau als Zielart erstreckte sich von der Deutschen Bucht entlang der dänischen Küste bis zum Ausgang des Skagerrak. Diese Fischerei ging im Untersuchungszeitraum aufgrund der Bestandsabnahme des Kabeljau sehr stark zurück. Daher war es nicht möglich, in jedem Quartal eine Beprobung durchzuführen (Abb. 10). In den übr-

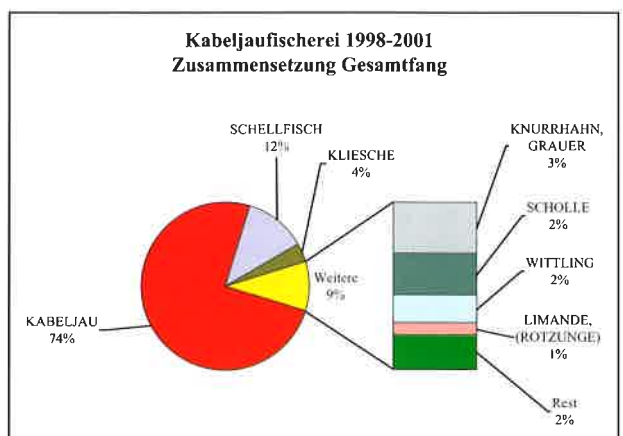


Abb. 7: Durchschnittliche Fangzusammensetzung in der Kabeljaufischerei.

gen Quartalen konnten 14 Fangreisen mit insgesamt 142 Hols in 681 Fangstunden begleitet werden. Etwa 52500 Messungen dokumentierten die Längenzusammensetzungen der verschiedenen Fischarten getrennt nach Marktware und Discard. Der Anteil des Kabeljaus ist mit 75% am Gesamtfang die bestimmende Fischart. Die wichtigsten Beifangarten sind Schellfisch, Kliesche, Grauer Knurrhahn,

Scholle, Wittling und Limande (Abb. 7). Neben der regelmäßig auftretenden Limande wurden Steinbutt und die nördlichen Arten Seehecht und Leng angelandet. Andere finanziell einträgliche Edelfische traten in dieser Fischerei seltener auf als in der Seelachs-fischerei, da Fischarten wie Weißer Heilbutt, Seewolf und Hundszunge weiter nördlich in der Nordsee beheimatet sind.

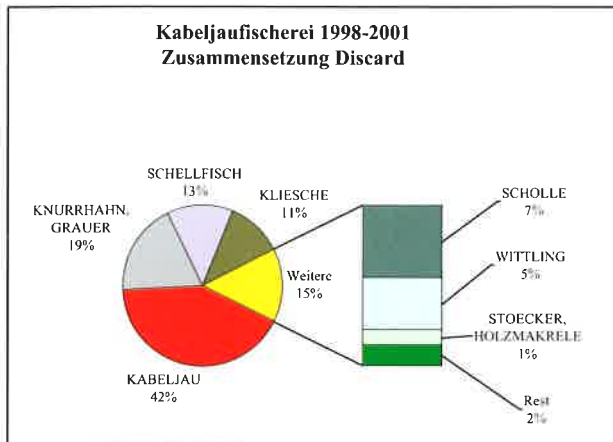


Abb. 8: Durchschnittliche Discardzusammensetzung in der Kabeljaufischerei.

Auch im Discard stellte der Kabeljau mit 42% einen hohen Anteil, der aus untermaßigen Fischen bestand. Die Zusammensetzung des Discards wurde von den Fischarten Grauer Knurrhahn, Schellfisch, Kliesche, Scholle, Wittling und Stöcker geprägt, wie Abb. 8 zeigt. Von diesen Arten haben Grauer Knurrhahn und Stöcker einen sehr geringen finanziellen Wert, so dass sie auch als größere Tiere nicht angelandet werden. Die Schwankungen des Discardanteils lagen im Jahresmittel zwischen 15 und 18% (Abb. 9). An dieser Betrachtung ist zu berücksichtigen, dass nicht alle Quartale beprobt werden konnten, auch wenn dort eine geringe Kabeljaufischerei stattgefunden hat. Einen objektiveren Einblick gibt die in Abbildung 10 dargestellte Analyse der einzelnen Quartale. Hier schwankt der Discardanteil zwischen 5 und 35%.

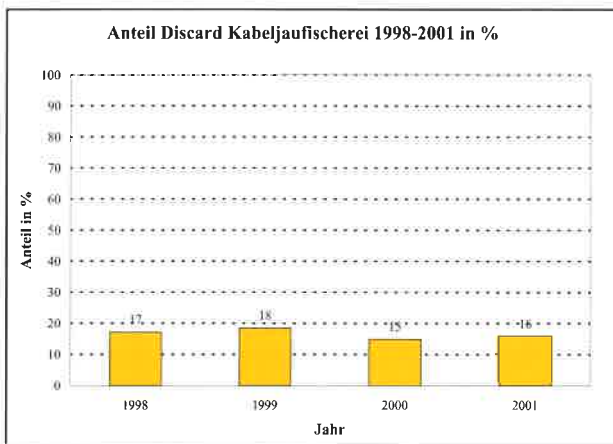


Abb. 9: Anteil des Discards über ein Untersuchungsjahr gemittelt.

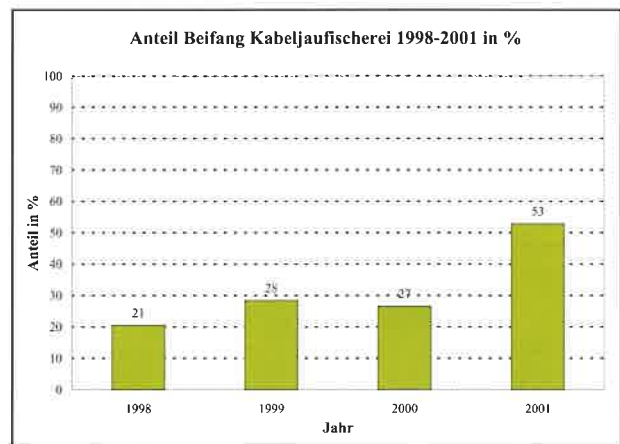


Abb. 11: Mittlerer Beifang anderer Fischarten pro Untersuchungsjahr.

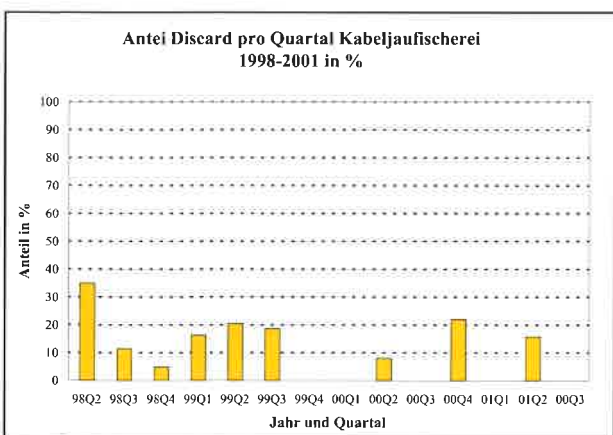


Abb. 10: Ermittelter Discardanteil pro Quartal.

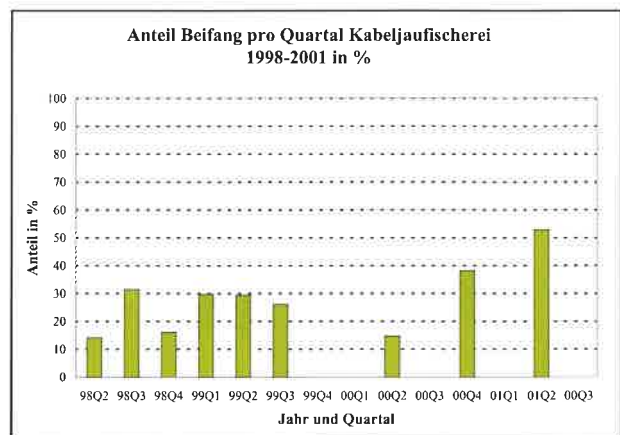


Abb. 12: Beifang auf einzelne Quartale gemittelt.

Auf Grund der Abnahme des Kabeljaus stieg die Bedeutung des Beifangs ab dem Jahr 2000 stetig an. In den Jahren 1998 und 1999 betrug der Beifanganteil im Mittel 25%. Die Beprobungen in den Jahren 2000 und 2001 konnten nur in einzelnen Quartalen durchgeführt werden. Im ersten Quartal 2001 wurden große Teile der Nordsee zum Schutz des Kabeljaubestandes während der Laichzeit für jegliche Nutzung mit Grundschleppnetzen und Baumkurren gesperrt. Auf den begleiteten Fangreisen zeigte sich eine kontinuierliche Zunahme des Beifanges von 15% auf 53% (Abb. 11 und 12). Die oben beschriebene Artenzusammensetzung änderte sich dabei nicht.

Schollenfischerei

Die Schollenfischerei findet in der Nordsee entlang der Küste von Holland bis Dänemark statt. Die Datensammlung konnte fünf Quartale im Untersuchungszeitraum nicht abdecken, wodurch die Winter im saisonalen Verlauf unterrepräsentiert werden. Die nicht beprobten Quartale sind in Abbildung 16 aufgeführt. Es war möglich, 14 Fangreisen mit 336 Hols in 1160

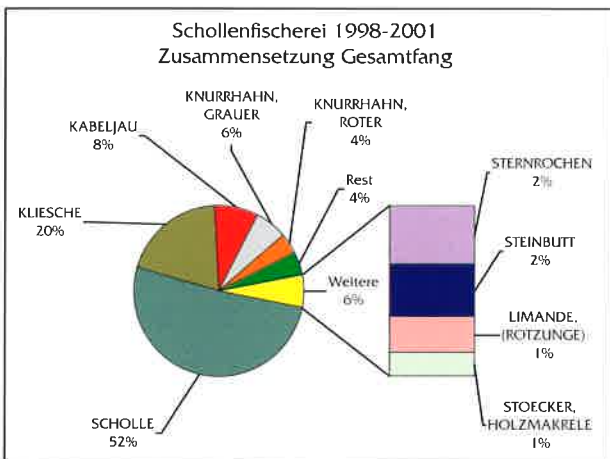


Abb. 13: Durchschnittliche Fangzusammensetzung in der Schollenfischerei.

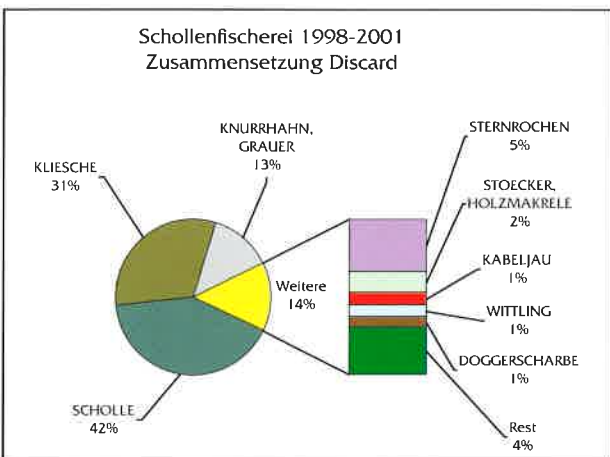


Abb. 14: Durchschnittliche Discardzusammensetzung in der Schollenfischerei.

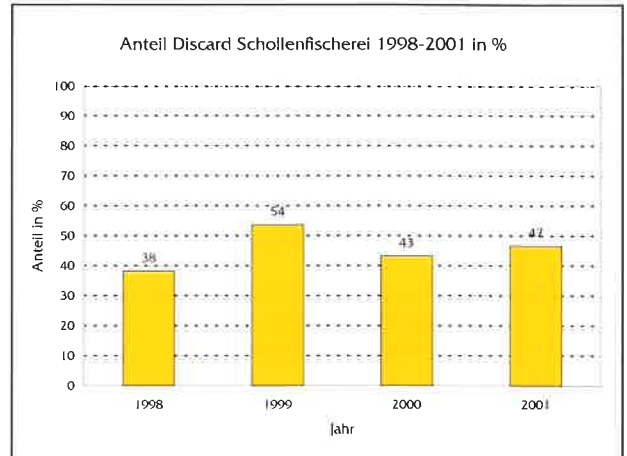


Abb. 15: Anteil des Discards über ein Untersuchungsjahr gemittelt.

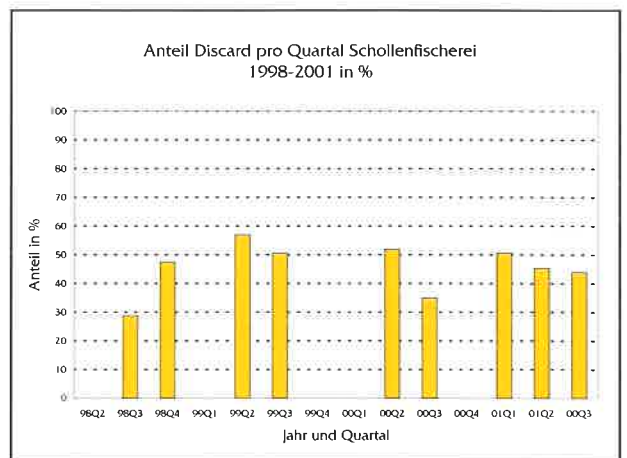


Abb. 16: Ermittelter Discardanteil pro Quartal.

Fangstunden in den verbleibenden Quartalen zu untersuchen. Die in dieser Fischerei höhere Artenzahl, sowohl in der Marktware als auch im Discard, wurde durch 95700 Längenmessungen belegt. Der Anteil der Zielart in dieser Fischerei betrug im Mittel 52%. Damit ist die Scholle die am häufigsten gefangene Fischart (Abb. 13).

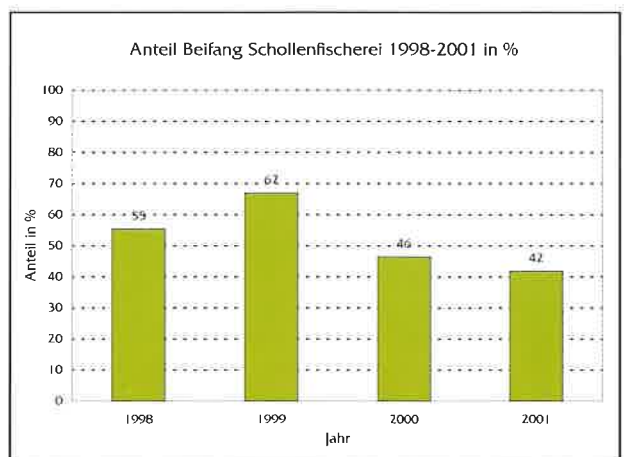


Abb. 17: Mittlerer Beifang anderer Fischarten pro Untersuchungsjahr.

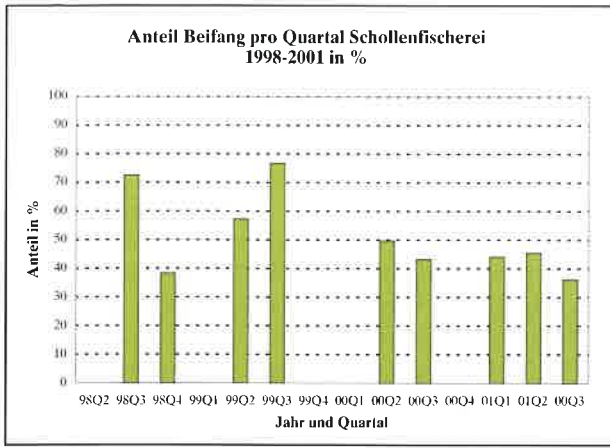


Abb. 18: Beifang auf einzelne Quartale gemittelt.

Der Anteil der Zielart in dieser Fischerei betrug im Mittel 52%. Damit ist die Scholle die am häufigsten gefangene Fischart (Abb. 13).

Gleichzeitig ist im Vergleich zu Kabeljau und Seezunge eine Zunahme des Beifanges zu erkennen. Kliesche und Kabeljau werden regelmäßig angelandet. Willkommener Beifang aufgrund ihres hohen Marktwertes sind Steinbutt und Limande.

Der größte Teil des Discards wird wie in der Marktware von den Arten Scholle und Kliesche gebildet, die unterhalb der Mindestanlandelänge liegen. In geringem Maße betrifft dies auch Kabeljau und Wittling. Alle anderen aufgeführten Arten werden fast zu 100% discarded (Abb. 14).

Der Discardanteil in der Schollenfischerei schwankt im Jahresmittel zwischen 38 und 54% (Abb. 15). Da nicht alle Quartale beprobt werden konnten, gibt die Betrachtung des Discards in den einzelnen Quartalen in Abb. 16 einen besseren Überblick. Die Schwankungen liegen hier zwischen 29 und 57%. Ein jahreszeitlicher Trend konnte aufgrund fehlender Daten nicht festgestellt werden.

Über den Untersuchungszeitraum betrachtet, sank der Anteil des Beifanges von 67 auf 42% ab. Die Analyse der Quartale zeigt, dass jeweils die dritten Quartale 1998 und 1999 sehr hohe Beifangraten von über 70% aufwiesen (Abb. 17 und 18). Genauere Gründe hierfür konnten nicht festgestellt werden.

Seezungenfischerei

Die Seezungenfischerei wurde auf Fangplätzen entlang der deutschen und holländischen Küste sowie auf der Doggerbank beprobt. Die Datensammlung konnte alle Quartale der Untersuchung abdecken. 21 Reisen mit 608 Hols in 1150 Fangstunden wurden begleitet und 122200 Längen getrennt nach Marktware und Discard gemessen.

Die Seezunge als Zielart ist nur mit 12% im Fang vertreten. Der Anteil der Zielart am Gesamtfang ist nach Fanggebiet und Fanggerät unterschiedlich geregelt.

In diesem Fall muss sie mit mindestens 5% im Fang vorhanden sein. Den größten Teil des Fanges stellen wie in der Schollenfischerei die Arten Scholle und Kliesche. Weiterhin werden Aal, Wittling, Kabeljau, Steinbutt, Grauer Knurrhahn und Limande gefangen (Abb. 19).

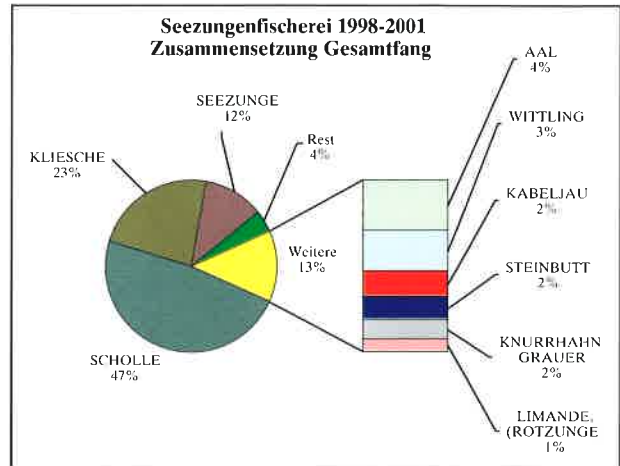


Abb. 19: Durchschnittliche Fangzusammensetzung in der Seezungenfischerei.

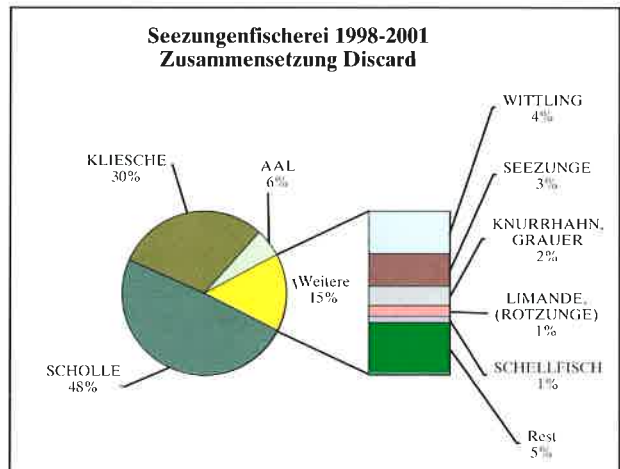


Abb. 20: Durchschnittliche Discardzusammensetzung in der Seezungenfischerei.

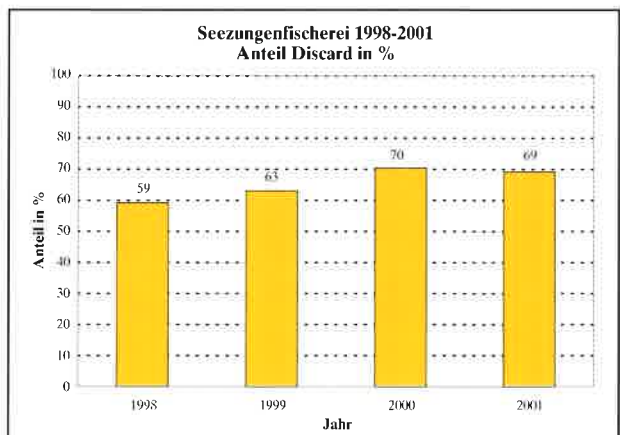


Abb. 21: Anteil des Discards über ein Untersuchungsjahr gemittelt.

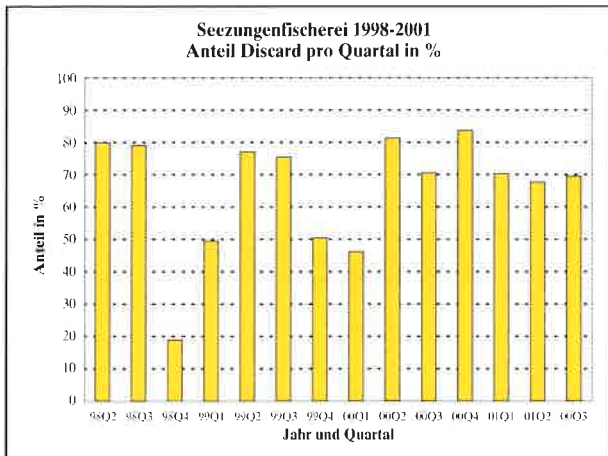


Abb. 22: Ermittelter Discardanteil pro Quartal.

wurden die gefangenen Aale vollständig discarded, da sie das Mindestmaß nicht erreicht hatten. Von allen anderen Arten wurden ebenfalls nur die untermaßigen Tiere wieder über Bord gegeben, selbst Grauer Knurrhahn wurde auf einigen Reisen angelandet, sofern größere Mengen gefangen wurden (Abb. 20). Der Anteil des Discards zeigt in der Seezungenfischerei die geringsten Schwankungen, dafür liegt er auf dem höchsten Niveau aller beprobten Fischerei-



Abb. 23: Mittlerer Beifang anderer Fischarten pro Untersuchungs-jahr.

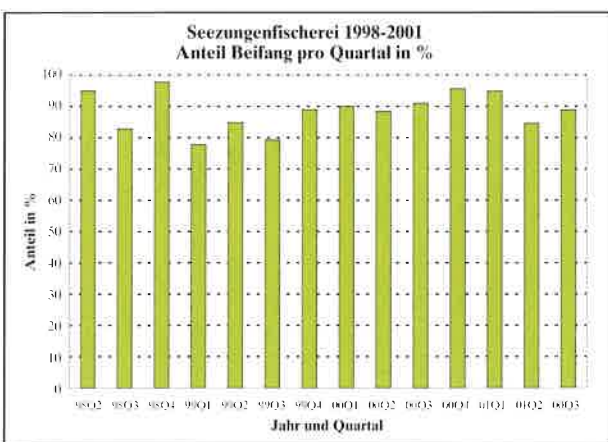


Abb. 24: Beifang auf einzelne Quartale gemittelt.

en. Das Jahresmittel bewegt sich zwischen 59 und 70% (Abb. 21). Wie in Abbildung 22 zu erkennen, liegen die Schwankungen der Quartalsanalyse zwischen 46 und 84%. Eine Ausnahme bildet das 4. Quartal 1998 mit 18% Discard. Die beprobte Reise wurde aufgrund schlechten Wetters und schlechter Fischerei nach nur 10 Hols abgebrochen. Die bis dahin gefangenen Fische waren weitgehend in marktfähiger Größe. Durch den geringen Anteil an Seezungen in dieser nach ihr benannten Fischerei muss der Anteil des Beifanges entsprechend groß sein. Dieser liegt im Jahresmittel zwischen 82 und 91%. Bei Betrachtung der einzelnen Quartale liegen die Daten zwischen 78 und 98% (Abb. 23 und 24).

Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in der See-lachsfischerei die Beifänge an anderen Fischarten sehr gering sind. Diese Fische werden weitgehend angelandet. Untermaßige und nicht vermarktbar Fische werden fast nicht gefangen.

In der Kabeljaufischerei besteht rund 1/2 des Fanges aus Beifangarten. Der Anteil an untermaßigen und nicht verkäuflichen Fischen ist hier deutlich größer als in der Seelachsfischerei.

Sehr hohe Anteile an Beifang und Discard wurde in den Baumkurrenfischereien der Zielarten Scholle und Seezunge gefunden. Hierbei enthalten die Fänge in der Schollenfischerei annähernd 50% der Zielart, wogegen in der Seezungenfischerei nur 12% auf die Zielart entfallen. Beide Fischereien fangen ungewollt große Mengen kleiner Fische, die auf See nach der Sortierung wieder über Bord gegeben werden. In der Schollenfischerei ist es im Durchschnitt fast die Hälfte des Fanges und in der Seezungenfischerei ungefähr 2/3.

An der Reduktion der Beifänge untermaßiger Fische wird mit Hilfe verschiedener technischer Maßnahmen gearbeitet. Das Entkommen soll ihnen durch spezielle Fluchtfenster und Maschenkonstruktionen erleichtert werden.



Abb. 25: Blick auf den unsortierten Fang in der Schollenfischerei.

Krebs- und Muschelfischerei im schleswig-holsteinischen Wattenmeer

Thomas Borchardt

Vorbemerkung

Naturschutz und Fischerei haben das gemeinsame Interesse, die Natur intakt zu halten. Der Naturschutz möchte ungestörte Ökosystemabläufe und Arten bewahren, die Fischerei möchte ihre Ressourcen erhalten. Insofern ist das Ziel einer nachhaltigen Fischerei unstrittig. Jegliche Fischerei hat allerdings Auswirkungen. Ich möchte vorab betonen, dass die beschriebenen Effekte der Krebs- und der restriktiv geregelten Muschelfischerei im Wattenmeer wenig ins Gewicht fallen im Verhältnis zu den Schäden, die in der Nordsee angerichtet werden. Dort ist der Fischereiaufwand eindeutig zu hoch: viele Fischbestände sind überfischt, und es gibt Effekte durch hohe Beifänge und schwere, kettenbewehrte Grundschleppnetze (Lindeboom & Groot, 1998).

Frischfischfang im Wattenmeer ist nicht mehr wirtschaftlich

Das Wattenmeer als Übergangsbereich zwischen Land und Meer ist gekennzeichnet durch den Wechsel der Gezeiten. Es umfasst verschiedene Lebensräume, von den Salzwiesen über Strände, Sände, Watten bis hin zu Prielen und tiefen Rinnen. Als seewärtige Begrenzung gilt die 10 m-Tiefenlinie (Stock et al., 1996).

Das Wattenmeer ist als allseitig offenes Ökosystem natürlichen und anthropogenen Einflüssen ausgesetzt und in seiner Qualität somit von Randbedingungen in besonderem Maße abhängig. Es wird in unregelmäßigen Abständen durch Extremereignisse wie Eiswinter und Orkane geprägt, aber ebenso durch die menschliche Bewirtschaftung, zu der auch die Fischerei gehört. Dementsprechend ist das System gleichzeitig durch Wandel und Elastizität charakterisiert. Eine Regeneration nach Störungsereignissen funktioniert allerdings nur bei natürlichen Umweltbedingungen und bei ungestörter Tidendynamik (Dittmann, 1999).

Die negative Veränderung mancher Randbedingungen beeinflussten auch die Fischerei im Wattenmeer, die übrigens erst ab 1880 eine gewisse wirtschaftliche Bedeutung erlangte. Vorher wurde fast nur zum Eigenbedarf und nicht gewerblich gefischt (Seidel, 1999), denn eine besonders fischreiche Gegend war das Wattenmeer mit seinen schwierigen Lebensbedingungen noch nie.

Viele Fischarten, die früher das Wattenmeer querten, um in die Flüsse aufzusteigen, fehlen heute (Störe, Maifische und Rochen) oder sind selten geworden (Lachse, Meerforellen, Schnäpel, Meer-

und Flußneunaugen und in letzter Zeit auch Aale). Die Flussmündungen sind oft durch Stauwehre verbaut, die Flussläufe begradigt, die Laichgründe im Hinterland zerstört und die Wasserqualität dort unzureichend. Darüber hinaus sind auch viele marine Fischarten seltener geworden, weil die Nordsee überfischt ist. Ein Beispiel: Ältere Fischer erinnern sich noch an das früher praktizierte „Buttgrabbeln“ und „Buttpedden“; heute erscheint der Fang von Plattfischen mit bloßen Händen und Füßen recht aussichtslos.

Die Frischfischanlandungen aus der Nordsee hatten sich von der ersten zur zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verdreifacht (Ehrich, 1998). Inzwischen befindet sich die Mehrheit der befischten Arten außerhalb sicherer biologischer Grenzen bzw. wird außerhalb dieser Grenzen bewirtschaftet (Hammer, 2000; Hammer & Hubold, 2000; Hammer et al., 2000; Hammer, 2001; Gröhslers & Zimmermann, 2001). Im Jahr 2001 musste zeitweilig sogar die Fischerei auf Kabeljau in einem großen Teil der Nordsee eingestellt werden, um einen Bestandszusammenbruch zu vermeiden. Unter dem hohen Fischereidruck leiden langlebige Fische mit später Geschlechtsreife besonders, vor allem, wenn sie von Natur aus geringe Nachwuchsraten haben, wie z.B. Haie und Rochen (Westernhagen, 1998). Da etwa die Hälfte aller Fischanlandungen der Nordsee aus der Gammelfischerei stammt (Dornheim & Damm, 1996) und dort Jungfische aller Arten in die Netze gehen, spielt die Beifangproblematik eine wesentliche Rolle für den schlechten Zustand vieler Fischbestände.

Heute ist eine kommerzielle Nutzung von Fischen in den Flussmündungen und im Wattenmeer nicht mehr rentabel. Mit den geringen zu erzielenden Fangmengen ließ sich früher noch eine Daseinsgrundlage schaffen, jetzt jedoch nicht mehr. Frischfischfischerei wird deswegen im Wattenmeer höchstens noch von Krabbenfishern als Zusatzerwerb (Kombifischerei) oder von Hobby- und Nebenerwerbsfishern durchgeführt. Außerhalb des Wattenmeeres gehen ca. 20 Kutter (z.T. gechartert) dem Fischfang nach.

Krebs- und Muschelfischerei sind diejenigen Sparten, mit denen sich im Wattenmeer noch Gewinne erzielen lassen. Die potenziellen Zielarten sind „Krabben“ = Nordseegarnelen (*Crangon crangon*), Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), europäische Austern (*Ostrea edulis*), pazifische Austern (*Crassostrea gigas*), Herzmuscheln (*Cerastoderma edule*), Trogmuscheln (*Spisula solida*) und Schwertmuscheln (*Ensis americanus*). Keine dieser Arten unterliegt einer Quotierung durch die EU.

Tabelle 1: Wirtschaftliche Bedeutung der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste im Jahr 2001 und die Anteile der Krebs- und Muschelfischerei (Quelle: Das Fischerblatt).

Westküste Schleswig-Holstein 2001			
Kutter gesamt	143		
davon Krabbenkutter	100		
davon Muschelkutter	8		
Boote	106		
Berufsfischer gesamt	337		
Nebenerwerbsfischer gesamt	299		
davon zu Fuß	209		
Hobbyfischer	unbekannt		
davon mit Ausnahmegenehmigung zur Nutzung von Baumkurre, Reusen etc. (in 2000)	283		
Registr. Anlandungen in Schl.-Holst. aus dem Fanggebiet Nordsee:	t	Mio. Euro	Erlös %
Fisch	701	1,4	6,3
Krebse	4489	16,9	75,8
Muscheln	4996	4,0	17,9

Dadurch fielen die Erlöse allerdings nur geringfügig ab, weil die Preise wegen der Verknappung entsprechend gestiegen waren. Der Beitrag zum Volkseinkommen betrug 1990 bei 56 Mio. DM Nettoumsatz 0,83 % (Landwirtschaft 132 Mio. DM = 4,9 %, Tourismus 518 Mio. DM = 19,4 %). Selbst bei Einrechnung der Fischverarbeitung und von Vorleistungen anderer erhöht sich der Anteil der Fischerei nur auf 1,4 % (Feige & Möller, 1994).

Die wirtschaftliche Bedeutung der Fischerei an der Westküste Schleswig-Holsteins ist somit relativ gering, ihre soziokulturelle und sozioökonomische Bedeutung dennoch nicht zu unterschätzen. Malerische Kutter, Hafenfeste, Fangfahrten usw. tragen zur touristischen Attraktivität der ganzen Region bei.

Der Nationalpark als zusätzliches Fischerei-Regulativ

Grundsätzlich wird die Fischerei über Fischereirecht geregelt. Entsprechend der Gemeinsamen Europäischen Fischereipolitik geben EU-Bestimmungen den Rahmen vor. Mehr und mehr muss sich die Fischerei aber auch an naturschutzrechtlichen Vorgaben orientieren.

Das gesamte schleswig-holsteinische Wattenmeer ist seit 1985 Nationalpark, der 1999 seewärts noch beträchtlich erweitert wurde. Mit dem Nationalpark soll die einmalige Wattenmeer-Landschaft, die Dreh-

Ökonomische Bedeutung der Küstenfischerei

Eine Analyse zur relativen ökonomischen Bedeutung der Fischerei in der Nationalpark-Region liegt nur für 1990 vor, einem Jahr, in dem es vergleichsweise wenig Krabbenanlandungen gab, weil es wegen einer Wittlingsinvasion zu Fangausfällen gekommen war.

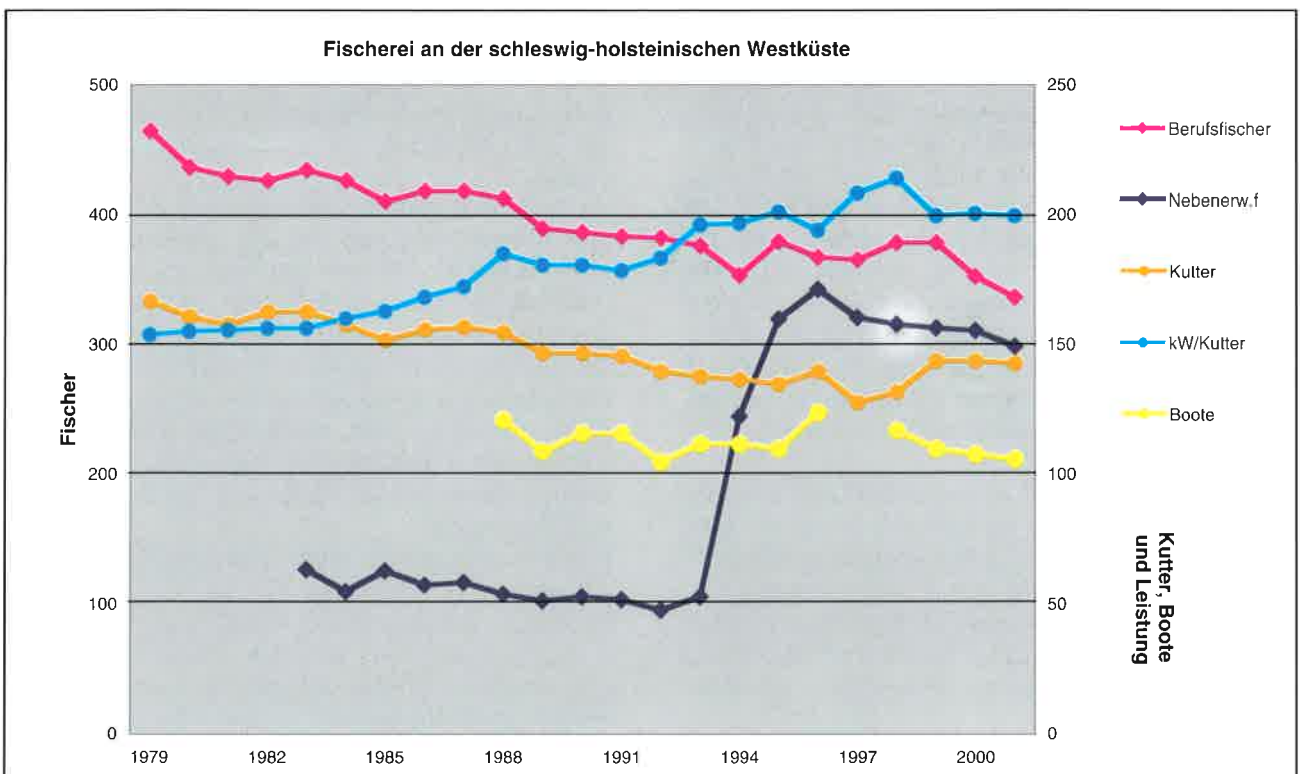


Abb. 1: Entwicklung der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste (Quelle: Das Fischerblatt).

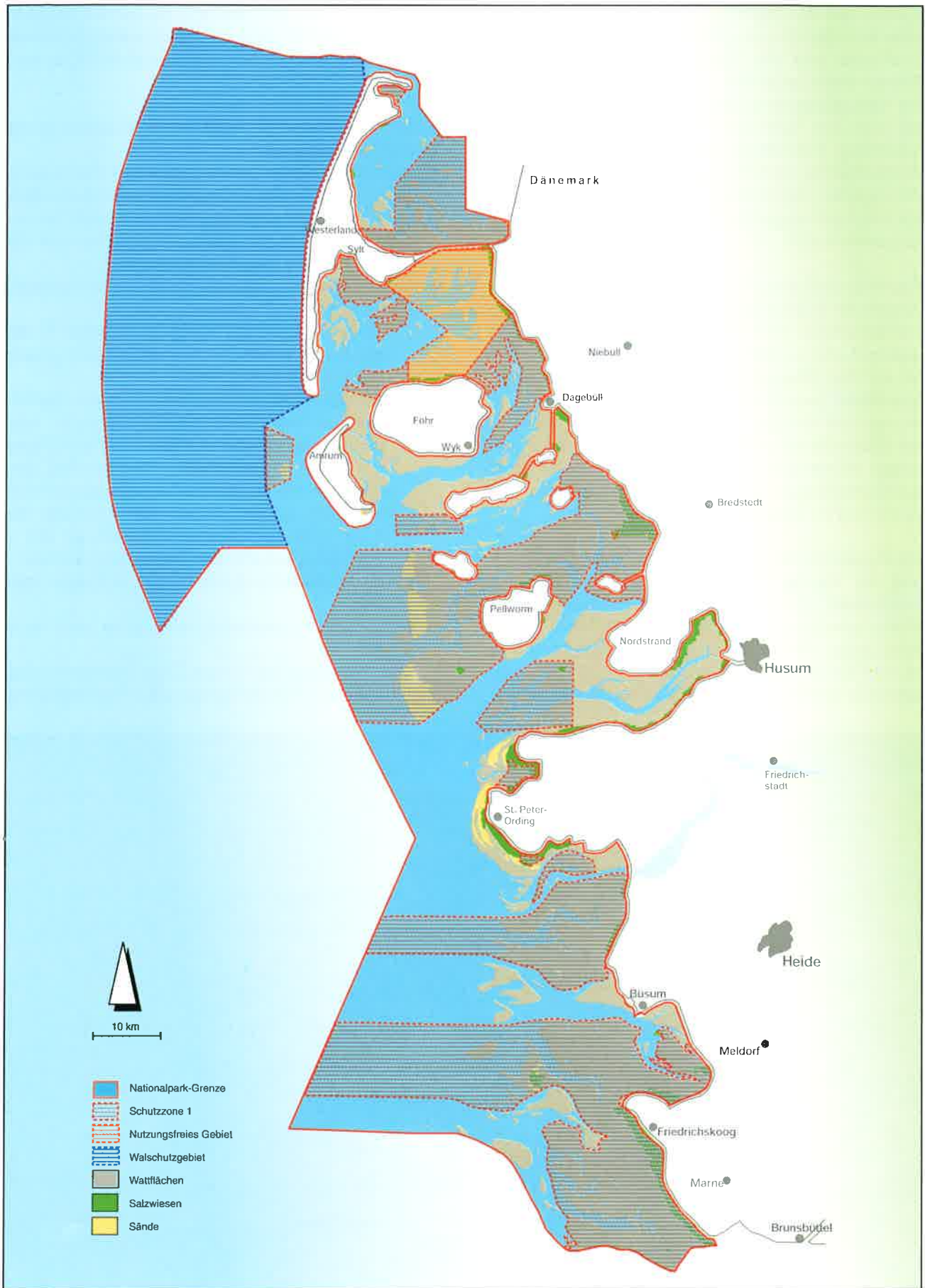


Abb. 2: Die schleswig-holsteinische Küste mit ihrem Wattenmeer-Nationalpark (Quelle: NPA).

scheibe des internationalen Vogelzuges, das europäische Brandgansmausergebiet, der Lebensbereich der Seehunde und die Kinderstube der Fische und Schweinswale geschützt werden. Der § 2 des aktuellen Nationalparkgesetzes definiert den Schutzzweck wie folgt: „Der Nationalpark dient dem Schutz und der natürlichen Entwicklung des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres und der Bewahrung seiner besonderen Eigenart, Schönheit und Ursprünglichkeit. Es ist ein möglichst ungestörter Ablauf der Naturvorgänge zu gewährleisten“.

Fischerei stellt einen Eingriff in das Wattenmeer-Ökosystem dar (Dahl et al., 1994). Im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer wurde u.a. untersucht, welche Auswirkungen die Krebs- und Muschelfischerei auf das Ökosystem haben. Einige der erzielten Ergebnisse beeinflussten später verschiedene Bestimmungen der Novellen des Landesfischereigesetzes, der Küstenfischereiordnung und des Nationalparkgesetzes. Während früher Umwelt- und Naturschutzrecht quasi unabhängig vom Fischereirecht existierten, gibt es inzwischen durchaus Verflechtungen.

Die Regelungsmöglichkeiten für die Krabbenfischerei und die für die Muschelfischerei sind allerdings unterschiedlich. In den schleswig-holsteinischen Küstengewässern herrscht im Prinzip freier Fischfang. Jeder, der im Besitz eines Fischereischeines ist, darf sich Fische im Sinne des Landesfischereigesetzes (= essbares Meeresgetier) aneignen. Auf die

Krabbenfischerei trifft dies z.B. zu. Für die Ausbeutung von Muscheln kann das Land jedoch Genehmigungen erteilen und diese an strenge Auflagen koppeln (s.u.).

Vereinfacht dargestellt, regelt das Nationalparkgesetz fischereilich folgendes:

- Im nutzungsfreien Gebiet südlich des Hindenburgdammes ist Ressourcennutzung, also auch sämtliche Fischerei, untersagt. Mit ca. 12.500 ha umfasst es ca. 3 % der Nationalparkfläche bzw. ca. 1% der befischbaren Sublitoralfäche.
- Im übrigen Nationalpark (ca. 97 % der Nationalpark-Fläche)
 - ist die Fischerei auf Fische und Krabben in der bisherigen Art und bisherigem Umfang erlaubt (auch in der Schutzzone 1),
 - hat sich die Muschelfischerei nach den Bestimmungen des Landesfischereigesetzes und denen des Programms zur Bewirtschaftung der Muschelressourcen zu richten und darf nur unterhalb der Springtide-Niedrigwasserlinie ausgeübt werden. Dabei darf innerhalb der 3 sm-Zone nur Miesmuschelfischerei und – ausnahmsweise in der Wasserwechselzone – die bestehende Austernkultur betrieben werden.
- Herz- und Schwertmuschelfischerei sind nicht zugelassen.
- Das Nationalparkamt muss Einvernehmen erteilen für Ausnahmegenehmigungen des Fischereiamtes



Abb. 3 : Krabbenkutter.

für Hobbyfischer, die in Schutzzone 1 mit einer Baumkurre fischen wollen.

Krebsfischerei

Da es in der Wattenmeerregion nicht üblich ist, Strandkrabben (*Carcinus maenas*), Schwimmkrabben (*Liocarcinus holsatus*) oder Einsiedlerkrebse (*Eupagurus bernhardus*) zu essen, ist die einzig befischte Krebsart die „Krabbe“ (Nordseegarnele *Crangon crangon*).

Allgemeines zur Krabbenfischerei

Die „Krabbe“ (Porre, Kraut, Granat, Sanduhl) ist - taxonomisch gesehen - keine Krabbe, die durch einen untergeschlagenen Hinterleib und breiten Brustpanzer charakterisiert wäre. Die „Krabbe“ gehört zur Gruppe der Garnelen und ist vom westlichen Mittelmeer bis zum Nordkap verbreitet. Massenvorkommen gibt es vor allem in den Küstenbereichen der Nordsee. Die Krabbe ist als Räuber und auch als Beute ökologisch bedeutsam und daher eine Schlüsselart im Ökosystem Wattenmeer.

Die nachfolgend dargestellten Erkenntnisse zur Biologie der Krabben sind teilweise noch unsicher. Männchen werden bis 60 mm, Weibchen bis 86 mm lang.

Fälschlicherweise hat man früher wegen dieses Geschlechtsdimorphismus angenommen, dass sich im Lebensverlauf alle Männchen in Weibchen verwandeln. Eine gute Speisekrabbe hat eine Länge ab 55 mm (= ca. 1 Jahr). Die Geschlechtsreife tritt nach ca. 1 Jahr ein. Es gibt zwei Laichperioden, von April bis August und von November bis März. Ein Weibchen produziert ca. 35000 Eier. Freischwimmende Larven schlüpfen je nach Wassertemperatur nach 6-12 Wochen aus den Eiern. Bei 10-20 mm Länge kommen die jungen Garnelen im Mai / Juni ins Watt und gehen zum Bodenleben über. Diese Masseninvasion gründet sich fast ausschließlich auf die Winterlaicher. Die Tiere können, wenn sie nicht vorher weggefressen werden, ein Alter von drei bis maximal fünf Jahren erreichen.

Erwachsene Tiere wandern bzw. driften mit jeder Tide und halten sich bevorzugt in Prielen und Rinnen und an deren Kanten auf. In der kalten Jahreszeit verlassen sie das Wattenmeer und leben dann in Tiefen von bis zu 20 oder gar 30 m. Garnelen sind Allesfresser.

Die Krabbenfischerei ist eine traditionelle Form der Fischerei; sie gehört zum kulturhistorischen Erscheinungsbild der Wattenmeerregion. Der erste Schleppnetzsegelkutter wurde 1865 eingesetzt, nach 1950 gab es nur noch Motorkutter. Die Krabbenfischerei wird als reine Entnahmewirtschaft betrieben und kann

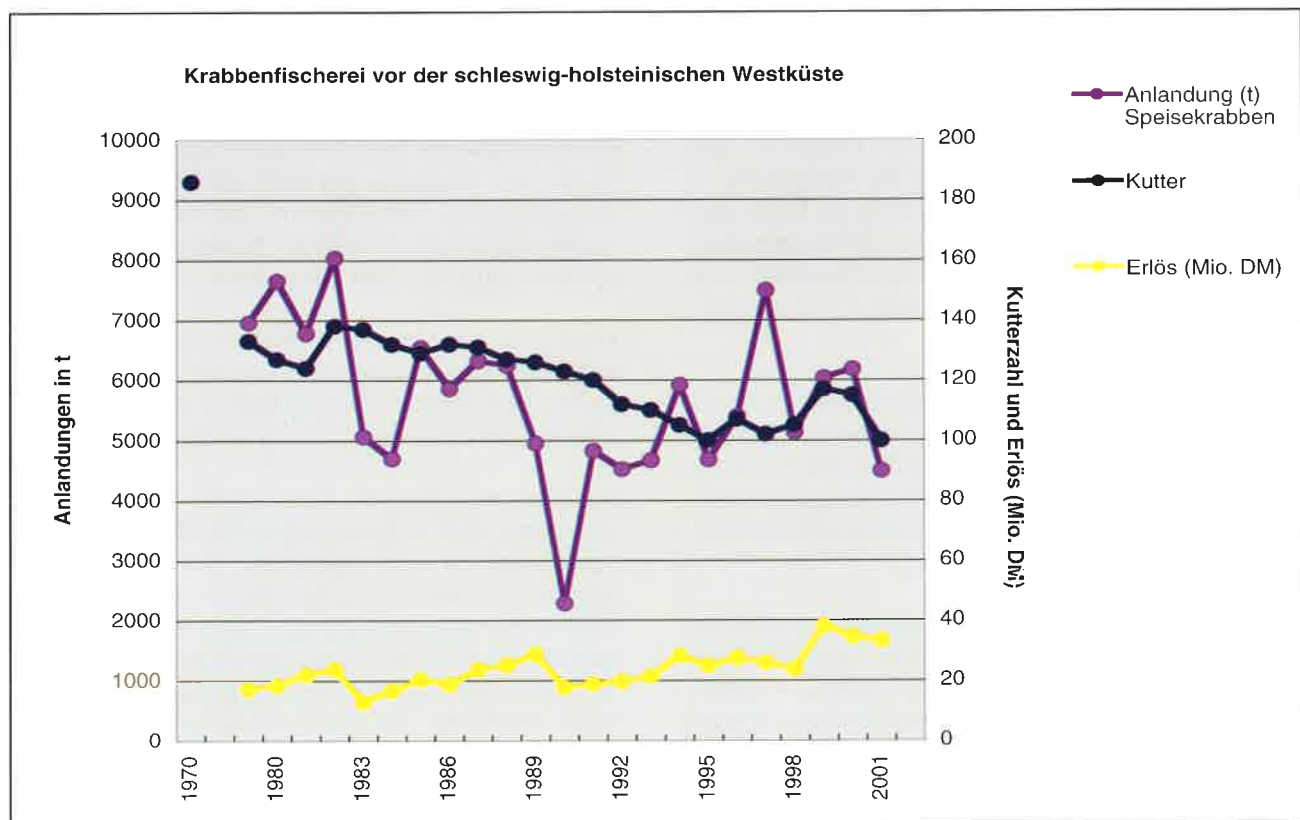


Abb. 4 : Entwicklung der Krabbenfischerei an der schleswig-holsteinischen Westküste (Quelle: Das Fischerblatt).

fischereirechtlich gesehen von jedermann (mit Fischereischein) ausgeübt werden (s.o.).

Gemäß EU-Bestimmungen und Küstenfischereiordnung dürfen Fahrzeuge mit Baumkurren, die innerhalb der 12 sm-Zone fischen, nur Maschinenleistungen bis 300 PS aufweisen. Innerhalb der 3 sm-Zone, in der das eigentliche Wattenmeer liegt, dürfen nur deutsche Fahrzeuge fischen (nationale Fischereizone). Die Anzahl der Kutter wird durch eine nicht erweiterbare Liste der EU begrenzt.

Der wichtigste Hafen für die Krabbenfischerei ist Büsum, andere Häfen sind Friedrichskoog, Tönning (Eidersperrwerk) und Husum.

Gefischt wird mit zwei parallel ausgebrachten Rollengeschirren. Die durch den Baum gewährleistete Netzöffnung beträgt 8-10 m, die Maschenweite 11-12 mm. Die Maschenweite im Steert variiert je nach Beschluß der Erzeugerorganisationen. Bis 1992 waren selektive Trichternetze, die den Beifang vermindern, bindend für das 1. und 4. Quartal (Winterhalbjahr) vorgeschrieben. Eine ähnliche Regelung gilt wieder seit 2002. Im inneren Wattenmeer werden selektive Netze ungern benutzt, weil sie hier nicht optimal funktionieren. Bei Algendrift im Sommer ist ein Einsatz ausgeschlossen, weil die Maschen schnell verstopfen. Gegenwärtig werden selektive Netze also nur teilweise eingesetzt.

Traditionell dauert(e) die Fangsaison von März/April bis November. Mengenmäßig bedeutende Anlandungen gibt es meist ab August, wenn die Winterlaicherjungtiere entsprechende Größen erreicht haben. Maximale Anlandungen ergeben sich häufig im September / Oktober. Von Mai bis Juli gibt es ein „Sommerloch“, weil die Jungtiere noch zu klein sind, das dann oft klare Wasser die Ankunft der Fanggeschirre frühzeitig verrät und Algen und Quallen die Netze verstopfen. Nach der Fangsaison folgt eine Winterpause, weil die Krabben in tiefere Bereiche abwandern und weil Schlechtwetter und Winterstürme Fangfahrten unmöglich machen.

Gefischt wird mit dem Strom. Traditionelle Fischereigründe sind die Priele, Rinnen und Übergangsbereiche zu den höheren Watten. Bei schlechten Krabbenfängen kann auf Seezungenfischerei umgestellt werden. Diese Fischerei findet meist außerhalb des Wattenmeeres statt.

Um die Preise durch Produktverknappung stabil zu halten, hatten die Fischer sich über viele Jahre ein Wochenendfangverbot auferlegt. Danach wurde dasselbe über trilateral freiwillig vereinbarte Wochenfangquoten erreicht. Kürzlich wurde diese Praxis wegen kartell-rechtlicher Bedenken verboten.

Der Fischereiaufwand hat sich im deutschen Wattenmeer trotz drastisch abnehmender Kutterzahlen in

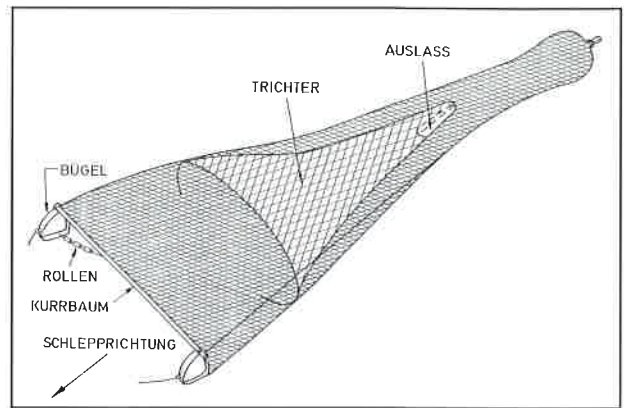


Abb. 5: Selektives Trichternetz (Bergahn & Vorberg, 1994).

den zwei Jahrzehnten bis 1990 um ca. 50 % erhöht (Temming & Temming, 1991). Danach blieb der Fischereiaufwand auf ziemlich konstantem Niveau. Nach anderen Angaben blieb der deutsche Fischereiaufwand schon seit 1956 praktisch konstant, da die abgeschleppte Fläche jeweils ca. 35000 km² betrug. Der Fischereiaufwand insgesamt hat aber durch vor dem Wattenmeer agierende dänische und niederländische Kutter deutlich zugenommen (Neudecker, 1999). Europaweit stiegen die Anlandungen seit 1950 um ca. das fünffache (Neudecker, 2001).

Technische Neuerungen (Navigationssysteme, mechanische Siebe, höhere PS-Leistung, größere Kutter, ölbefeuerte Kochkessel, automatische Schiffssteuerung, Bordkühlanlage, Trichternetze etc.) ermöglichen effektiveres, längeres Fischen und somit eine Mehrtagesfischerei (Prawitt, 1995). Nach 1990 gab es immer stärkere Konkurrenz durch hochmotorisierte Eurokutter, die Winterfischerei betreiben und dabei einen Teil der eiertragenden Weibchen wegfangen. Daher ist die Krabbe kein Saisonprodukt mehr, sondern Ganzjahresware geworden. Die früheren Preismechanismen mit besten Kilopreisen im Frühjahr zu Beginn der Fangsaison sind daher aus dem Takt geraten.

Insgesamt hat sich die Krabbenfischerei durch die technische Entwicklung mehr aus dem inneren in das äußere Wattenmeer und sein Vorfeld verlagert. Tiden- und Revierfischerei sind inzwischen selten geworden.

Nachdem langjährig die Kutterzahlen abnahmen, hat sich deren Zahl in Schleswig-Holstein in den letzten Jahren auf ca. 100 stabilisiert. Die Anlandungen schwanken meist zwischen 5000 – 6000 t. Einige Minima bei den Anlandungen sind zu erklären mit dem Fangverbot für Futtergarnelen (Siebkabben) 1979 und den Wittlingsjahren 1983 und 1990 (Bergahn, 1996). Bei den Erlösen bewegt sich die Krabbenfischerei auf einem langfristig zunehmenden Niveau. Da die Betriebskosten jedoch deutlich gestiegen sind, sagt dies noch nichts über die Gewinne aus, die auch von den jeweiligen Subventionsmöglichkeiten abhängen.

Organisiert sind die Krabbenfischer in der „Landesvereinigung der Erzeugerorganisationen für Nordseekrabben- und Küstenfischer an der schleswig-holsteinischen Westküste e.V. Büsum“. Die Landesvereinigung vertritt die fünf Erzeugerorganisationen.

Praktisch jeder Betrieb (= 1 Kutter, 1 Kapitän, 1 Mann Besatzung) ist Mitglied in einer solchen Erzeugerorganisation. Die Krabben werden durchweg an holländische Vermarktungs- und Verarbeitungskonzerne verkauft. Die Mehrheit der Fischer steht inzwischen direkt bei den Holländern unter Vertrag. Seit 1999 gibt es nur noch drei marktbeherrschende Konzerne (Heiploeg, Klaas Puul, Erste Erzeugerorganisation für Nordseekrabben). Selbige planen, den Büsumer Hafen mit zukunftsweisenden Investitionen zum deutschen Krabbenzentrum auszubauen. Pulmaschinen kommen bisher kaum zum Einsatz. Die Krabben werden nach wie vor vornehmlich in Marokko und Tunesien gepult und haben daher sehr weite Wege zurückgelegt, bevor sie hier an der Küste oder anderswo verzehrt werden.

Ökologische Effekte der Krabbenfischerei

Krabbenfischerei wird von ca. 100 gewerblichen Kuttern betrieben, die im statistischen Mittel jeden Quadratmeter des Wattenmeeres mehrfach im Jahr befischen (Berghahn & Vorberg, 1994). Dabei gibt es vier Bereiche, in denen die Krabbenfischerei naturschutzrelevante Auswirkungen hat:

1. Hohe Entnahmemengen an Krabben

Jährlich wird bis zu 1/3 des Krabbenbestandes abgefischt (Vorberg, mündl. Mitteilung). Vorübergehend gab es Anfang der 1990er-Jahre Anzeichen für eine Überfischung: Abnahme der Durchschnittsgröße und Abnahme der Vorkommensdichte (Temming et al., 1993; ICES, 1994; Neudecker, 1994). Die Bestände regenerieren sich im allgemeinen jedoch schnell, z.B. nach Wittlingsinvasionen innerhalb eines Jahres (Berghahn, 1996). Ob die Winterfischerei, durch die ca. 2 Billionen Crangon-Eier vernichtet werden, bestandsschädigend wirkt, ist ungeklärt (Neudecker, 2001 b)

2. Beifang von Nicht-Zielarten

Je nach Jahreszeit fallen 18 – 35 Gewichts% Beifang an, wovon fast 3/4 Fische sind (Neudecker & Purps, 1995). Schollen sind am stärksten betroffen: bis zu 42 % eines Jungschollenjahrgangs gehen den Krabbenfishern ins Netz. Trotz selektiver Netze und Rückwurf nach Sortierung sterben ca. 6 – 22 % aller Jungschollen jährlich als Beifang der deutschen Krabbenkutterflotte (Neudecker et al., 1999), durchschnittlich deutlich mehr als 200 Mio. Individuen (Tiews & Wienbeck, 1990). Angesichts eines Bestandes von einjährigen Schollen z.B. in 1996 von knapp 700 Mio. Individuen ist dies als erheblich einzustufen (Purps & Damm, 2001).

Ein signifikanter Effekt ist vor allem dadurch zu erwarten, dass zusätzlich dänische und holländische Fischerei vor der deutschen Küste stattfindet (Berghahn & Purps, 1998). Der Schollenbeifang durch die Krabbenfischerei führt zu späteren Fangverlusten in der Nordsee von ca. 12.000 t Schollen jährlich (Revill et al., 1999). Die Überlebenden leiden aufgrund der erlittenen Verletzungen verstärkt an Hautkrankheiten (Lüdemann, 1993).

3. Discard (Rückwurf)

Je nach Jahreszeit werden an der schleswig-holsteinischen Westküste, incl. der untermaßigen Krabben, ca. 55 – 85 Gewichts% des Fanges als nicht verwertbarer Discard über Bord gegeben (nach Berghahn & Vorberg, 1994). Bei 5000 t Anlandung ergeben sich an der Westküste weit über 10000 t Discard, der den „Räubern“ als leichte Beute zur Verfügung steht. Bei Untersuchungen vor Niedersachsen ergab sich sogar ein Jahresmittel von 89 % Discard (Walter & Becker, 1994; Walter, 1997). Dadurch sind Artenverschiebungen denkbar, weil z.B. Rundfische beim Fang- und Sortierprozess praktisch zu 100% sterben (Berghahn & Vorberg, 1994), andere Arten hingegen vom Discard profitieren oder gar, wie z.B. die großen Möwenbestände, davon abhängig werden.

4. Einfluss auf das Sediment

Die Rollengeschirre stören Epibenthos und die Sedimentstruktur relativ wenig (Berghahn & Vorberg, 1994).

Ein Einfluss der Krabbenfischerei auf das Ökosystem ist somit sicherlich vorhanden, jedoch nicht so bedeutend, dass Auswirkungen offensichtlich sind (Stock et al., 1994). Insgesamt wird auf nachhaltige Weise gefischt, weil die befischte Ressource in ausreichendem Maße nachwächst.

Maßnahmen für eine naturverträglichere Krabbenfischerei

Um die möglichen ökologischen Effekte der Krabbenfischerei zu minimieren, gäbe es viele theoretische Möglichkeiten:

- Weitere Verkleinerung der Fangflotte
- Begrenzung der Motorleistung aller Krabbenfischenden Fahrzeuge EU-weit auf 300 PS
- Begrenzung der Baumkurengewichte aller Krabbenfischenden Fahrzeuge EU-weit auf 1000 kg
- Entwicklung von selektiveren Netzen (Wienbeck, 1998) und schonenderen Rollengeschirren (Berghahn et al., 1993), die durch achsversetzte Grundtaurollen auch die Fängigkeit verbessern (Lange & Gabriel, 1997)
- Entwicklung schonenderer Sortierer
- Schonzeiten, z.B.
 - Winterfangverbot zur Schonung des Krabbenbestandes

- Dreiwöchiges Sommerfangverbot flexibel etwa ab Mitte Juni zur Schonung des Schollenbestandes (Neudecker, 2000; Purps & Damm, 2001)
- Quotierung oder freiwillige Begrenzung der Anlandungsmengen
- Gebietsschließungen
 - a) Die Novelle des Nationalparkgesetzes enthält nur ein nutzungsfreies Gebiet südlich des Hindenburgdammes mit 12500 ha Fläche. Bezogen auf den erweiterten Nationalpark sind dies knapp 3 % der Fläche bzw. nur gut 1 % der sublitoralen (befischbaren) Fläche. Von der Einrichtung des nutzungsfreien Gebietes sind einerseits angeblich bis zu ca. 10 Betriebe betroffen (Anonymus, 1999). Andererseits können solche Gebiete durch bessere Rekrutierung die Fangerträge in benachbarten Gebieten erhöhen, so dass die Gesamtbilanz ausgeglichen (Hastings & Botsford, 1999) oder sogar positiv ist (Hall, 1998; Gauldie & Wood, 2000; Roberts et al., 2001). Dies hängt natürlich von der Lage und Beschaffenheit eines solchen Gebietes und der betrachteten Zielart der Fischerei ab. Zum Erhalt von Arten und Natur wird inzwischen generell die Schließung großer Gebiete der Nordsee für die Fischerei gefordert (Lindeboom & Groot, 1998).
 - b) Im Wattenmeer vor Dithmarschen mausern etwa vom 1.7. bis 15.09. ca. 200000 Brandenten, was über 80 % des gesamten westeuropäischen Bestandes darstellt. Zum Schutz der dann besonders störungsempfindlichen Tiere sollen bis Ende 2003 zwischen Nationalparkamt und Nutzern freiwillige Vereinbarungen erfolgreich abgeschlossen sein. Mit den Wassersportverbänden ist dies bereits gelungen, ebenso mit einigen Gruppen von Hobby- und Nebenerwerbsfischern: Bestimmte Priele werden von diesen Nutzern zur fraglichen Zeit nicht befahren oder befischt. Über analoge Selbstbeschränkungen der Krabbenfischer gab es mit dem Nationalparkamt zwar auch Gespräche, die aber bisher ohne Ergebnis verliefen. Beim Scheitern der Verhandlungen kann das Land nach 2003 eine sachdienliche Verordnung erlassen.

Die besten Chancen für eine baldige Umsetzung haben sicherlich diejenigen Ansätze, die sowohl der Natur als auch den Fischern (bzw. ihrem Image) nützen, und die in Hinsicht auf Technik und Kontrollmöglichkeiten ausgereift sind. Zukunftsperspektiven bestehen auch in einem verstärkten gemeinsamen Auftreten von Nationalparkamt und Fischern z.B. bei der Vermarktung von „Ökokrabben“, die außerhalb sensibler Gebiete gefangen (Purps & Damm 2001) und in der Region verarbeitet wurden, beim Engagement für eine naturverträgliche kleine Küstenfischerei und gegen den Trend zur weiteren Aufrüstung bei der

vor der Küste operierenden internationalen Krabbenflotte.

Muschelfischerei

Muscheln gelten nach dem Bundeswasserstraßengesetz als „Bodenschätze“. Daher hat das Land das Nutzungsrecht. Es wird nach folgendem Schema auf die Muschelfischereibetriebe übertragen: die Oberste Fischereibehörde

- erteilt Erlaubnisse zum Fang von Wildmuscheln (im Nationalpark im Einvernehmen mit der obersten Naturschutzbehörde)
- erklärt Flächen zu Muschelkulturbezirken (im Nationalpark im Einvernehmen mit der obersten Naturschutzbehörde)
- genehmigt natürlichen oder juristischen Personen die Nutzung
- entwickelt ein Programm zur Nutzung der Muschelressourcen (für den Nationalpark im Einvernehmen mit der obersten Naturschutzbehörde).

(Fast) alle weiteren Bestimmungen für die Muschelfischerei im Wattenmeer sind dementsprechend im „Programm zur Nutzung der Muschelressourcen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ festgelegt (Muschelfischereiprogramm). Die Notwendigkeit eines solchen Programms ergibt sich allgemein schon daraus, dass im Vergleich aller Fischereien die Muschelfischerei, vor allem in der Gezeitenzone, die stärksten ökologischen Auswirkungen zeitigt (Collie et al., 2000).

Das Programm vom 6. März 1997 wurde als öffentlich-rechtlicher Rahmenvertrag zwischen den Muschelfischereibetrieben und dem Landwirtschaftsministerium im Einvernehmen mit dem Umweltministerium mit einer Laufzeit von 10 Jahren ausgehandelt (Borchardt, 1997; Borchardt, 1998). Nach der Novellierung des Nationalparkgesetzes Ende 1999 wurde der Rahmenvertrag in wesentlichen Punkten überarbeitet (Neufassung vom 28.06.2000) und hat jetzt eine Laufzeit bis Ende 2016. Der Vertrag setzt die Rahmenbedingungen für die Miesmuschel-, Austern- und Trogmuschelfischerei und zielt darauf, große Flächen von



Abb. 6: Trockengefallene Miesmuschelbank.

Muschelfischerei gänzlich freizuhalten, auf den genutzten Flächen den Fischereiaufwand zu begrenzen und Überwachungsmechanismen zu installieren. Die Eckpunkte des Programms sind für jede Zielart in den nachfolgenden Absätzen dargestellt.

Eine allgemeine Übersicht über die Muschelfischerei und deren historische Entwicklung findet sich bei Seaman & Ruth (1998).

Allgemeines zur Miesmuschelfischerei

Die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) erhielt ihren deutschen Namen, weil ihre Byssusfäden wie Moos aussehen („Mies“ = Moos, mittelhochdeutsch). Sie lebt nicht im Wattboden wie fast alle anderen Muscheln, sondern auf ihm und verankert sich mit Hilfe der Byssusfäden auf festem Substrat. Miesmuscheln sind Filtrierer (1 l / Stunde bei 3 cm Länge, große Miesmuscheln bis zu 3 l / Stunde) und ernähren sich von Kleinstplankton, namentlich Phytoplankton. Zu diesem Zweck besitzen sie Filterkiemen mit Sortierfeldern. Partikel, die ihnen nicht zusagen, werden außen am Körper entlanggeleitet und als Pseudofaeces ausgeschieden. *Mytilus edulis* ist eine Schlüsselart im Wattenmeer und

- bildet Muschelbänke, die die artenreichste (ca. 75 Begleitarten (Nehls, 2000)) und stoffwechselaktivste Lebensgemeinschaft im Wattenmeer darstel-

len. Muschelbänke sind zudem Kinderstube z.B. für die Strandkrabbe *Carcinus maenas* (Klee, 2001);

- ist strukturschaffend. Die Bildung von Hartsubstrat (Schalen, Schill) und Schlick (Faeces und Pseudofaeces) führt zu einer langsamen Aufhöhung der Bank und reduziert Erosion (Widdows et al., 1998);
- hat 20 –25 % Biomasseanteil am Makrozoobenthos des Wattenmeeres;
- filtert täglich einen bedeutenden Anteil des Wasserkörpers. Ca. wöchentlich ist der gesamte Wattwasserkörper einmal geklärt (Dankers & Zuidema, 1995). Dabei werden Tagesleistungen von bis zu 21 m³/m² Muschelbank erreicht (Dolmer, 2000);
- stellt eine bedeutende Nahrungsgrundlage für Wirbellose und Vögel dar.

Das Ablachen erfolgt mehrfach im Jahr, wobei jedes Weibchen mehrere Mio. Eier abgibt. Der Brutfall findet von Ende Mai bis Anfang August und von Ende September bis in den Oktober statt. Larven driften mindestens drei Wochen bis maximal einige Monate und setzen sich bevorzugt auf Hartsubstraten fest (z.B. Muschelschill).

Die Muschelbänke bestehen aus Beeten, Girlanden und Klumpen mit Zwischenräumen aus Watt- und Wasserflächen. Die Muscheln sind durch Byssusfäden miteinander oder mit dem Substrat verbunden. Die Byssusfäden bestehen aus einem eiweißhaltigen „Zwei-Komponenten-Kleber“, der unter Wasser aushärtet. Es gab 1999 156 mögliche eulitorale Standor-



Abb. 7: Muschelkutter.

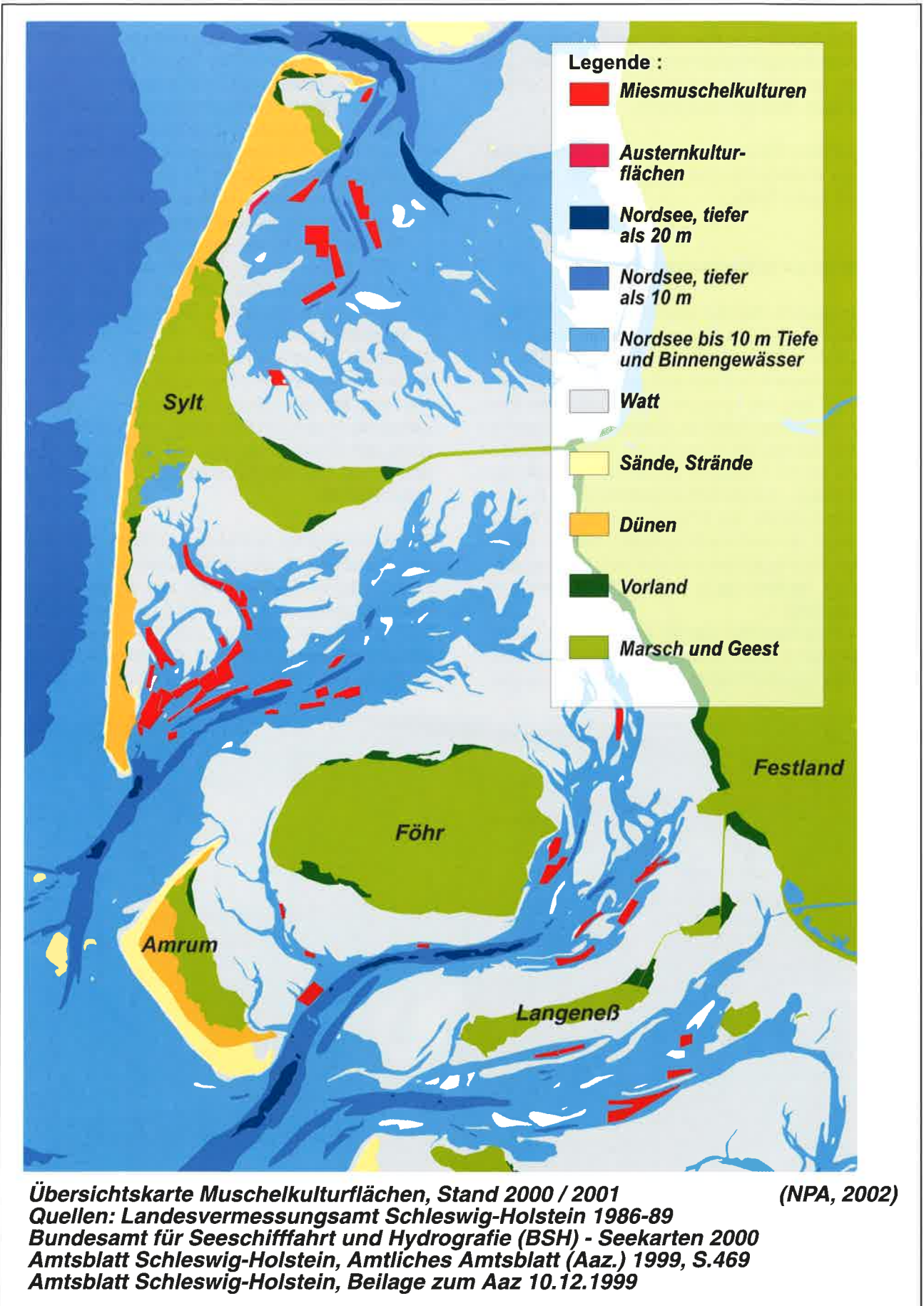


Abb. 8: Lage der Miesmuschelkulturflächen.

te im schleswig-holsteinischen Wattenmeer, wovon 96 besiedelt waren. Die Hälfte davon existiert seit mehr als 10 Jahren (Nehls, 2000).

Eulitorale Muschelbänke liegen fast ausschließlich im nordfriesischen Bereich im Schutze von Halligen, Inseln und Sänden. Ihre Ausdehnung betrug in 2000 ca. 800 ha (Nehls, 2001). Höchstwerte lagen 1988/89 bei 3000 ha (Ruth, 1994).

Je nach Lage im Gezeitengradienten werden drei Typen von Muschelbänken unterschieden, die recht unterschiedliche Charakteristika aufweisen (nach Ruth, 1994):

- Wildbänke im hochliegenden trockenfallenden Bereich unterliegen einer hohen Dynamik und bestehen oft nur aus einem Jahrgang. Sie verschwinden durch Verhungern, Vogelprädatoren und Eisgang und erreichen eine Endgröße von 3 – 4 cm. Nach strengen Wintern erfolgt regelmäßig eine besonders starke Wiederbesiedlung, da vorübergehend Prädatoren wie die Strandkrabbe fehlen (temperaturbedingte 6-8-wöchige Verzögerung des *Carcinus*-Larvenfalls (Strasser & Günther, 2001)).
- Wildbänke im tiefliegenden trockenfallenden Bereich, insbesondere an Prielrändern, sind stabil und ökologisch besonders wertvoll (ca. 80 Standorte). Hier entwickelt sich über die Jahre eine Begleitfauna mit ca. 75 Arten (z.B. Herzmuscheln, Strandschnecke, Seepocken, Strandkrabben, Polypenstöckchen, Seeanemonen, Käfer- und andere Schnecken, Polychaeten, Tange etc.). Sie

sind zuverlässig zugänglich für Vögel. Die Muscheln erreichen hier Endgrößen von 8 – 10 cm und ein Alter von 8 - 10 Jahren.

- Wildbänke im ständig untergetauchten Bereich können eine noch höhere Artenvielfalt aufweisen (Saier, 2002). Sie sind meist nur kurzlebig, da Prädatoren und physikalische Einflüsse ihnen arg zusetzen (Seesterne, Strandkrabben und Eiderenten; Seegang, Besatzmuschelfischerei). Kürzlich sind aber auch dauerhafte Bänke im flachen Sublitoral nachgewiesen worden (Nehls, 2001). Die Fläche aller sublitoralen Bänke wird auf einige hundert ha geschätzt.

Traditionell wurde Wildmuschelfischerei betrieben. Erste Kulturfächen wurden Mitte der 30er-Jahre mit geringem Erfolg angelegt. Seit dem 2. Weltkrieg wurde die Kultivierung professioneller, da auch die Nachfrage stieg, u.a. wegen des Parasitenbefalls durch *Mytilicola intestinalis* der niederländischen Bestände Mitte der 50er Jahre (Seaman & Ruth, 1998).

1948 gab es an der Westküste noch 57 Muschelkutter und 15 Verarbeitungsbetriebe (Heidrich, 1948). Die Anzahl reduzierte sich im Laufe der Jahrzehnte drastisch, und seit längerer Zeit gibt es an der schleswig-holsteinischen Westküste de facto nur noch drei Muschelfischereibetriebe, die alle in Nordfriesland angesiedelt sind und mit insgesamt acht Kuttern fischen. Zwei der drei Betriebe sind inzwischen Tochterunternehmen großer Konzerne.

Die meisten Kutter wurden um 1980 gebaut, sind ca. 35 m lang, 9 m breit und haben Maschinenleistungen

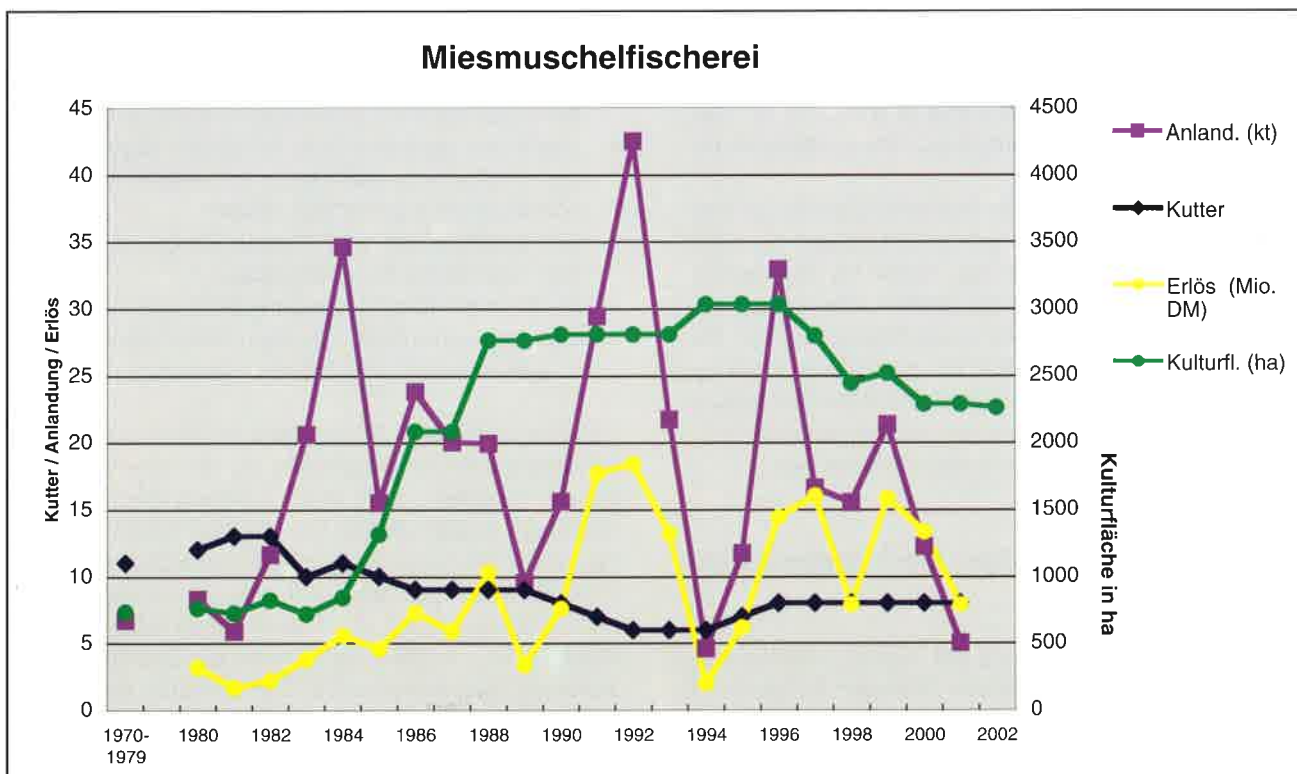


Abb. 9: Entwicklung der Miesmuschelfischerei (Quelle: Das Fischerblatt).

von 300 – 700 PS. Der einzige eingesetzte Kutterneubau hat über 1000 PS.

Heutzutage wird keine Wildmuschelfischerei mehr betrieben, sondern reine Kulturwirtschaft. Saatmuscheln von 1 - 2 cm Länge, die oft mittlere Dichten von knapp 10000 Stück/m² aufweisen, werden im Juli/August in Brutfallgebieten gedredgt. Die Dredge besteht aus einem 2 m breiten Stahlrahmen mit dahinter hängendem Netz. Meist werden vier Dredgen parallel eingesetzt, ihre Eindringtiefe in das Sediment beträgt wenige cm. Die Saatmuscheln werden auf Kulturflächen verbracht, die an geschützten Stellen im Sublitoral liegen und manchmal vor dem Neubesatz von alten Muschelschalen, Seesternen etc. gesäubert werden. Die Kulturen sind meist in Teilflächen von 4 - 9 ha Größe unterteilt. Je nach Wachstumsleistung kann bereits nach knapp einem Jahr, eventuell aber auch erst nach mehr als zwei Jahren, geerntet werden (bis 100 t/ha). Die Anlandungsgröße beträgt meist um 5 cm. Ist kein Brutfall vorhanden, wird auch Halbwachs von 3 – 4 cm Länge gefischt. Das Gewichtsverhältnis von aufgebrachten zu geernteten Muscheln liegt zwischen 1:1 bis 1:2.

Die Kulturflächen liegen fast ausschließlich nur vor Nordfriesland mit max. ca. 3000 ha um 1995 und gegenwärtig 2261 ha (ca. 0,5 % der Nationalpark-Fläche). Alle Kulturen wurden bereits vor Jahren aus Schutzzone 1 herausverlagert. Der begrenzende Faktor für den Ertrag ist nicht so sehr die Kulturfläche, sondern die Verfügbarkeit von Muschelbrut; denn der Brutfall ist von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich und kann auch ganz ausbleiben. Der Wert und die deutschen Anlandungsmengen hängen in stärkerem Maße von der Marktlage in Yerseke (Niederlande) ab, wo der überwiegende Teil verkauft wird, als von der Ertragsfähigkeit der deutschen Muschelbestände (Ruth, 1994).

Von 1980 bis 1990 hatte die Fischereiintensität ständig zugenommen: während in den 1970er-Jahren ca. 7000 t/a, in den 1980er-Jahren ca. 16000 t/a angelandet wurden, waren es Anfang der 1990er-Jahre schon ca. 27000 t/a. Hauptursache für diese Steigerung war die Verdreifachung der Kulturflächen ab 1980 von 980 ha bis 1994 auf 3034 ha. Einen Einschnitt bei den Anlandungen gab es 1994, als vorübergehend eine Mindestanlandungsgröße von 5 cm vorgeschrieben war.

Ökologische Veränderungen durch Miesmuschelfischerei

Die durch die Intensivierung der Miesmuschelfischerei befürchteten ökologischen Schäden wurden vor der schleswig-holsteinischen Westküste im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer untersucht. Die Befürchtungen wurden u.a. dadurch genährt, dass in benachbarten Wattenmeergebieten z.T. dramatische

Rückgänge der eulitoralischen Miesmuschelbänke zu verzeichnen waren, in den Niederlanden von ca. 5000 auf 100 ha, in Niedersachsen von 5000 ha in 1975 auf 170 ha in 1996 (Herlyn & Millat, 1998). In Niedersachsen ist inzwischen wieder eine gewisse Erholung der Bestände eingetreten. Die Befischung von eulitoralischen bzw. sublitoralischen Wildbänken und die Anlage von Kulturflächen hat folgende Auswirkungen (Ruth, 1993; Ruth, 1994):

Trockenfallende Wildbänke

- Reduzierung der Fläche und Biomasse um 30 - 50 % (bei mehrfacher Befischung max. 80 %; bisher nur in den Niederlanden vorgekommen, kann dies zum Rückgang von Seevogelpopulationen beitragen (Dankers & Zuidema, 1995);
- die artenreiche Begleitfauna wird reduziert;
- wegen des Drainageeffekts der Dredgespuren verkürzt sich die Wasserbedeckungszeit, was eine geringere Wiederbesiedlungsrate zur Folge hat;
- die Bodenfauna wird beschädigt;
- das Landschaftsbild wird gestört (Dredgespuren).

Untergetauchte Wildbänke

- durch Streueffekte kommt es zu einer starken Flächenvergrößerung und letztlich zu einer Biomasseerhöhung;
- möglicherweise geht der temporäre Schutz vor Erosion des Wattbodens verloren (Widdows et al., 2002);
- für die Wiederbesiedlung notwendiger Muschelschill kann übersandet oder fortgespült werden;
- die Bodenfauna wird beschädigt.

Muschelkulturflächen

- künstliche, biomassereiche Kulturen verdrängen die ursprünglichen Lebensgemeinschaften;
- durch den geringen bzw. fehlenden Algen-/Tangbewuchs werden Nährsalze freigesetzt, die sonst vom Epiphyton gebunden würden;
- von den Kulturen verdriftende Jungmuscheln bilden zusätzliche Sekundärbänke;
- im Stromlee sind Sauerstoffgehalt und partikuläre Nahrung vermutlich reduziert. Dies bedeutet Nahrungskonkurrenz zu anderen Filtrierern.

Da keine eulitoralischen Bänke mehr befischt werden dürfen, ergibt sich als Haupteffekt der Muschelkulturwirtschaft vor allem eine Biomassevervielfachung im Sublitoral: Anstatt einiger hundert ha natürlicher Wildbänke existieren im Wattenmeer zusätzlich mehr als 2000 ha Kulturfläche. Da die Muschelkulturflächen sich vornehmlich auf drei Prielsysteme konzentrieren (Abb. 8), können Muschelkulturen die Stoffflüsse dort zeitweilig dominieren: Die Stoffumsätze und Nährstofffreisetzungen sind stark beschleunigt, so dass Algenblüten gefördert und stabilisiert werden können (Asmus & Asmus, 1996). In den Niederlanden wurden darüber hinaus auch noch weitere Sekundäreffekte

nachgewiesen: Durch Abfischen von Miesmuscheln und Herzmuscheln kam es zu einer Erosion feinkörniger Sedimentanteile, so dass Grobsedimente zunahmen. Dadurch ging der Bestand von Plattmuscheln zurück, in dessen Folge dann auch die sich davon ernährenden Vögel wegblieben. So sank dort der Knuttbestand auf ein Drittel der vormaligen Größe (Piersma & Koolhaas, 1997).

Maßnahmen für eine naturverträglichere Miesmuschelfischerei

In Kenntnis der möglichen ökologischen Auswirkungen der Miesmuschelfischerei wurden im Muschelfischereiprogramm folgende Eckpunkte festgelegt:

- Fangerlaubnis begrenzt auf 8 Kutter;
- Verbot der Anlandung von Wildmuscheln; nur konsumreife Kulturspeisemuscheln (i.d.R. > 4 cm) dürfen angelandet werden;
- Ausnahmslose Sperrung des trockenfallenden Watts, definiert als Fläche oberhalb Seekartennull
- Sperrung der Schutzzone 1;
 - vollständige Sperrung für Kulturflächen
 - weitestgehende Sperrung für Besatzmuschelfischerei;
- Schrittweise Reduzierung der Kulturflächen auf 2000 ha bis Ende 2006);
- Bei der Festlegung der Muschelkulturbezirke ist Einvernehmen mit der Obersten Naturschutzbehörde erforderlich;
- Mindestverweildauer der Muscheln auf den Kulturen: 10 bzw. 14 - 19 Monate je nach Besatzzeitpunkt;
- Schonzeit für Saatzfang vom 1.05. bis 30.06.;
- Verbot einer gezielten Vergrämung von Meerestenen und anderen Seevögeln;
- Abgabe von ca. 245400 Euro/Jahr;
- das abgabenfinanzierte Management und Monitoring erfolgen gemeinsam durch die Oberste Fischereibehörde und das Nationalparkamt;
- umfassende Kontrolle durch satellitengestütztes Black-Box-System;
- jährliche Information der Öffentlichkeit zur Situation der Bestände und der Fischerei.

Mit den o.g. Bestimmungen ist sichergestellt, dass Miesmuschelfischerei im Nationalpark nur in begrenztem Rahmen und wohl kontrolliert stattfindet.

Das Monitoring richtet sich nach den Vorgaben des Trilateralen Monitoring- und Bewertungs-Programms für Miesmuscheln. In diesem Rahmen werden jährliche, flächendeckende Bestandsaufnahmen aller eulitoralischen Bänke mittels Befliegung durchgeführt. In besonders ausgewählten Gebieten wird die Lage, Ausdehnung und Morphologie der eulitoralischen Bänke sowie eine Schätzung von Abundanz und Biomasse vorgenommen.

Auch Brutfall, Rekrutierung und Altersaufbau, Schadstoffe und die Begleitfauna werden untersucht.

Eine Reihe von Mikroalgen (*Dinophysis spp.*, *Prorocentrum lima*, *Alexandrium spp.*, *Pseudonitzschia spp.*) bildet unter bestimmten, bisher nur unzureichend bekannten Voraussetzungen verschiedene, stark giftige Substanzen. Bei Algenblüten können sich die Toxine über die Planktonnahrung in den Muscheln stark anreichern. Nach EU-Recht dürfen Muscheln bei Überschreiten bestimmter Grenzwerte nicht mehr in den Handel gebracht werden. Dies zu überwachen, ist Aufgabe des Lebensmittel-, Veterinär- und Umweltuntersuchungsamtes des Landes (Landeslabor).

Austernfischerei

Vor der Küste kommen drei Austernarten vor. Während die portugiesische Auster (*Crassostrea angulata*) selten und nur auf wenige Siedlungsplätze begrenzt ist (Kiliyas, 2000), leben zwei Arten regelmäßig im Wattenmeer:

Die **Europäische Auster** (*Ostrea edulis*) besitzt eine runde Schale mit gestrichelter Oberfläche und besiedelt eher tiefliegende Bereiche im Watt. Europäische Austern sind meist zuerst Männchen und danach wechselt das Geschlecht des öfteren. Die Laichzeit richtet sich nach den Wassertemperaturen und beginnt, wenn etwa 18°C längere Zeit überschritten werden. Nach einigen Tagen schwärmt die Veliger-Larve aus und setzt sich nach 10 – 14 Tagen fest, wobei die linke Schalenhälfte mit dem Untergrund verkittet wird. Nach 2 – 3 Jahren erreichen die Tiere 7 – 9 cm Durchmesser und sind dann marktreif. Europäische Austern können bis zu 30 Jahren alt werden.

Im 13. Jahrhundert gab es bereits eine Vermarktung bis nach Hamburg. Schon im 16. Jahrhundert musste der dänische König die Fischerei wegen Eiswintern, Brutmangel, Sandüberdeckung und Überfischung regulieren. Damals fischten ca. 30 Segelfahrzeuge. Anfang des 18. Jahrhunderts wurde die Fischerei vorerst ganz eingestellt und danach Schonzeiten, Mindestmaße usw. eingeführt. Trotzdem kam es immer wieder zu Bestandszusammenbrüchen. Um 1870 gab es noch ca. 1800 ha Austernbänke zwischen Römö, Sylt, Amrum und Föhr, die in einigen Metern Tiefe lagen.

1921/22 brach die gesamte Austernfischerei endgültig zusammen. Die vorübergehend letzten europäischen Austern wurden in den 1950er Jahren beobachtet. Ihr jahrzehntelanges Fehlen im Watt ist wohl in erster Linie auf die anthropogene Veränderung der Strömungs- und Sedimentverhältnisse zurückzuführen, aber auch auf die Fischerei.

Erst in den letzten Jahren wurden wieder lebende Einzelfunde gemacht. Larven könnten aus dem Limfjord (Dänemark), der Oosterschelde (Niederlande) oder von der Lister Austerncompagnie stammen, die selten auch mit europäischen Austern experimentiert hat.

Die **Pazifische Auster** (*Crassostrea gigas*) kommt – der Name deutet schon darauf hin – ursprünglich nicht in der Nordsee vor. Sie besitzt eine längliche Schale mit zerklüfteter Oberfläche und besiedelt heute eher hochliegende Bereiche im Watt. *C. gigas* ist getrenntgeschlechtlich. Die Befruchtung findet im Wasser statt. Ein einziges Weibchen kann im Jahr bis zu 60 Mio. Eier produzieren. Die Schwimmphase der Larven dauert mehr als doppelt so lange wie bei *Ostrea edulis*.

Die Pazifische Auster wurde seit Mitte der 1970er Jahre, zuerst versuchsweise, im Nordsylter Wattenmeer kultiviert. 1986 wurde ein Austernkulturbetrieb in der Blidselbucht bei List / Sylt gegründet. Die Austern werden nach der französischen Poche-Methode produziert. Dabei werden mit Austern gefüllte Netzsäcke auf Eisentischen in die Wasserwechselzone gestellt. Das Abwachsen dauert zwei bis drei Jahre. Die Austern werden mit 70 – 90 g Handelsgewicht vermarktet. Grundlage für die Kultivierung sind Saataustern-Importe von den britischen Inseln (ca. 20 g / Stück). Die Überwinterung der Austern erfolgt in Meerwasserbecken an Land.

Schon 1991 gab es Einzelfunde von verwilderten pazifischen Austern im Nordsylter Wattenmeer. 1995 wurden sie erstmalig südlich des Hindenburgdammes entdeckt. 1999 betrug die Vorkommensdichte schon durchschnittlich ca. 4 und maximal 20 Stück pro m². Ob es zu einer Massenvermehrung der eingeschleppten Art kommen wird, weil vielleicht Konkurrenten, spezialisierte Räuber und Parasiten fehlen, ist fraglich. Miesmuschelbänke werden von den Austern offenbar nicht vollständig überwachsen, sie nisten sich jedoch in die Miesmuschelbänke ein (Diederich, 2000).

Muscheln aus anderen Gebieten in schleswig-holsteinischen Gewässern auszubringen, ist gesetzlich verboten; Ausnahmen können jedoch gewährt werden. Für die Pazifische Auster wurde eine solche Ausnahmegenehmigung erteilt, weil nach früherem Kenntnisstand von Mitte der 1970er-Jahre die Temperaturen der Nordsee für zu niedrig gehalten wurden, um eine Vermehrung zu ermöglichen. Der leichte Anstieg der Durchschnittstemperaturen des Nordseewassers hat – vermutlich im Zusammenwirken mit Mutationen und neu eingeführten Stämmen – dazu geführt, dass die wärmeliebenden Importtiere sich an das kühlere Milieu anpassen konnten. Mit den Importtieren wurde übrigens auch ein Begleitorganismus eingeschleppt, nämlich das Manteltier *Aplidium nordmanni*.

Mit Inkrafttreten des o.g. Muschelfischereiprogramms wurden die Austernkulturen in der Sylter Blidselbucht 1996 von ca. 150 auf ca. 50 ha reduziert, 1998 auf 30 ha. Das Muschelfischereiprogramm enthält für die Austernwirtschaft folgende wichtige Eckpunkte:

- Nur *Crassostrea gigas* und *Ostrea edulis* dürfen zum Besatz der Aquakulturen verwendet werden.
- Fremdarten, Krankheiten oder Parasiten dürfen nach aktuellem technischen und wissenschaftlichen Stand nicht im Wattenmeer freigesetzt werden.
- Es ist eine diesbezügliche Unbedenklichkeitsbescheinigung des Ursprungslandes erforderlich.
- Die maximale Kulturfläche beträgt 30 ha.
- Jährlich ist eine Abgabe von ca. 3220 Euro zu entrichten, die für Management und Monitoring vorgesehen sind.

Quantitative Angaben zur Entwicklung der Austernfischerei sind in der Fischereistatistik nicht veröffentlicht, weil es sich nur um einen einzigen Betrieb handelt und die Daten, da nicht anonymisierbar, dem Datenschutz unterliegen.

Herzmuschelfischerei

Herzmuscheln (*Cerastoderma edule*) leben einige cm tief im Boden. Zum Fang können sie mit hydraulischen Saugdredgen aus dem Sediment geholt werden. Dieser Vorgang zerstört Sedimentstrukturen und schädigt in gewissem Ausmaß das Benthos (Böhme, 1988).

Im Pellwormer Raum konnten sich erosive Verbreiterungen der Dredgespuren flächenhaft durchsetzen (Runte, 1991).

Die Bodenfauna bleibt über etwa ein Jahr in der Saugspur reduziert. Eine nachhaltige Schädigung des Wattenmeeres wäre bei einer begrenzten Fischerei mit verschiedenen Auflagen (geringe Schiffszahl, Schonzeit, Meidung von Erosions- und Kleigebieten, jährliche Inspektion intensiv befischter Gebiete, schonende Sortierung an Bord, Pause nach Eiswintern, um ein ausreichendes Nahrungsangebot für Vögel zu gewährleisten) allerdings nicht zu erwarten (Lillelund & Holst, 1989).

In Schleswig-Holstein begann eine Herzmuschelfischerei erst 1973 und hatte nur ab 1984 für fünf Jahre eine gewisse wirtschaftliche Bedeutung. Sie wurde schon 1989 wieder eingestellt, weil die Bestände wegen kalter Winter zurückgegangen waren. Durch Frost werden 80 – 100 % der Tiere abgetötet (Strasser et al., 2001). Seit Dezember 1990 sind alle Genehmigungen ausgelaufen. Nach der 1985 erfolgten Nationalparkeinrichtung wurden die Genehmigungen nicht weiter verlängert, mit der Begründung, dass die ökologischen Schäden, auch wenn sie sich

begrenzen ließen, in einem solchen Schutzgebiet nicht hinnehmbar seien. Seit 1994 ist die Herzmuschel durch eine ganzjährige Schonzeit geschützt. Mit der Nationalpark-Gesetzesnovelle von 1999 wurde die Herzmuschelfischerei im Wattenmeer-Nationalpark endgültig gesetzlich verboten.

Trogmuschelfischerei

In der südlichen Nordsee kommen hauptsächlich zwei Trogmuschelarten vor: im westfriesischen Wattenmeer vornehmlich die gedrungene Trogmuschel (*Spisula subtruncata*) und vor der nordfriesischen Küste die ovale oder dickschalige Trogmuschel (*Spisula solida*). Eine weitere dritte Art ist *Spisula elliptica*.

Spisula solida ist eine südliche Muschelart, die von Nordwestafrika bis zur Nordsee verbreitet ist. Die Muschel lebt in ca. 5 cm Tiefe in Grobsedimenten in 10 - 40 m Tiefe. *Spisula solida* ist recht kälteempfindlich, kann sich bei Freilegung wieder eingraben (Kock, 1995), wächst schnell (einjährig bis 35 mm, max. 46 mm) und hat ein hohes Fortpflanzungspotential. Die Larven treiben mehrere Wochen im Wasser. In einer Gegenüberstellung zur ebenfalls im Sediment lebenden Herzmuschel ist die Fischerei auf Trogmuscheln lohnender, weil die Trogmuschel größer und robuster ist, mehr Fleischgehalt hat und besser entsandet.

Die Trogmuschelfischerei wird mit Saugdredgen durchgeführt und wurde in den Niederlanden eingeführt, als die Herzmuschelbestände stark abnahmen. In der Deutschen Bucht begann sie 1992, und zwar außerhalb der 3 sm-Zone. Abgesetzt wird sie in Südeuropa für ‚Paella‘, ‚Spaghetti al vongole‘ etc. In Schleswig-Holstein kommt sie - soweit bekannt - hauptsächlich auf der Amrumbank (5000 ha), im Vortrapptief (500 ha) und mit kleinerem Bestand seawärts vor Sylt vor (Meixner, 1994). Für die Fischerei sind hier schätzungsweise 25000 t verfügbar. Der Gesamtbestand in der Deutschen Bucht wird auf 200.000 t und mehr geschätzt (Schlauch, 1999), wovon allerdings nur ein Teil fischereiverfügbar ist. 1995 wurden allein in Schleswig-Holstein 7200 t angelandet, gut 1/4 des geschätzten abfischbaren Bestandes. Bei dieser Größenordnung, so wurde befürchtet, könne es möglicherweise zu Nahrungsverknappung für Tauchenten (vor allem Trauerenten, aber auch Stern- und Prachtttaucher) und für Plattfische kommen (Borchardt, 1995). Es wurde auch die Frage nach einer möglichen Bestandsgefährdung der Trogmuschel selbst aufgeworfen und wegen der insgesamt unsicheren Datenlage vermehrte Bestands- und Rekrutierungsuntersuchungen gefordert (Westernhagen, 1997).

Der Eiswinter 1995/96 zerstörte dann die Trogmuschelbestände weitgehend und die Fischerei kam zum Erliegen. Ab 2001 wurde wieder gefischt, aber

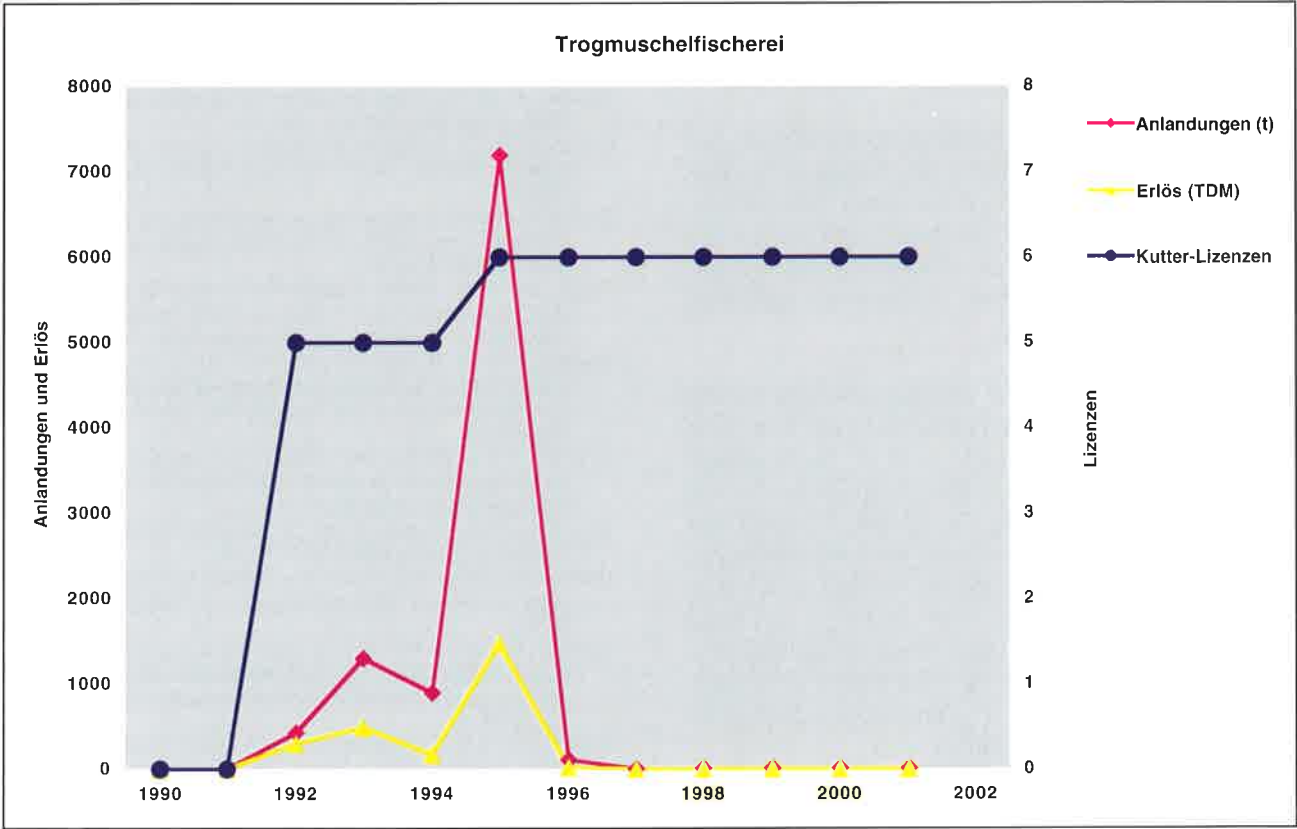


Abb. 10: Anlandungen in der Trogmuschelfischerei (Quelle: Das Fischerblatt).

nur außerhalb der 12 sm-Zone und somit außerhalb des Nationalparks und daher, ohne die dort geltenden Auflagen einhalten zu müssen (s.u.). Die Auflagen gemäß Muschelfischereiprogramm sind folgende:

- Trogmuschelfischerei ist nur seewärts der 3 sm-Grenze erlaubt
- Begrenzung auf 6 Fangerlaubnisse
- Fanggeräte dürfen maximal 1 m Breite aufweisen
- Schonende Trennung von Fang und kleinem Beifang sowie Sediment schon direkt am Boden
- Abgabe von bis zu 20450 Euro pro Schiff für Management und Monitoring
- Kontrolle der Fischerei über satellitengestütztes Black-Box-System und Betriebstagebuch
- Monitoring der Seevogelbestände seitens Nationalparkamt
- Kontrolle der Fangzusammensetzung durch die Oberste Fischereibehörde
- Mindestmaß von 3 cm Schalenlänge bei höchstens 10 % untermaßigem Anteil
- An Bord darf ein Beifang von 15 % Naßgewicht nicht überschritten werden
- Schonzeit vom 1. Mai bis 30. Juni
- Zur Überprüfung der Naturverträglichkeit werden, wenn Trogmuschelfischerei stattfindet, verschiedene Begleituntersuchungen durchgeführt.

Zu Forschungszwecken ist ein Trogmuschel-fischereifreies Gebiet eingerichtet. Weitere Forschung wird im Rahmen eines multinationalen EU-Projektes betrieben.

Schwertmuscheln

Die europäische Schwertmuschel (*Ensis siliqua*) und die Scheidenmuschel (*Ensis ensis*) haben an Bedeutung verloren, seit die amerikanische Schwertmuschel (*Ensis americanus*) eingeschleppt wurde. Sie wurde erstmalig 1979 in der Elbemündung nachgewiesen und hat sich seither massenhaft verbreitet (Nehring & Leuchs, 1999).

Ensis americanus ist etwas weniger kälteempfindlich als *Spisula solida* und kommt inzwischen überall in allen Sedimenttypen vor, lebt ca. 20 cm tief eingegraben und ist recht beweglich. Einjährig werden sie bis 70 mm, max. 250 mm lang. Die Schwertmuschel siedelt sehr dicht. Das Mindestmaß nach Küstenfischereiordnung beträgt 10 cm. Sechs Anträge auf Fischereierlaubnisse lagen Mitte 1999 vor. Durch das neue Nationalparkgesetz wurde der Fang von Schwertmuscheln im Nationalpark Ende 1999 jedoch untersagt, so dass eine Ausbeutung im schleswig-holsteinischen Wattenmeer ausgeschlossen ist.

Literatur

Anonymus (1999). Fischerblatt 2/1999: 26.

- Asmus, H. & R. Asmus (1998): The role of macrobenthic Communities for sediment-water material exchange in the Sylt-Rømø- tidal basin. *Senckenbergiana maritima* 29 (1/6): 111-119.
- Berghahn, R. (1996): Episodic mass invasions of juvenile Gadoids in the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*). P.S.Z.N.I: Marine Ecology 17 (1-3): 251- 260.
- Berghahn, R. & M. Purps (1998): Impact of discard mortality in Crangon fisheries on year-class strength of North Sea flatfish species. *J. Sea Research* 40: 83-91.
- Berghahn, R. & R. Vorberg (1994): Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. *Forsch.ber. UBA 10802085/01*: 187 S.
- Berghahn, R., R. Herpel, K. Lange & H.-H. Engel (1993): Von-Holdt-Rollen für die „Krabben“-Fischerei. *Fischerblatt* 41/12: 333-336.
- Böhme, B. (1988): Auswirkungen der Herzmuschelfischerei auf die Bodenfauna des Wattenmeeres. *Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer*: 51 S.
- Borchardt, T. (1995): Enhanced spisula fishery in coastal waters of Schleswig-Holstein. *Wadden Sea News Letter* 1995-2: 12-13.
- Borchardt, T. (1997): Mussel fishery in Schleswig-Holstein - Final decisions for the next 10 years. *Wadden Sea News Letter* 1997-1: 43-44.
- Borchardt, T. (1998): Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Muschelfischereiprogramm und Monitoring. In: *Zukunft der Muschelfischerei im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Ausgleich zwischen Ökologie und Ökonomie. SDN Schriftenreihe*: 46-50.
- Collie, J.S., S.J. Hall, M.J. Kaiser, & I.R. Poiners (2000): A quantitative analysis of fishing impacts on shelf sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69: 785-798.
- Dahl, K., T. Borchardt, N. Dankers & H. Farke (1994): Status, trends, regulation and ecological effects of the Wadden Sea fishery. *Ophelia Suppl.* 6: 87-97.
- Dankers, N. & D.R. Zuidema (1995): The role of the mussel (*Mytilus edulis* L.) and mussel culture in the Dutch Wadden Sea. *Estuaries* 18, 1A: 71- 80.
- Diederich, S. (2000): Verbreitung und Überlebensfähigkeit von eingeführten Pazifischen Austern (*Crassostrea gigas*) im Sylter Wattenmeer. *Diplomarbeit, Uni. Göttingen*: 111 S.
- Dittmann, S. (1999): *The Wadden Sea Ecosystem. Stability properties and mechanisms.* ISBN 3-540-65532-8, Springer Verlag Berlin Heidelberg New York: 307 S.
- Dolmer, P. (2000): Algal concentration profiles above mussel beds. *J. Sea Research* 43: 113- 119.
- Dornheim P. & E. Damm (1996): Untersuchungen der Industriefischerei 1995/96. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 43 (4): 169-172.
- Ehrich, S. (1998): Entwicklung und Verteilung des Fischereiaufwandes in der Nordsee. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift Suppl.* 8: 85- 89.
- Feige, M. & A. Möller (1994): *Soziokulturelle Entwicklung und sozioökonomischer Wandel. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. Projektberichte Sozioökonomie, Band B2* (1).
- Gauldie, R.W. & R. Wood (2000): The implications for marine reserves from the movement of tagged New Zealand snapper *Pagrus auratus* in the Tasman Bay / Golden Bay fishery. *Manuskript*.
- Gröhsler, T. & C. Zimmermann (2001): Die Lage der Fischbestände in Nordostatlantik, Nord- und Ostsee. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 48 (3): 95-113.
- Hall, S.J (1998): Closed areas for fisheries management - the case consolidates. *TREE* 13: 297- 298.
- Hammer, C. (2000): Die Fischereiresourcen im Hinblick auf deutsche Interessen. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 47 (1): 3 -18.
- Hammer, C. (2001): Entwicklung und Lage ausgewählter Fischbestände – Einschätzung des Internationalen Rates für Meeresforschung Ende 2000. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 48 (2): 47- 61.
- Hammer, C. & G. Hubold (2000): Lage und Entwicklung ausgewählter Fischereiresourcen des Nordatlantiks, der Nord- und Ostsee. *Jahresbericht über die deutsche Fischwirtschaft* 2000: 163-175.
- Hammer, C., T. Gröhsler & C. Zimmermann (2000): Die Lage der Fischbestände in Nordostatlantik, Nord- und Ostsee. *Inf.*

Fischwirtsch. Fischereiforsch. 47 (3): 111- 126.

- Hastings, A. & L.W. Botsford (1999): Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science* 284: 1537-1538.
- Heidrich, H. (1948): Unveröffentlichtes Material aus dem ALR Kiel, Abt. Fischerei.
- Herlyn, M. & G. Millat (1998): Decline of the intertidal blue mussel (*Mytilus edulis*) stock at the coast of Lower saxony. Manuskript für EMBS 1998.
- Hubold, G. (2000): Nachhaltige Entwicklung der Hochseefischerei. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 47 (4): 163-179.
- ICES (1994): Report of the study group on the life history, population biology, and assessment of Crangon. ICES C.M. 1994/K: 3: 35 S.
- Kilias, R. (2000): Austern. Die neue Brehm-Bücherei. Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben. 635: 149 S.
- Klee, S. (2001): Die Strandkrabbe *Carcinus maenas* (L.) auf Miesmuschelbänken im Wattenmeer. Diplomarbeit, Uni. Marburg: 45 S.
- Kock, M. (1995): Über die Biologie der fischereilich genutzten *Spisula solida*-Bestände. Diplomarbeit IfM Kiel: 45 S.
- Lange, K. & O. Gabriel (1997): Versuche mit einem modifizierten Rollengeschirr für Garnelenbaumkurren. *Inf. Fischw.* 44(4): 168-170.
- Lillelund, K. & D. Holst (1989): Bericht über Durchführung und Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Ökologische Auswirkungen der Herzmuschelfischerei im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer“ mit einer gutachterlichen Stellungnahme. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Schleswig-Holstein, Kiel: 97 S.
- Lindeboom, H.J. & S.J. Groot (Eds.) (1998): Impact-II. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-Rapport 1998-1: 404 S.
- Lüdemann, K. (1993): Fishery-induced skin injuries in flatfish from the by-catch of shrimpers. *Diseases of Aquatic Organisms* 16: 127-132.
- Meixner, R. (1994): Über die Trogmuschel und deren Nutzung in der Deutschen Bucht. *Inf. Fischw.* 41 (4): 166-170.
- Nehls, G. (2000): Miesmuschelmonitoring im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 1999. Bericht im Auftrag des NPA.
- Nehls, G. (2001): Miesmuschelmonitoring im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2000. Bericht im Auftrag des NPA: 53 S.
- Nehring, S. & H. Leuchs (1999): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste – Eine Übersicht. *Bericht BfG* 1200: 131 S.
- Neudecker, T. (1994): ICES-Studiengruppe zu Lebenszyklus, Populationsbiologie und Bestandsabschätzung von Sandgarnelen. *Arb. dt. Fisch. Verb.* 60: 51- 67.
- Neudecker, T. (1999): Entwicklung des Aufwandes in der deutschen Garnelenfischerei. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 46 (4): 9-13.
- Neudecker, T. (2000): Fangmengenbegrenzung in der Garnelenfischerei – eine Chance für weitere Beifangreduzierungen. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 47 (3): 127–130.
- Neudecker, T. (2001 b): Die europäischen Krabbenanlandungen der letzten Jahre: Deutschland Nr. 1. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 48 (1): 5-7.
- Neudecker, T. (2001): Winterfischerei auf Garnelen. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 48 (2): 62-65.
- Neudecker, T. & M. Purps (1995): Langzeitreihenuntersuchung Fischbeifang aus Garnelenfischerei. Zwischenbericht. UBA - UFOPLAN-Nr. 10204271: 28 S.
- Neudecker, T., U. Damm & M. Purps (1999): Langzeitreihenuntersuchung Fischbeifang aus Garnelenfischerei. Abschlussbericht. UBA - UFOPLAN-Nr. 29425271: 220 S.
- Piersma, T. & A. Koolhaas (1997): Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, western Wadden Sea, 1988-1996. Single large-scale exploitative events lead to long-term changes of the intertidal birds-benthos community. NIOZ-Rapport 7: 114 S.
- Prawitt, O. (1995): Untersuchungen zur Bestimmung der Fangkraft und des Fischereiaufwandes von Krabbenkuttern. Diplomarbeit, Uni Kiel: 73 S.
- Purps, M. U. Damm (2001): Saisonale und regionale Unterschiede zwischen den 0-Gruppen-Schollen-Discards in der deutschen Garnelenfischerei. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 48 (3): 114-121.
- Revill, A., S. Pascoe, C. Radcliffe, S. Riemann, F. Redant, H. Polet, U. Damm, T. Neudecker, P.S. Kristensen & D. Jensen (1999): Economic consequences of discarding in the crangon fisheries (The ECODISC Project). Final Report. EU Study 97/SE/025.
- Roberts, C.M., J.A. Bohnsack, F. Gell, J.P. Hawkins & R. Goodridge (2001): Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1929-1923.
- Runte, K.-H. (1991): Sedimentologisch-morphodynamische Untersuchungen zu den Auswirkungen der Herzmuschelfischerei mit Spüldredgen im Wattenmeer. *Berichte Forsch. Technol. Zentrum Westküste d. Uni. Kiel* 1/91: 129 S.
- Ruth, M. (1993): Auswirkungen der Muschelfischerei auf die Struktur des Miesmuschelbestandes im schleswig-holsteinischen Wattenmeer - Mögliche Konsequenzen für das Ökosystem. *Arb.dt. Fisch.-Verb.* 57: 85-102.
- Ruth, M. (1994): Untersuchungen zur Biologie und Fischerei von Miesmuscheln im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Abschlussbericht Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, im Auftrag des UBA, FKZ 10802085/01: 327 S.
- Saier, B. (2002): Subtidal and intertidal mussel beds (*Mytilus edulis* L.) in the Wadden Sea: diversity differences of associated epifauna. *Helgol. Mar. Res.* 56 (3): 44–50.
- Schlauch, J. (1999): Entwicklung und Struktur der deutschen Molluskenfischerei und -kultur im trilateralen Vergleich mit Dänemark und den Niederlanden. *Bamberger Wirtschaftsgeographische Arbeiten* 10: 217 S.
- Seaman, M. & M. Ruth (1998): Muschelfischerei in Deutschland. *Naturw. Rdsch.* 10: 385-388.
- Seidel, B. (1999): Küstenfischerei in Nordfriesland. *Schr.reihe des Nordfr. Schiffahrtsmuseums Husum* 3: 103 S.
- Stock, M., E. Schrey, A. Kellermann, C. Gätje, K. Eskildsen, M. Feige, G. Fischer, F. Hartmann, V. Knoke, A. Möller, M. Ruth, A. Thiessen & R. Vorberg (1996): Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht – Grundlagen für einen Nationalparkplan. *Schriftenreihe NP Schl.-Holst. Watt.* 8, ISBN 3-8042-0695-6: 784 S.
- Strasser, M. & C.-P. Günther (2001): Larval supply of predator and prey: temporal mismatch between crabs and bivalves after a severe winter in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 46: 57-67.
- Strasser, M., T. Reinwald & K. Reise (2001): Differential effects of the severe winter of 1995/96 on the intertidal bivalves *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria* in the Northern Wadden Sea. *Helgol. Mar. Res.* 55: 190-197.
- Temming, A. & B. Temming (1991): Aufwandssteigerung und ökonomische Überfischung der Krabbenfischerei in der Nordsee. *Arb. Deutsch. Fisch. Verb.* 52: 95-136.
- Temming, A., U. Damm & T. Neudecker (1993): Trends in the size composition of commercial catches of brown shrimp (*Crangon crangon* L.) along the German coast. ICES C.M. 1993/K: 53.
- Tiews, K. & H. Wienbeck (1990): Grundlagenmaterial zum „35-Jahres-Trend (1954 – 1988) der Häufigkeit von 25 Fisch- und Krebstierbeständen an der deutschen Nordseeküste“. *Veröff. Inst. Küst. Binnenfisch., Hamburg* 103: 64 S.
- Walter, U. (1997): Quantitative analysis of discards from brown shrimp trawlers in the coastal area of the East Frisian Islands. *Arch.Fish. Mar.Res.* 45 (1): 61-76.
- Walter, U. & P.H. Becker (1994): The significance of discards from the brown shrimp fisheries for seabirds in the Wadden Sea – Preliminary results. *Ophelia Suppl.* 6: 253-262.
- Westernhagen, H. von (1997): Wie gefährdet ist die Trogmuschel *Spisula solida*?. *SDN-Schriftenreihe*: 51- 60.
- Westernhagen, H. von (1998): Bedrohung von Haien und Rochen durch die Fischerei. *SDN-Magazin*: 26- 29.
- Widdows, J., M.D. Brinsley P.N. Salkfield (1998): Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on the material flux at the Sediment-Water interface. *Estuaries Vol. 21, Nr. 4a*: 552-559.
- Widdows, J., J.S. Lucas, M.D. Brinsley, P.N. Salkeld F.J. Staff (2002): Investigation of the effects of current velocity on mussel feeding and mussel bed stability using an annular flume. *Helgol. Mar. Res.* 56 (3): 3-12.
- Wienbeck, H. (1998): Analyse der Beifangreduktion durch Trichter-netze in der kommerziellen Garnelenfischerei. *Inf. Fischw.* 45 (1): 18-22.

Wale und Robben in den Küstengewässern der Ost- und Nordsee und ihre Gefährdung durch den Menschen

Bieten deutsche Gewässer noch ausreichend Lebensraum für marine Säuger?

Karl-Herrmann Kock, Ursula Siebert und Klaus Harder

Einleitung

Marine Säuger haben bis in die ersten Jahrzehnte des 20. Jahrhunderts eine wichtige Rolle in den Ökosystemen der Ost- und Nordsee gespielt. In der Ostsee haben sie wesentlich die Stärke der Fischbestände, insbesondere des Dorsches (*Gadus morhua*) kontrolliert (MacKenzie et al., 2002). Seitdem sind Wale und Robben in der zentralen Ostsee massiv zurückgegangen. Ihre Bestandsstärken machen nur noch Bruchteile dessen aus, was zu Beginn des 20. Jahrhunderts vorhanden war. Besser sieht es in der Nordsee aus, wo Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) große Bestände bilden und auch Schweinswale (*Phocoena phocoena*) 1994 in einer Stärke von mehr als 300.000 Tieren vorkommen (Hammond et al., 2002).

Meeressäuger in der Ost- und Nordsee sind von alters her Jagdobjekte des Menschen gewesen. Die ältesten Knochenfunde von Sattelrobben (*Phoca groenlandica*) – diese arktische Art war früher offenbar auch in der Ostsee heimisch (*Phoca groenlandica neolithica* – Niezabitowski, 1929) oder kam auf periodischen Nahrungswanderungen bis an die südliche Ostseeküste – und Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) im Skagerrak-Kattegat-Raum gehen bis in die mittlere Steinzeit, also 6000 Jahre, zurück. Erste Erkenntnisse zur Biologie des Schweinswals finden sich bei Aristoteles (384 - 322 v. Chr.), der auch erkannte, dass Schweinswale Säugetiere und keine Fische sind (Schulze, 1996). Erstaunlicherweise brachten die folgenden 2000 Jahre wenig neue Erkenntnisse. Schweinswale galten über Jahrhunderte als wertvolle Fleisch- und Tranlieferanten. Der Adel reihte sie unter die Delikatessen ein (Mohr, 1935; Schulze, 1996).

Die Robben- und Walforschung nahm im Laufe des 18. Jahrhunderts starken Aufschwung, als im Gefolge des Linné'schen Systems der Tiere und Pflanzen taxonomische und später zoogeographische Untersuchungen breiten Raum in der Forschung einnahmen. Die Materialbeschaffung bereitete keine Schwierigkeiten, denn Robben und Kleinwale waren nach wie vor Teil des jagbaren Wilds, das regelmäßig zum Verkauf auf den Märkten landete. So fanden sich noch am Ende des 19. Jahrhunderts regelmäßig Schweinswale auf den Berliner Märkten.

Dies änderte sich erst in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts, als die Jagd entlang der deutschen

Ost- und Nordseeküsten fast vollständig zum Erliegen kam. Sie wurde nach dem 2. Weltkrieg bis 1973 an Seehunden der Nordsee wieder aufgenommen, blieb aber auf andere Arten verboten (Bonner, 1989; Schulze, 1996). Schon in den 30er und frühen 40er Jahren waren insbesondere die Schweinswale aufgrund mehrerer starker Eiswinter (z. B. 1928/29) und der Beifänge in der Fischerei zurückgegangen. In den 50er und 60er Jahren kam es dann aufgrund zunehmender Verschmutzung, Pestizid- und Schwermetallbelastungen zu einem dramatischen Rückgang der Robben in der zentralen Ostsee. Für Schweinswale muss Ähnliches angenommen werden, obwohl es dazu kaum Untersuchungen gibt (Otterlind, 1976). Der Nahrungsverbrauch der marinen Säuger in der Ostsee, die einmal als ernstzunehmende Konkurrenten mit der Fischerei um die gleiche Ressource angesehen wurden, sank von ca. 320.000 t Fisch zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf nur 6 - 10.000 t im Jahre 1980 (Elmgren, 1989; Thurow, 1997).

In den letzten 20 - 30 Jahren hat sich ein Sinneswandel vollzogen, und der Schutz der Tiere gehört heute zu den besonderen Aufgaben, um Meeresumwelt und ihre Bewohner im Bereich der deutschen Küsten zu schützen. Das Verbot jeglicher Jagd und die Verminderung des Eintrages persistierender Schadstoffe waren die vordringlichen Schutzmaßnahmen. Dem Schutz der Kleinwale widmet sich auch das 1992 in Kraft getretene „Abkommen zum Schutz der Kleinwale in Ost- und Nordsee (ASCOBANS)“, das Teil der „Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (Bonn Convention)“ ist, und die EU - Direktive 92/43/EEC (Flora - Fauna - Habitat Direktive).

Die folgenden Seiten geben einen Überblick über den Entwicklungs- und Erhaltungszustand mariner Säuger in den deutschen Küstengewässern der Ost- und Nordsee.

Wale

Großwale, wie Barten- und Pottwale, sind seltenere Gäste in deutschen Gewässern (Schultz, 1970; Aguayo L., 1978). Die Statistik weist selten mehr als einen gestrandeten Großwal pro Jahr aus. So strandeten im letzten Jahrzehnt zwei Buckelwale (*Megaptera novaeangliae*) und zwei Finnwale (*Balaenoptera physalus*) an der deutschen Nordseeküste. Die einzi-



Abb. 1: Im Januar 2002 strandeten als Irrgäste drei junge Pottwalbullen in der Meldorfer Bucht an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste.

ge Großwalart, die häufiger in der nördlichen Nordsee auftritt, ist der Zwergwal (*Balaenoptera acutorostrata*). Tiere, die in der Nordsee vorkommen, sind Teil des größeren Nordostatlantikbestandes, dessen Grösse die International Whaling Commission auf 112.000 (95% Vertrauensbereich 88.000 - 135.000) schätzt. 7.300 Tiere (4.200 - 10.300) davon bevölkerten 1994 die Nordsee (Hammond et al., 2002). 88 - 139 Zwergwale pro Jahr wurden 1998 - 2000 von Norwegen gejagt. Trotz seiner relativen Häufigkeit in der nördlichen Nordsee tauchen Zwergwale an den deutschen Küsten nur sehr selten auf. So strandeten im letzten Jahrzehnt nur fünf Zwergwale an der deutschen Nordseeküste und zwei an der deutschen Ostseeküste.

Regelmäßiger sind Strandungen von Pottwalmännchen (*Physeter macrocephalus*) - (s. Abb. 1). Sie verbringen den Sommer am Kontinentalabhang Mittel- und Nordnorwegens über 500 - 1000 m Wassertiefe, wo sie sich von Tintenfischen ernähren. Auf dem Rückweg in wärmere Gewässer im Herbst, in denen sie die Wintermonate verbringen, überschwimmen einige Tiere nicht die tiefe norwegische Rinne, sondern folgen ihr nach Südosten in Richtung der relativ flachen Nordsee. Über seichtem Wasser versagt ihre Echoortung. Gefangen in einer Vielzahl von Doppelechos und durch den erhöhten Geräuschpegel einer durch Bohrplattformen, seismi-

sche Untersuchungen und Schiffsverkehr vielgenutzten Nordsee vollends orientierungslos geworden, stranden diese Tiere meist auf den flachen Sänden entlang der dänischen, deutschen, niederländischen und englischen Küsten. Im Winter 1998/99 zum Beispiel, verendete eine Reihe von Pottwalen entlang der deutschen Nordseeküste. Dazu kam eine Anzahl Wale, denen das Watten-



Abb. 2: Leider findet man immer wieder mal einen toten Schweinswal am Strand. Totfunde an der Nordseeküste sollten dem FTZ Büsum der Universität Kiel und von der Ostseeküste dem Deutschen Meeresmuseum in Stralsund gemeldet werden.

meer entlang der englischen, niederländischen und dänischen Küsten zum Verhängnis wurde.

Siebenundzwanzig Kleinwalarten durchstreifen die Gewässer Europas. Fünfzehn sind in Ostsee und Nordsee heimisch oder treten dort regelmäßig auf. Nur eine Art, der Schweinswal (oder Kleine Tümmler), ist Dauergast in deutschen Gewässern und wirft dort in den Monaten Juni bis August seine Jungen. Er stellt mit 80 - 120 Strandungen pro Jahr das Gros der Strandfunde entlang der deutschen Nordseeküste. (s. Abb. 2).

Andere Arten, die in den letzten 10 Jahren zumindest im Sommer häufig in der Nordsee auftraten, und gelegentlich an die Strände der deutschen Nordseeküste (sehr selten auch der Ostseeküste) gespült wurden, waren Weißschnauzendelphin (*Lagenorhynchus albirostris*) und Grindwal (*Globicephala melas*). Strandfunde anderer Delphinarten, wie des Weißseitendelphins (*L. acutus*), des Großen Tümmlers (*Tursiops truncatus*) und des Gemeinen Delphins (*Delphinus delphis*) sind viel seltener.

Alle übrigen Arten sind sehr selten. Gelegentlich werden Schwertwale (*Orcinus orca*) beobachtet, die eigentlich nicht weiter als in die nördliche Nordsee gehen. Ihre Stärke in der nördlichen Nordsee wurde 1989 auf 7.029 Tiere (3.400 - 14.400) geschätzt (ICES, 1996). Näher wollen wir nur auf die einzige häufige Art in deutschen Gewässern, den Schweinswal, eingehen.

Schweinswale

Schweinswale bevölkern die Nord- und Ostsee in drei Beständen (Populationen) (Nordsee; Kattegat - Beltsee - westliche Ostsee; zentrale Ostsee östlich der Darßer Schwelle) (Tiedemann et al., 1996; Huggenberger et al., 2002). Bestandsgrenzen sind eher fließend. Ein genetischer Austausch in beschränktem Umfang geschieht durch weiter umherziehen-



Abb. 3: Schweinswale sind mit ihrer torpedoförmigen Körpergestalt hervorragende Schwimmer und ideal an ihren Lebensraum angepasst.



Abb. 4: Als Lungenatmer müssen Schweinswale aus dem Wasser auftauchen, so dass nur kurz der Rücken und die Rückenfinne von aufmerksamen Beobachtern zu sehen sind.

de Männchen und Jungtiere, während Weibchen viel standorttreuer sind. Sie eignen sich deshalb besser, um Bestände voneinander zu trennen.

Im Vergleich zu anderen Walarten haben Schweinswale eine verhältnismäßig kurze Lebensdauer. Wir haben bisher keine Tiere gefunden, die älter als 22 Jahre alt waren. Der Großteil der Tiere war unter 10 Jahre alt (Hasselmeier, 2000). Sie werden erst mit 3 - 4 Jahren geschlechtsreif. 80% der Weibchen sind während eines Jahres trächtig. Dieser Wert liegt unter dem, was vor der amerikanischen Ostküste und anderen Bereichen des Nordatlantiks beobachtet wurde (91 - 95 %) (Read & Hohn, 1995). Totfunde traten verstärkt im Sommer auf, wobei Männchen und Weibchen zu fast gleichen Teilen vertreten waren. Diese Totfunde sind zum erheblichen Teil sehr junge diesjährige Schweinswale, die mit Schwerpunkt Ende Juni (Nordsee) und Ende Juli (Ostsee) geboren wurden (Hasselmeier, 2000).

Die Größe des Nordseebestandes ist aus dem SCANS (Small Cetaceans in the Baltic and the North Sea) Survey im Juli 1994 bekannt: 309.000 (237.000 - 381.000) (Hammond et al., 2002). Der Bestand, der sich möglicherweise in zwei oder mehr Unterbestände aufteilt, ist durch Beifänge in Stellnetz- und Wrackfischereien hauptsächlich durch dänische, englische, schottische und norwegische Fischer seit 1994 stark gezehntet worden. Die Bestandsstärke ist möglicherweise schon unter diesen Wert gesunken. Beifänge in der Größenordnung von 7.000 - 10.000 Schweinswalen pro Jahr in den 90er Jahren (Vinther, 1999; Northridge & Hammond, 1999) sind realistisch. Die für die Beifänge kritischsten Fischereien sind die Steinbutt- und die Kabeljaufischereien. Eine Einstellung der Steinbuttfischerei im 3. Quartal würde den Beifang um 50%, die Anlandungen an Steinbutt aber nur um 25% reduzieren (Harwood, 1999).

Tabelle 1: Bestandsabschätzungen bei Schweinswalen, einigen Delphinarten und Zwergwalen der Nordsee (Quelle: Hammond et al., 2002)

Jahr	Art	Bestandsabschätzung	95% Vertrauensbereich	Methode
1994	Schweinswal	309.000	237.000 – 381.000	Schiffssurvey
1994	Weißschnauzendelphin, Weißseitendelphin	11.000	5.500 – 6.300	Schiffssurvey
1994	Zwergwal	7.300	4.200 – 10.300	Schiffssurvey

Der Aufwand in den Stellnetzfishereien ist seit 2000 rückläufig. In einzelnen Stellnetzfishereien, z.B. der dänischen Wrackfisherei auf Kabeljau, werden zu bestimmten Jahreszeiten akustische Pinger eingesetzt, um Schweinswale von den Netzen zu verschrecken. Als Folge sind die Beifänge deutlich zurückgegangen. Für 2004 ist eine neue, flächendeckende Bestandsaufnahme („SCANS II“) geplant.

6.000 – 8.000 Tiere leben im Bereich des deutschen Teils der Nordsee (Hammond et al., 2002). Die meisten davon tummeln sich vor der Küste Schleswig-Holsteins. Nach Süden hin, dünnt sich der Bestand deutlich aus, obwohl die Zunahme der Strandungen an den niedersächsischen, niederländischen und belgischen Küsten in den letzten ein bis zwei Jahren darauf hindeuten könnte, dass der Bestand dort langsam wieder zunimmt, wo sie mehr als zwei Jahrzehnte als rar galten. Sie sind rar im südlichen Teil der Nordsee und fehlen im Englischen Kanal. In jüngster Zeit haben allerdings Strandungen und Sichtungen vor der belgischen und niederländischen Küste zugenommen (ACE, 2001).

Auch der Bestand, der zwischen Kattegat und westlicher Ostsee verbreitet ist, ist mit 36.046 (20.276 - 64.083) Tieren relativ stark (Hammond et al., 2002). Sie sind in erster Linie durch Beifänge in dänischen und schwedischen Stellnetzfishereien betroffen. Tiere dieses Bestandes sind bis 1944 im Kleinen Belt bejagt worden, wo im Spätherbst und Winter aus der westlichen Ostsee ziehende Schweinswale in enge Buchten und dann ins Flachwasser getrieben wurden. Sie wurden dort mit Messerstichen getötet (Petersen, 1969). Die Jagd ist seit 1500 bekannt. 1593 schloss man sich zu einer Innung zusammen, die immer 30 Mitglieder hatte, und die bis 1899 bestand (Petersen, 1969). Die meisten Jagdplätze lagen auf Fünen, Seeland und an der schwedischen Küste im Bereich der Belte und des Øresunds. Fangstatistiken aus Dänemark reichen bis ins beginnende

18. Jahrhundert zurück (Kinze, 1995, 2000). Sie sind aber erst ab ca. 1800 verlässlicher. Schon im Bereich südlich der dänischen Inseln in der Kieler und der Mecklenburger Bucht dünnt sich der Bestand deutlich aus. Zwischen 50 - 1.000 Schweinswale sind in diesem Gebiet nicht mehr anzutreffen (Tabelle 1, Heide - Jørgensen et al., 1992, 1993; Hammond et al., 2002; Hiby & Lovell, 1996).

Im Gegensatz zu diesen beiden Beständen ist es um den Bestand des Schweinswals in der zentralen Ostsee schlecht bestellt. Seine Größe macht, zusammen mit den Tieren, die in der Danziger Bucht leben und noch einer ersten Bestandsabschätzung harren, nur wenig mehr als 600 Tiere aus (ASCOBANS, 2002; Tabelle 2). Das Verbreitungsgebiet, das ursprünglich den nördlichen Teil der Ostsee mit Finnischem und Bottnischem Meerbusen einschloss (Otterlind, 1976), ist auf den Bereich Darßer Schwelle bis zur Linie Gotland - litauisch-lettische Grenze geschrumpft. Nördlich davon kommen nur noch vereinzelt Tiere vor, wie seltene Strandungen und Beifänge an den baltischen und finnischen Küsten zeigen.

Die ursprüngliche Größe des Bestandes ist unbekannt. Grobe Schätzungen von 25.000 Tieren zu Anfang des 20. Jahrhunderts (Kinze, 1995) blieben unbestätigt. Im 17. und 18. Jahrhundert soll es noch mehr Schweinswale gegeben haben. In Polen waren die Tiere von den 20er bis in die 50er Jahre des 20. Jahrhunderts regelmäßiger Beifang in der Fischerei, der häufig mehrere hundert Tiere pro Jahr überschritt (Ropelewski, 1957). Auch aus der schwedischen Lachsfischerei mit Treibnetzen sind bis Anfang der 60er Jahre erhebliche Beifänge bekannt (Lindroth, 1962). Den dramatischen Rückgang des Bestandes belegt auch die geringe Zahl der Strandfunde östlich von Rügen in den letzten 40 Jahren (Wolk, 1969; Schulze, 1986; Skora et al., 1988). Vier Gründe können als Hauptursachen für den dramatischen Bestandseinbruch in der zentralen Ostsee gelten:

Tabelle 2: Bestandsabschätzungen bei Schweinswalen der westlichen und der zentralen Ostsee.

Jahr	ICES Gebiet	Bestandsabschätzung	95% Vertrauensbereich	Methode	Quelle
1994	Westl. Ostsee	588	CV 0.48	Line transect survey	Hammond et al. 2002
1995	Zentrale Ostsee	599	200 – 3.300	Line transect survey	Hiby & Lovell, 1996
1995	Kieler/Meckl. Bucht	817	300 – 2.400	Line transect survey	Hiby & Lovell, 1996

- Mehrere starke Eiswinter, die zu einer kontinuierlichen Eisdecke von der Kieler Bucht bis zum Finnischen und Bottnischen Meerbusen führten. Nach einem solchen Eiswinter (z.B. 1928/29) wurden fast 1000 tote Schweinswale auf Bornholm angetrieben.
- Die Jagd, die in Dänemark und Polen noch bis zum 2. Weltkrieg betrieben wurde und 700 - 1200 Schweinswale pro Jahr das Leben kostete (Ropelewski, 1957; Andersen, 1972; Kinze, 1995).
- Die starke Verschmutzung und der hohe Schadstoffeintrag vor allen Dingen in die zentrale Ostsee in den 50er und 60er Jahren, die auch zu einem dramatischen Rückgang der Robbenpopulationen führten (Otterlind, 1976).
- Die Beifänge in der Fischerei (u.a. Ropelewski, 1957; Lindroth, 1962; Skora et al., 1988; Kock & Benke, 1996).

Während Eiswinter und Jagd in den 30er und 40er Jahren die Hauptursache für den Rückgang waren, spielten danach erhebliche Qualitätseinbußen im Lebensraum durch verstärkten Eintrag von DDT, seinen Derivaten, PCB's, anderen Chlorkohlenwasserstoffen und Schwermetallen und der Beifang in der Fischerei die führende Rolle beim weiteren Nieder-

gang des Bestandes. Berggren et al. (2002) zeigten in Simulationsrechnungen, dass die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass Schweinswale in der zentralen Ostsee in 20 - 30 Jahren aussterben, wenn weiterhin Beifänge von 15 - 25 Tieren pro Jahr (Minimumschätzungen) akzeptiert werden. Aus diesem Grunde entwickelte ASCOBANS in der ersten Hälfte 2002 einen Plan, wie dem Bestand am besten zu helfen sei. Als besonders vordringlich gilt es, den Beifang in den Stellnetzfishereien auf Dorsche (*Gadus morhua*) und der Treibnetzfisherei auf Lachse (*Salmo salar*) auf Null zu reduzieren (ASCOBANS, 2002). Es wird allerdings sehr schwer sein, die meisten Fischer davon zu überzeugen, dass sie sich auf umweltfreundlichere Fangmethoden, wie Langleinen und Großreusen umstellen müssen, um ihren Beitrag zur Rettung des Schweinswals in der zentralen Ostsee zu leisten.

Robben

Schweinswale haben ein geringes Potential, günstige Lebensumstände in ein verstärktes Bestands- (Populations-)wachstum umzusetzen. Robben sind viel flexibler, wenn es um Anpassungen an sich verändernde Umweltbedingungen geht. Zuwachsraten von mehr als 10% pro Jahr sind in einer Reihe von Beständen keine Seltenheit.



Abb. 5: Kegelrobben erobern die deutsche Nordseeküste zurück. Besonders eindrucksvoll ist die Gruppe von ruhenden Tieren auf der Düneninsel vor Helgoland.

In deutschen Gewässern sind zwei Robbenarten heimisch: Seehund und Kegelrobbe. Seehunde sind im Bereich des Wattenmeeres der Nordsee häufig. Kegelrobben gibt es an der deutschen Nordseeküste erst wieder seit den 50er Jahren (Abt et al., 2002), als sie sich an der Südspitze der Insel Sylt ansiedelten. Die Population ist z. Zt. wenig mehr als 150 Tiere groß, wächst aber mit den Jahren stetig.

Andere Robbenarten, wie Sattelrobbe und Klappmütze (*Cystophora cristata*), erreichen die Nordsee und die deutschen Küsten nur in Ausnahmefällen. Die wichtigste Todesursache für Robben in der Nordsee war die Jagd, die über Jahrhunderte betrieben wurde. Mehrere Robbenpopulationen wurden dabei ausgerottet. Die Jagd wurde am Ende des 2. Weltkrieges fast völlig eingestellt und nur noch wenige Tiere geschossen. Die Jagd an der deutschen Nordseeküste wurde 1974 ganz eingestellt.

Auch an der deutschen Ostseeküste waren Robben bis Anfang des 20. Jahrhunderts heimisch. Sie wurden durch intensive Bejagung, die durch ein Prämiensystem des Deutschen Seefischerei-Vereins gefördert wurde (ab 1885 fünf Reichsmark pro erlegter Robbe), ausgerottet (Harder, 1995). Sie leben heute in erster Linie in der mittleren und nördlichen Ostsee von Mittelschweden, über die beiden großen Meerbu-

sen bis in die Baltischen Staaten. Kegelrobben beginnen in den letzten Jahrzehnten langsam weiter nach Süden vorzudringen und finden sich schon in kleinen Stückzahlen an der Kuhrischen Nehrung. Versuche, Kegelrobben wieder auf Rügen heimisch zu machen, wo sie bis in die 20er Jahre vorkamen, scheiterten in jüngster Zeit am Widerstand der Fischer. Als dritte Art lebt die Ringelrobbe (*Phoca hispida*) in der nördlichen Ostsee. Sie erscheint aber nur sehr selten an unserer Küste.

Historisch gesehen waren Robben in der Ostsee viel häufiger. Die meisten Robben lebten vor allem in der mittleren Ostsee im Bereich der schwedischen, finnischen und baltischen Küsten und auch an der südlichen deutschen und polnischen Küste. Robbenschlag war eine wichtige Einnahmequelle in diesem Teil der Ostsee. So war die Ostsee zwischen 1300 und 1800 der wichtigste Produzent von Robbenöl in Europa. Noch in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts wurden Kegelrobben auf 80.000 - 100.000 und Ringelrobben auf 170.000 - 220.000 Tiere geschätzt (Harding & Härkönen, 1999). Robben wurden auch an der deutschen Ostseeküste, vor allen Dingen im Bereich Rügen - Vorpommern, noch bis in die 20er Jahre gejagt, ehe die Jagd völlig zum Erliegen kam.



Abb. 6: Seehunde sind sozial und suchen die Nähe der Artgenossen, meiden aber den direkten Körperkontakt und halten Abstand zueinander.

Seehund

Seehunde sind in einem Großteil der Nordsee heimisch. Bis auf die Bestände um die Orkneys, den Moray Firth und den Limfjord nehmen alle Bestände zu. Für das Wattenmeer entlang der niederländischen, deutschen und dänischen Küste wurden im Jahre 2000 18.000 Tiere auf den Sänden gezählt (haul-out count) (ACE, 2001). Dies lässt auf einen Bestand von 34.000 - 35.000 Tieren schließen. Der Bestand nahm immer noch mit 13% pro Jahr zu. Es wurden zunehmend Stimmen laut, die seit 1974 verbotene Jagd wieder aufzunehmen. Ein gern benutztes Argument war, dass Robben in Konkurrenz zur Fischerei stünden und zu viele Fische im unmittelbaren Küstenbereich wegräßen.

Erste Daten neuerer telemetrischer Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass Seehunde zur Nahrungssuche weit in die Nordsee schwimmen und Beutezüge von 12 bis 70 Stunden unternehmen, auf denen sie Strecken bis zu 100 km zurücklegen (Adelung et al., 2000; Orthmann, 2000). Das bedeutet, dass sie in Konkurrenz zur Fischerei in der zentralen Nordsee stünden und weniger zu dem Teil der Fischerei, die das Wattenmeer und die angrenzenden Bereiche befischt. Seehunde sind ebenso wie Kegelrobben Nahrungsopportunisten und haben ein weites Beutespektrum (Behrends, 1981; Sievers, 1988). In Nahrungsresten von Seehunden konnten insgesamt 27 Fischarten und Vertreter aus zwei Krebsfamilien nachgewiesen werden (Krause, 2000). Darüber hinaus waren deutliche jahreszeitliche Veränderungen in der Nahrungszusammensetzung zu erkennen.

Seehunde halten sich zur Zeit der Geburt und Säugephase des Jungtieres von Mai bis Juli vermehrt mit ihrem Nachwuchs auf den küstennahen Innensänden auf (Drescher 1979, Abt, pers. Mitt.). Die Jungtiere werden mit einem Gewicht von ca. 7 kg geboren und vom Muttertier ca. 4-6 Monate gesäugt (Behrends, 1981). Die Paarungszeit beginnt im August und nach einer Tragezeit von 10,5 - 11 Monaten erfolgt die Geburt des Jungen (Drescher, 1979). Das bisher älteste gefundene Wildtier aus Schleswig-Holstein starb im Alter von 38 Jahren (Abt, pers. Mitt.).

Kegelrobbe

Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt in den Gewässern um die Britischen Inseln (in erster Linie die Orkney Inseln), wo 95% der 61.500 Robben (1999) vorkommen. Im Wattenmeer sind sie vergleichsweise selten. 2000 wurden mindestens 43 Junge im Bereich der Sylter Südküste geboren. Im Gegensatz zu den Seehunden werfen Kegelrobben in den Wintermonaten (Ende November bis Mitte Februar). Die Jungtiere werden noch im Lanugofell geboren und sind in den



Abb. 7: Seit 1995 vermehren sich Kegelrobben auch wieder auf Helgoland. Dieses Jungtier wurde im Dezember 2000 geboren und hat es sich am Strand neben angespülten Netzresten gemütlich gemacht.

ersten Lebenswochen auf überflutungsfreie Flächen angewiesen. Deshalb sind die Liegeplätze im Wattenmeer eigentlich weniger für Kegelrobben geeignet (Abt et al., 2002; Schwarz & Heidemann, 1994).

Die Kegelrobbenpopulation der Ostsee nahm in den 60er und 70er Jahren trotz Jagdverbot weiter ab. Systematische pathologische Untersuchungen der Tiere zeigten, dass zahlreiche Veränderungen wie Verengung, Verschluss und Leiomyome des Uterus die Fortpflanzungsfähigkeit der Robben negativ beeinflussten (Bergman, 1997). Es wurde vermutet, dass diese Veränderungen durch hohe Belastungen endokriner wirksamer Schadstoffe wie PCBs und DDT hervorgerufen wurden (Helle et al., 1976; Olsson et al., 1975).

Die Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in der mittleren Ostsee.

Schwedische Wissenschaftler gehen heute davon aus, daß es auch genetische Unterschiede zwischen den Subspezies gibt. Eine Ursache dafür ist die jahrtausendelange Isolierung der Ostseetiere von



Abb. 8: Rängeleien zwischen Kegelrobbenmännchen sind nicht selten. Die erhobene Flosse soll wohl dem Nachbarn zeigen, dass er den Sicherheitsabstand einhalten möchte.

ihren atlantischen Verwandten: Vor etwa 9.500 Jahren wanderten sie aus dem Nordatlantik in die postglaziale Ostsee, dem sogenannten Yoldia-Meer, ein. Infolge späterer Landhebungen wurde die Ostsee ein Binnengewässer und vom Atlantik getrennt. Eine Anzahl Kegelrobbenknochen in ur- und frühgeschichtlichen Siedlungen belegen diese Einwanderung. Besonders auffällig ist eine Häufung der Funde auf Rügen. Ein interessanter Nachweis gelang 1982: Eine jungslawische Siedlungsgrube aus dem 12. Jahrhundert in Zirkow (Rügen) enthielt u.a. auch guterhaltene Schädelreste und Zähne einer Kegelrobbe. Ein Vergleich mit rezentem Schädelmaterial des Meeresmuseums Stralsund zeigte einen hohen Abkautungsgrad der Zähne. Auffällig waren außerdem die Größe und Kompaktheit der Schädelreste, die auf ein sehr hohes Alter des Tieres schließen lassen.

Um 1900 soll der Gesamtbestand an Kegelrobben in der Ostsee 100.000 Tiere betragen haben (Almkvist et al., 1980).

Das Wurfverhalten der Kegelrobben in der Ostsee, die ihre Jungen normalerweise im Februar/März auf driftenden Eisschollen gebären, bestimmt auch ihr Verbreitungsgebiet. Die Tiere sind damit an eine bestimmte Zahl von Eistagen im Küstenbereich gebunden. Die Abnahme der Populationsdichte an der südlichen Ostseeküste ist nicht nur das Ergebnis des starken Abschusses, sie ist auch auf klimatische Veränderungen in Form zu milder Winter und damit fehlender Eisbedeckungen nach 1920 zurückzuführen.

Jüssi (1994) untersuchte das Wurfverhalten der Kegelrobben in den estländischen Küstengewässern während der warmen Winter 1989 - 1993. Er stellte Todesursachenermittlungen von den in diesem Zeitraum an Land geborenen Kegelrobben den sonst normalerweise auf dem Eis erfolgten Geburten gegenüber. Dabei zeigte sich, dass die Mortalität bei Landgeburten viel höher war. Ursache dafür waren frühere Geburtstermine (ab Mitte Februar) und damit geringere Gewichte und langsames Wachstum der Jungtiere. Wärmere Perioden und damit Geburten an Land wurden seit 1930 regelmäßig auf Saaremaa und Hiiumaa, den Hauptwurfplätzen der estnischen Kegelrobbenpopulation, registriert.

Eine weitere Voraussetzung für das Vorkommen sind geeignete, vor allem vom Menschen ungestörte Lager- und Ruheplätze, an denen der Haarwechsel stattfinden kann. Die intensive Bejagung der Tiere führte dazu, daß sie zwischen 1880 und 1920 von Rügen bis zur Gdansker Bucht zurückgedrängt wurden. Heute sind die historischen Plätze an der südlichen Ostseeküste verwaist. Die Kegelrobbe kommt in Einzelexemplaren regelmäßig nur noch an der vorpommerschen Küste vor. In der Gdansker Bucht laufen Versuche zur Wiederansiedlung. Ihr Vorkommen

beschränkt sich auf die schwedisch-finnischen Gewässer und die Küsten der baltischen Republiken Estland, Lettland und Litauen. Hier leben inzwischen wieder etwa 10.000 Tiere.

Sjöberg (1994) untersuchte mit Hilfe der Satellitentelemetrie das Wanderverhalten von Kegelrobben im Finnischen Meerbusen. Er stellte fest, daß 200 km lange Wanderungen durchaus möglich sind. Dabei können die Tiere bis zu 100 km am Tag bei einer Geschwindigkeit von 1,2 m/sec. zurücklegen. Es gibt aber auch längere Verweilzeiten an einzelnen Orten. In der Regel halten sich die Tiere in einem begrenzten Areal von 2077 bis 6235 km² auf. Eine seiner Schlußfolgerungen war, daß es nicht nur eine Kegelrobbenpopulation in der Ostsee gibt, sondern mehr oder weniger isolierte Populationen in verschiedenen Gebieten. Die Geburtsorte spielen dabei eine zentrale Rolle.

Von dem reichlich 200 Tiere großen Bestand an der südschwedischen Küste könnte eine Neubesiedlung der traditionellen Reviere an der südlichen Ostseeküste erfolgen. Ein Beleg für die Möglichkeit einer solchen Wanderung war ein Tier, das am 20.3.1989 ertrunken in einer Reuse am Großen Stubber im Greifswalder Bodden geborgen wurde. Es kam Anfang Februar im Biotestlabor Forsmark (Schweden) zur Welt, wurde dort Ende Februar markiert und vor der Südspitze Ölands freigelassen. Auch von der estländischen Population könnte so eine Wiederbesiedlung von z. Zt. noch verwaisten Gebieten erfolgen. Zwei von estländischen Wissenschaftlern markierte Kegelrobben wurden im Kattegat wiedergefunden, ein Hinweis für einen möglichen Austausch zwischen baltischer und atlantischer Population. Nur bei zahlenmäßigem Wachstum der Populationen durch weiterhin strengen Schutz wäre das möglich. Wie groß dazu die Gesamtzahl der Tiere in der Ostsee sein muss, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht eingeschätzt werden (Harder, 1995).

Von 1998 - 2000 wurde am Deutschen Meeresmuseum Stralsund ein F+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz zum Thema: „Voruntersuchungen zur Wiedereinbürgerung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion“ durchgeführt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, daß die ökologischen Bedingungen an der vorpommerschen Küste gute Voraussetzungen für eine Wiederansiedlung der Kegelrobbe bieten. Das Angebot geeigneter Ruheplätze ist zwar begrenzt, dürfte für eine kleine Population von 100 - 200 Tieren jedoch ausreichend sein. Die Analyse historischer Quellen legt heute den Schluss nahe, dass der heimische Kegelrobbenbestand auch im vergangenen Jahrhundert kaum größer gewesen sein dürfte.

Unterschiede zu den damaligen Lebensbedingungen sind, abgesehen von der nicht mehr praktizierten Robbenjagd, heute dadurch gegeben, dass zum einen der Große Stubber im Greifswalder Bodden als isolierte Insel nicht mehr vorhanden ist und gleichzeitig die Verfügbarkeit von Treibeis im Spätwinter, der Zeit der Geburt und Aufzucht der Jungtiere, stark abgenommen hat.

Gleichzeitig haben wir heute – gegründet auf einen breiten Konsens in der Bevölkerung zugunsten des Natur- und Artenschutzes – ein System von Schutzgebieten im Küstenbereich zur Verfügung, das es erlaubt, besonders sensible Gebiete von vielen schädlichen Einflüssen freizuhalten. Durch den Wegfall des intensiven Jagddruckes stehen den Robben heute Liegeplätze am Festland und an Inseln zur Verfügung, die in Zeiten der Verfolgung als Fischereischädlinge nicht nutzbar waren. Diese Gebiete können als gleichwertiger Ausgleich zu verlorenen Habitaten betrachtet werden. Voraussetzung ist allerdings, daß die bestehenden naturschutzrechtlichen Werkzeuge konsequent genutzt werden, um die Beruhigung von Robbenliegeplätzen auch in der Realität in ausreichendem Maße zu erreichen.

Akzeptanzprobleme gibt es gegenwärtig mit der Küstenfischerei, die in den Robben nicht ein natürliches Element des Naturraumes, den sie selbst bewirtschaftet, sondern – irrigerweise – noch immer eine unzumutbare Belastung ihrer wirtschaftlichen Existenz sieht.

Das geplante Wiederansiedlungsprojekt konnte leider nicht in die Realisierungsphase übergeleitet werden, da es keinen Konsens zwischen der ablehnenden Haltung der Fischereiseite und den Befürwortern der Wiedereinbürgerung gab.

Ein zukünftiges Ziel sollte sein, ein Nebeneinander von Robben und Fischerei so zu ermöglichen, dass zum einen die von Robben verursachten Schäden an Fang und Netzen die wirtschaftliche Existenz des einzelnen Fischers nicht gefährden, zum anderen aber auch die Gefährdung der Robben durch Netze, in denen sie ertrinken können, so gering wie möglich zu halten.

Die Schadstoffbelastung der Robben in der Ostsee kann sicher noch nicht als unbedeutend bezeichnet werden, die Ostsee ist nach wie vor eines der am stärksten belasteten Meeresgebiete der Erde. Dennoch haben die Gehalte gerade der pathologisch am stärksten wirksamen Substanzgruppen wie die PCBs und DDT in vielen Biota, einschließlich der Robben selbst, in den vergangenen Jahren nachweislich so stark abgenommen, daß eine Gefahr für eine Wiederbesiedlung der deutschen Ostseegewässer aufgrund von überhöhten Schadstoffgehalten in der Nahrung

der Kegelrobben heute nicht mehr zu befürchten ist (Schwarz et al., 2003).

Wie wir hoffen gezeigt zu haben, bieten die deutschen Küstengewässer ausreichend Lebensraum und Schutz für marine Säuger. Dies gilt insbesondere für Seehunde und Kegelrobben sowohl an der deutschen Nord- als auch Ostsee. Robben sind adaptiv, was den Lebensraum angeht, und sie können sich leichter an Veränderungen im Lebensraum anpassen oder, wie das Beispiel der Seehunde zeigt, können sich schneller von massiven Verlusten infolge von Epidemien, wie dem Seehunde-Staupe-Virus 1988/89 erholen. Sehr viel schwerer haben es die Schweinswale, die nur ein geringes Potential haben, schnell auf Umweltveränderungen zu reagieren. Schätzungen verschiedener Arbeitsgruppen zeigen, dass sie allenfalls mit 1 - 2 % pro Jahr zunehmen können. In günstigen Ausnahmefällen mögen es bis zu 4 % sein.

Literatur

- Abt, K. F., N. Hoyer, L. Koch & D. Adelung (2002): The dynamics of grey seals (*Halichoerus grypus*) of Amrum in the southeastern North Sea - Evidence of an open population. *Neth. J. Sea Res.* 47 (1): 55-57.
- ACE (2001): Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2001. ICES, Cooperative Research Report No. 249, Copenhagen: 75 S.
- Adelung, D., Th. Orthmann, U. Siebert & R. Wilson (2000): Seal telemetry in Schleswig - Holstein: präsentiert bei TSE Gp - Treffen. TSE Gp 1. - 9. Juli 2000, Wilhelmshaven.
- Aguayo L. A. (1978): Smaller cetaceans in the Baltic Sea. *Rep. Int. Whal. Comm.* 28: 131-146.
- Almkvist, B., M. Olsson, & S. Söderberg (1980): *Sälur i Sverige*. SNF-Veröffentl., Stockholm: 1-80.
- Andersen, S.H. (1972): On the state of the stock of common porpoise in Danish waters. *ICES C.M.* 1972/N: 6.
- ASCOBANS (2002): Recovery plan for Baltic harbour porpoise, Reeves, R.R. (ed.), ASCOBANS, Bonn, Germany.
- Behrends, G. (1981): Untersuchungen von Magen-Darm-Inhalten als Beitrag zur Nahrungsökologie des Seehundes (*Phoca vitulina*). Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel: 72 S.
- Berggren, P., P. R. Wade, J. Carlström & A. Read (2002): Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoise in the Baltic region (in review).
- Bergman, A. (1997): Trends of disease complex in Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) from 1977 to 1996: Improved gynecological health but still high prevalence of fatal intestinal wounds. *ICES Working Group on Seals and Small Cetaceans in European Seas*, Stockholm, Sweden, 1-4 April 1997. WGSEAL-WP19.
- Bonner, N. (1989): *The natural history of seals*. Christopher Helm, London: 196 S.
- Drescher, H. E. (1979): *Biologie und Ökologie und Schutz der Seehunde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer*. Landesjagdverband, Meldorf: 73 S.
- Elmgren, R. (1989): Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18: 326 - 332.
- Hammond, P., P. Berggren, H. Benke, D. L. Borchers, A. Collet, M.-P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich-Boran, A. R. Hiby Leopold, & N. Øien (2002): Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *The Jour-*

- nal of Applied Ecology 39: 361-376.
- Harder, K. (1995): Die Entwicklung der Robbenbestände an der südlichen Ostsee. Meer und Museum 11: 21-30.
- Harding, K.C. & T.J. Härkönen (1999): Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal population during the 20th century. *Ambio* 28: 619 - 627.
- Harwood, J. (1999): A risk assessment framework for the reduction of cetacean by-catches. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosys.* 9: 593 - 599.
- Hasselmeier, I. (2000): Morphometrische, anatomische und ökologische Untersuchungen an Schweinswalen aus der Nord- und Ostsee. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel: 71 S.
- Heide-Jørgensen, M. P., A. Mosbach, J. Teilmann, H. Benke & W. Schulz, (1992): Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) densities obtained during aerial surveys north of Fyn and in the Bay of Kiel. *Ophelia* 31: 133 - 146.
- Heide-Jørgensen, M. P., J. Teilmann, H. Benke & J. Wulf (1993): Abundance and distribution of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in selected areas of the western Baltic and the North Sea. *Helgol. Meeresunters.* 47: 335 - 346.
- Helle, E., M. Olsson & S. Jensen (1976): PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5 (5-6): 261-263.
- Hiby, L. & P. Lovell (1996): Baltic/North Sea aerial surveys - final report. Unpublished report: 11 S.
- Huggenberger S., H. Benke & C.C. Kinze (2002): Geographical variation in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic Proper. *Ophelia* 56 (1): 1-12.
- ICES (1996): Report of the Study Group on Seals and Small Cetaceans in European Seas. ICES C.M. 1996/N: 1.
- Jüssi, I. (1994): Land-breeding of the Baltic Grey Seal in the estonian coastal waters in warm winters 1989 - 1993. *Baltic Seal Conference, Nyköping* (unveröffentl.).
- Kinze, C.C. (1995): Exploitation of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Danish waters: a historical review. *Rep. Inter. Whal. Comm., Spec. Iss.* 16: 141 - 153.
- Kinze, C.C. (2000): Catch statistics and catch levels of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the northern Little Belt 1715 - 1900. Workshop on the History of Marine Animal Populations, Esbjerg, Denmark, 19 - 22 February 2000.
- Kock, K.-H. & H. Benke (1996): On the by-catch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in German fisheries in the Baltic and the North Sea. *Arch. Fish. Mar. Res.* 44 (1/2): 95-114.
- Krause, J. (2000): Analyse der Nahrungsreste im Verdauungstrakt von *Phoca vitulina* in Relation zu den tatsächlichen verfügbaren Nahrungsressourcen. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel: 64 S.
- Lindroth, A. (1962): Baltic salmon fluctuations. 2. Porpoises and salmon. *Rep. Inst. Freshw., Drottningholm* 44: 105 - 112.
- MacKenzie, B. R., J. Alheit, D. J. Conley, P. Holm & C. C. Kinze (2002): Ecological hypotheses for a historical reconstruction of upper trophic level biomass in the Baltic Sea and the Skagerrak. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59 (1): 173 - 190.
- Mohr, E. (1935): Historisch-zoologische Walfischstudien. *Nordelbingen* 11: 335 - 393.
- Niezabitowski, E. L. (1929): Szczatki foci grenlandzkiej neolityczney (*Phoca groenlandica*) *groenlandica neolithica*. *Polskiego wybrzeza Baltyku; Rocznika Museum Wielkopolskiego*, Posen: 56 S.
- Northridge, S. & P.S. Hammond (1999): Estimation of the porpoise mortality in UK gill and tangle net fisheries in the North Sea and west of Scotland. IWC, SC/51/SM 42.
- Olsson, M., A. G. Johnels & R. Vaz (1975): DDT and PCB levels in seals from Swedish waters. Occurrence of aborted seal pups. *Proceedings from the Symposium on the Seal in the Baltic, Lidingö, Sweden, June 4-6, 1974. Report from the National Swedish Environment Protection Board, PM 591:* 43-65.
- Orthmann, T. (2000): Telemetrische Untersuchungen zur Verbreitung, zum Tauchverhalten und zur Tauchphysiologie von See-hunden (*Phoca vitulina vitulina*) des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel: 219 S.
- Otterlind, G. (1976): The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) endangered in Swedish waters. *ICES Mar. Mammal Com. C.M.* 1976 N: 16.
- Petersen, Å. (1969): Marsvin og Marsvinjaegere. Udgiverselskabet Middelfart by-og Egnshistoriske Museum, Middelfart: 219 S.
- Read, A.J. & A. A. Hohn (1995): Life in the fast lane: the life history of harbour porpoises from the Gulf of Maine. *Mar. Mamm. Sci.* 11 (4): 423 - 440.
- Ropelewski, A. (1957): Morswin (*Phocoena phocoena* L.) jako przy-low w polskim rybolowstwie Baltyckim. *Pr. Morsky Instytutu Technol.* 9: 427 - 438.
- Schultz, W. (1970): Über das Vorkommen von Walen in der Nord- und Ostsee (Ord. Cetacea). *Zool. Anz.* 185: 172-264.
- Schulze, G. (1986): Zum Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) an der Ostseeküste der DDR. In: Report of the International Meeting: The harbour porpoise in the Baltic and the North Sea, Kröger, R.H.H. (ed.), Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven.
- Schulze, G. (1996): Die Schweinswale. Spektrum Akademischer Verlag, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Neue Brehm Bücherei Bd. 583, 2. überarbeitete Auflage: 191 S.
- Schwarz, J. & G. Heidemann (1994): Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., E. Fachor, K. Reise, H. v. Westernhagen & W. Lenz (Hrsg.) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 296-303.
- Schwarz, J., K. Harder, H. v. Nordheim & W. Dinter (2003): Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste. *Angewandte Landschaftsökologie*: (im Druck).
- Sievers, U. (1988): Nahrungsökologische Untersuchungen an Seehunden (*Phoca vitulina*, Linné 1758) aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer. *Zoologischer Anzeiger* 222 (5/6): 249-260.
- Skora, K.E., J. Pawliczka & M. Klinowska, (1988): Observations of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) on the Polish Baltic coast. *Aquatic Mammals* 14 (3): 113 - 119.
- Sjöberg, M. (1994): Movements and home-ranges of Grey seals in the Baltic. *Baltic Sea Conference, Nyköping*, 6. - 9.12.1994 (unveröffentl.).
- Tiedemann, R., J. Harder, C. Gmeiner & E. Haase (1996): Mitochondrial DNA sequence patterns of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic Sea. *Zeitschr. Säugetierk.* 61: 104 - 111.
- Thurow, F. (1997): Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 444 - 461.
- Vinther, M. (1999): By-catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish set-net fisheries. *J. Cetacean Res. Manag.* 1: 123 - 135.
- Wolk, K. (1969): Migratory character of the Baltic population of the porpoise, *Phocoena phocoena* (L.). *Przeegl. Zool.* 13 (4): 349 - 351.

Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei - das Beispiel der Insel Usedom

Bernd Schirmeister

Einleitung

Untersuchungen an durch menschliche Tätigkeiten bedingten Vogelverlusten beziehen sich in den meisten Fällen auf den Straßenverkehr und die Verdrängung unserer Landschaft. Zu Vogelverlusten durch Fischerei gibt es bisher nur wenige Untersuchungen. Aber bereits Kirchhoff (1982) und Grimm (1985) erkannten deren Ausmaß und ihren ornithologischen Wert. Schirmeister (1993) veröffentlichte entsprechende Ergebnisse von der Insel Usedom. Diese Untersuchungen wurden bis zum Jahr 2001 fortgeführt und sind Gegenstand dieser Arbeit. Höhe der Verluste, Geschlechts- und Altersverhältnisse sowie Ringfunde werden dargestellt und diskutiert. Zu besonderem Dank bin ich den vielen Küstenfishern verpflichtet, ohne deren vertrauensvolle Zusammenarbeit diese Darstellung nicht zustande gekommen wäre. R. Adam (Karlshagen), U. Evert (jetzt Kiel) und W. Nehls (Zinnowitz) danke ich für ihre Unterstützung bei der Erfassung der Fischereiofper von anderen Anlandungsplätzen.

Erfassungsmethoden

Eigentlich mehr zufällig auf das Problem aufmerksam geworden, begann ich 1989 mit zunächst sporadischen und später systematischen Kontrollen an den Anlandungsplätzen der Fischer. Eine entsprechende Sammelgenehmigung der Naturschutzbehörde liegt vor.

Die zeitaufwändigen Untersuchungen beschränkten sich zunächst auf den Außenküstenbereich von Ahlbeck und Heringsdorf. Später wurde auch an anderen Küstenabschnitten und an einzelnen Punkten von Achterwasser und Stettiner Haff sowie am Gothensee und Schmollensee kontrolliert. Außerhalb der Ostseeküste sind die Verluste durch die teilweise geringere Intensität der Fischerei und die Verteilung der Vögel auf ufernahe Bereiche und Buchten, die fischerreichlich nicht genutzt werden, deutlich geringer.

Dadurch wurde das ganze Ausmaß der Vogelverluste durch diesen traditionellen Wirtschaftszweig an unserer Küste deutlich. Nur wenige Wasservogelverluste verursachten Langleinen mit Angelhaken, einwandige engmaschige Kiemennetze für den Heringsfang sowie die Schleppnetzfisherei (Kirchhoff, 1982). Oberflächennah aufgestellte Netze für den Lachsfang verursachten vor allem Verluste unter Möwen. In den im Stettiner Haff aufgestellten Reusen verfangen sich überwiegend Kormorane (eigene Untersuchungen). Hohe Verluste verursachte dagegen die Stellnetzfi-

scherei. Diese Netze sind ca. 25 m lang, 1 m hoch und werden über dem Grund ausgesetzt. Das können pro Fischer über 100 Netze sein. Darin verfangen sich sowohl Enten, die sich von der Bodenfauna ernähren, sowie fischfressende Tauchvögel, die ihre Beutefische ebenfalls in Bodennähe finden, in den Netzen und erleiden einen qualvollen Tod durch Ertrinken (Kirchhoff, 1982). Diese Gebiete fallen genau mit den auch für die Fischerei interessanten Bereichen mit Wassertiefen um 10 m zusammen.

Vor 1989 war die Stellnetzfisherei mit weitmaschigen Netzen auf Fischarten wie Dorsch und Zander im Frühjahr kein großer Faktor, da zu dieser Zeit fast ausschließlich intensiv auf Hering gefischt wurde. Da die Fischer vom Hering aufgrund des stark gesunkenen Absatzes nicht mehr existieren können, spielt die Stellnetzfisherei gerade in der für den Wasservogeldurchzug so bedeutenden Frühjahrszeit eine wichtige Rolle.

Bedingt durch die jahreszeitliche Aktivität der Vögel lag der Erfassungszeitraum vom September bis Mai, mit Schwerpunkt in den Wintermonaten. Um einen möglichst vollständigen Überblick über die gefangenen Wasservögel zu erhalten, wurden die Kontrolltage mit den Anlandungstagen in weitgehende Übereinstimmung gebracht. Je nach Wetterlage (Windverhältnisse) und gefangener Fischart (Netzsorte) wurden die Netze zwei- bis viermal pro Woche gehoben. Da nicht alle Fischer am gleichen Tag anlanden, war ich oft täglich am Strand. Wesentlich war auch die Anlandungszeit. Häufig nutzten die Fischer die gefangenen Wasservögel zum eigenen Verzehr bzw. verkauften und verschenkten sie weiter. Diese Tiere entgingen dann der Erfassung.

Als wichtig und zuerst auch schwierig erwies es sich, das Vertrauen der Fischer zu gewinnen. Viele waren misstrauisch und hatten Angst vor Konsequenzen von Seiten des Naturschutzes. Nachdem jedoch gegenseitige Vorbehalte abgebaut waren und Interesse geweckt wurde, kam mit den meisten Fischern eine gute Zusammenarbeit zustande.

Weitere Details zur Art und Weise der Erfassung der Wasservogelverluste sind in Schirmeister (1993) dargestellt. Im Gegensatz zu Kirchhoff (1982) wurden außer beim Kormoran bei keiner untersuchten Vogelart Hochrechnungen angestellt. Diese Berechnungen sind mit vielen Unsicherheiten behaftet. Zum einen unterscheidet sich nahrungsökologisch bedingt das Artenspektrum vorkommender Wasservögel selbst kleinräumig erheblich (Schirmeister, 1993). Zum anderen sind sowohl die Vögel als auch die Fischereistandorte nicht gleichmäßig an der Küste verteilt. Dazu spielen Faktoren wie Anzahl der Fischer am

Fangplatz, Anzahl der Netze und befischte Arten eine wichtige aber schwer vergleichbare Rolle. In den Folgejahren musste der zeitliche Aufwand aufgrund beruflicher und anderer Belastungen zunehmend eingeschränkt werden, so dass nicht mehr alle Anlandungsplätze so regelmäßig und systematisch kontrolliert werden konnten. Andererseits wurden jedoch weitere Anlandungsplätze an der Küste in Zinnowitz und Karlshagen in die Untersuchungen einbezogen. 2000/2001 wurden die Begehungen wieder intensiviert, um ein Forschungsprojekt zur Nahrungsökologie von Meerestenten und Tauchvögeln der Universität Kiel zu unterstützen. Eine Übersicht über die Lage der Anlandungsorte vermittelt die Abbildung 1.

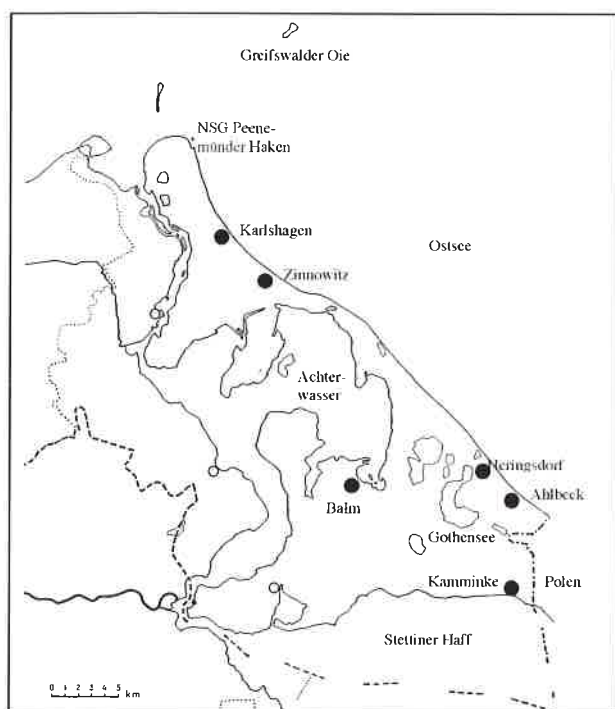


Abb. 1: Lage der untersuchten Anlandungsorte auf der Insel Usedom.

Die Anzahlen der Fischer und Anlandungsplätze pro Anlandungsort sind in Tabelle 1 angegeben. Anlandungs- und Fangplätze liegen teilweise weit auseinander. Die zum Fischen aufgesuchten Seegebiete verteilen sich längs der Usedomer Küste und werden je nach Fischart, Wind und Strömung genutzt. Teilweise wird bis in die Bereiche der Greifswalder Oie gefahren.

In der Fischerei fanden strukturelle Veränderungen statt, da mehrere Fischer aus altersbedingten und anderen Gründen den Beruf aufgaben. Neueinsteiger gibt es dagegen nicht.

Artliche Zusammensetzung der Wasservogelverluste

Die in Tabelle 2 angegebenen Individuenzahlen stellen, bedingt durch die nicht immer vollständigen Erfas-

Tabelle 1: Anzahlen der Fischer (F) und der untersuchten Anlandungsplätze (P) bezogen auf die Anlandungsorte; *keine regelmäßigen und systematischen Kontrollen.

Jahr		Ostseeküste				Achterwasser	Stettiner Haff	Summe
		Ahlbeck	Heringsdorf	Zinnowitz*	Karlshagen*	Balm*	Kamminke*	
1989/90	F	8	2	2	6	1	30	49
	P	7	2	0	0	1	1	10
1990/91	F	8	2	2	6	1	30	49
	P	7	2	0	0	1	1	11
1991/92	F	8	2	2	6	1	15	34
	P	7	2	0	0	1	0	10
1992/93	F	8	2	2	6	1	15	34
	P	7	2	0	0	1	0	10
1993/94	F	8	2	2	6	1	10	29
	P	7	2	0	0	1	1	11
1994/95	F	8	2	2	6	1	8	27
	P	7	2	0	0	0	1	10
1995/96	F	8	2	2	6	1	8	27
	P	7	2	0	1	0	1	11
1996/97	F	8	2	2	6	1	8	27
	P	7	1	1	0	0	1	10
1997/98	F	7	2	2	6	1	8	26
	P	6	1	0	0	0	1	8
1998/99	F	7	2	2	4	1	4	20
	P	4	1	1	0	0	1	7
1999/00	F	7	2	2	4	1	4	20
	P	1	0	1	1	0	1	4
2000/01	F	7	2	2	4	1	1	17
	P	4	0	1	1	0	1	7

sungen, real gezählte Mindestwerte (außer Kormoran) dar. Nicht immer wurden zudem durch die Fischer alle Tiere mit an Land gebracht. Es zeigte sich auch, dass in Zeiten von Rinderwahnsinn und Maul- und Klauen-seuche zunehmend ein Markt für Entenfleisch wieder entstand, so dass die Fischer verstärkt Enten verkauften, welche dann natürlich der Erfassung entgingen. Spezielle Entenfangnetze über den Muschel- und Steingründen wurden aber nicht aufgestellt.

Die großen Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren sind wesentlich auch meteorologisch bedingt. Die Winter 1995/96 und 1996/97 waren Eiswinter, so dass die Ostsee im weiten Küstenbereich zufror und die Küstenfischerei über Wochen lahm gelegt war. Oft verhinderten auch Treibeis (1996/97, 2000/01) und Sturmperioden (1993/94, 1997/98, 2000/01) die Ausübung der Fischerei.

Insgesamt gingen sich 10701 Wasservogel aus 26 Arten von 1989 bis 2001 in den Netzen, die in die Auswertung mitgingen. Häufigste Art bei den Verlusten war die Eisente, gefolgt von Kormoran, Trauerente und Sterntaucher. Bei keiner Art sind die Verluste aber wohl bestandsbedrohend. Selbst dann nicht, wenn man eine nicht unerhebliche Dunkelziffer

Tabelle 2: Gesamtübersicht zu den Wasservogelverlusten und Individuen von 1989 bis 2001.

Art	Zeitraum												Summe
	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99	1999/00	2000/01	
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	30	48	53	23	71	18	10	12	24	33	19	29	370
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	-	2	2	2	7	1	-	3	2	4	5	1	29
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	-	-	-	3	-	2	-	-	-	-	1	1	7
Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	7	24	26	47	54	8	3	4	5	7	2	17	204
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	13	9	36	69	12	24	2	2	16	12	7	3	205
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	-	-	1	7	~122	~152	~178	~153	~200	~301	~233	~635	~1982
Tafelente <i>Aythya ferina</i>	-	5	12	1	-	-	-	-	-	-	-	-	18
Bergente <i>Aythya marila</i>	1	25	9	3	6	-	-	-	1	1	3	-	49
Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	1	6	29	16	-	1	-	-	-	-	-	1	54
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	1	8	1	33	2	3	-	1	2	-	5	-	56
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	29	233	148	53	30	2	4	-	3	21	6	26	555
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	3	26	8	2	78	28	2	-	2	-	-	4	153
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	204	825	1851	927	894	589	89	66	334	411	117	293	6600
Schellente <i>Bucephala clangula</i>	-	-	1	16	1	-	1	7	-	1	2	2	31
Zwergsäger <i>Mergus albellus</i>	-	1	2	9	-	-	-	-	-	-	-	-	12
Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	-	-	19	17	3	1	-	-	-	-	2	3	45
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	-	5	18	38	9	33	3	3	18	19	5	4	155
Blässralle <i>Fulica atra</i>	2	14	-	-	2	2	7	-	-	-	-	-	27
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	8	-	5	3	-	2	-	-	-	-	-	-	18
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	4	14	7	5	1	2	2	-	1	-	-	-	36
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Mantelmöwe <i>Larus marinus</i>	3	1	-	2	1	-	-	1	-	2	2	-	12
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	2	2	1	-	8	1	-	1	-	-	-	-	15
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	2	2	6	9	4	2	1	3	2	1	11	2	45
Tordalk <i>Alca torda</i>	4	2	1	3	-	-	1	-	1	-	2	7	21
Summe	315	1252	2236	1289	1305	871	303	256	611	813	422	1028	10701

ansetzt und weitere Anlandungsplätze in die Untersuchung einbeziehen würde. Nehls und Struwe-Juhl (1998) geben als Mittwinterbestand für die deutsche Ostseeküste z.B. für den Sterntaucher ca. 1000 Vögel bei einer Größe der westeuropäischen Population von 75000 Tieren an. Für den Kormoran geben die Autoren max. 6200 Vögel bei einer Populationsgröße von 200000 Exemplaren an. Für die Eisente wird bei einer Populationsgröße von 4600000 der Winterbestand auf 250000 Vögel geschätzt. Beim Kormoran sind die Verluste gestiegen. Ein Grund dafür ist vermutlich, dass sich in den 90er Jahren auf und um Usedom große Brutkolonien und Schlafplatzgemeinschaften (NSG Peenemünder Haken, NSG Gothensee, NSG Anklamer Stadtbruch) herausgebildet haben. Von dort aus fliegen die Vögel in riesigen Schwärmen auf die großen Usedomer Gewässer zum Fischen. In den Stellnetzen auf der Ostsee kommt es jedoch selten zu Opfern. Die Kormorane verfangen sich vor allem in den im Stettiner Haff verwendeten Reusen. Ab 1993 wurde die Art dort verstärkt erfasst, allerdings aufgrund der Entfernung von Ahlbeck nach Kamminke nur stichprobenartig und dann durch Befragungen der Fischer hochgerechnet. Arten wie Tafelente, Bergente und Reiherente sowie Gänsesäger rasten vor allem auf dem Achterwasser. Dort wurde ab 1994 nicht

mehr kontrolliert. Einerseits war der Fahraufwand zu hoch, zum anderen wurde durch einige Fischer die Arbeit dort aus wirtschaftlichen Gründen im Winter eingestellt.

Rothalstaucher, Eiderente und Trauerente haben eindeutig abgenommen. Das könnte z.T. nahrungsökologische Gründe haben, wie das Verschwinden oder Verlagern von Muschelbänken. Andererseits rasten und überwintern diese und weitere Arten in großen Ansammlungen küstenfern (Nehls und Struwe-Juhl, 1998). Die Tiere besiedeln dort Bereiche mit Wassertiefen, die zwar für die Küstenfischerei interessant wären, aber aufgrund der Entfernung nicht nutzbar sind. Inwieweit dort neue Bedrohungen für die Wasservögel durch geplante Offshore-Windparks (Runge, 2000) entstehen könnten, ist ein ganz aktuelles Thema.

Abhängigkeiten bei der Zusammensetzung der Wasservogelverluste bestehen natürlich auch von den Fangplätzen. Wird z.B. an der Greifswalder Oie gefischt, fallen immer Samtenten und auch Prachtaucher sowie Lummen an, da diese Arten dort ein wichtiges Rastgebiet haben.

Beim Rothalstaucher gibt es eine Beziehung zu den Eiswintern. Danach zogen die Vögel unauffällig und sehr schnell durch, so dass sich kein Zughöhepunkt

abzeichnete und kaum Verluste vorkamen, während sich nach meteorologisch milden Wintern der Durchzug (oft zweigipflig im März und April) sehr gut anhand der Netzfunde verfolgen ließ. Unklar ist die Situation beim Haubentaucher. Die Verlustzahlen dieser Art sind gesunken, obwohl sich im Winter große Ansammlungen in der Pommerschen Bucht aufhalten.

Gänse- und Zwergsäger reagieren auf die Vereisung ihrer traditionellen Rastgewässer (Odermündungsgebiet) mit ausgeprägtem Winterfluchtverhalten (Zug entlang der Ostseeküste nach NW), das die Vögel bis in die Niederlande (Ijsselmeer) führt (Dr. Helbig, mdl. Mitt.). Besonders auffällig war dies 1996 und 1998 (eigene Beobachtungen).

Auch im Jahr 2000 kam es dadurch kurzzeitig zu größeren Rastzahlen auf der Ostsee, ohne dass größere Verluste auftraten. Ob sich bei den letztgenannten Arten die Verbesserung der Wasserqualität durch den Betrieb der Kläranlage im polnischen Swinemünde positiv auswirkte, kann letztendlich nur vermutet werden. Die Anlage reinigt seit 5 Jahren auf dem neuesten Stand der Technik die Abwässer der Stadt sowie der deutschen Seebäder Bansin, Heringsdorf und Ahlbeck und hat die Sichttiefen deutlich verbessert, so dass die Stellnetze eventuell von den Vögeln besser gesehen werden.

An der schleswig-holsteinischen Ostseeküste kamen als Fischereiotter vor allem Eider-, Trauer- und Reiherenten vor, in geringerer Zahl Eis-, Berg- und Samtenten. Kaum Verluste traten im Gegensatz zur Usedomer Küste bei See- und Lappentauchern sowie Sägern und Kormoranen auf (Kirchhoff, 1982). Grimm (1985) untersuchte Verluste aus Stellnetzen im Bereich der Wismarbucht. Dort fielen vor allem Berg- und Eiderenten als Opfer an.

Geschlechter- und Altersverhältnisse ausgewählter Arten

Bei einigen Arten waren recht ausgeglichene Verlustverhältnisse zwischen Männchen und Weibchen, z.B. bei Bergente, Gänsesäger und z.T. auch noch bei Reiher- und Eiderente festzustellen. Bei diesen Arten zeigten die rastenden Trupps oft auch annähernd gleiche Männchen- und Weibchenzahlen. Viele Vögel waren im Winter bereits verpaart und fingen sich dann auch mehrfach paarweise in den Fischernetzen. Bei den meisten Arten, wie z.B. Trauer- und Samtente, Schellente und Zwergsäger zeigte sich jedoch ein deutlicher Männchenüberschuss.

Dieser Männchenüberschuss wird auch bei dem umfangreichen Eisentenmaterial deutlich.

Teilweise überwogen hier in den beobachteten Trupps auch die Männchen. Vor allem aber werden die Unterschiede durch Balzaktivitäten bestimmt sein. Eis- und Schellenten sowie Mittelsäger balzen häufig in Gruppen, in denen Männchen überwiegen. Die Männchen balzen oft intensiv und sehr aufdringlich und die Weibchen versuchen dann, durch Fliegen oder Tauchen ihren Verfolgern zu entkommen. Fischer berichteten mehrmals, dass sie solche Balzgruppen zusammen in einem Netz gefangen hatten.

Bei der Eisente änderten sich die Geschlechterverhältnisse im Laufe des Winters. Im November und Dezember wurden meist überwiegend Männchen gefangen. Der Weibchenanteil stieg dann im Laufe des Winters an, um sich im Frühjahr wieder zu verringern, so 1991/92 und 1993/94. Allerdings ist diese Tendenz statistisch nicht ganz abgesichert. Legt man die einzelnen Monate zugrunde, gibt es zwischen den Jahren erhebliche Unterschiede und auch zwischen den einzelnen Jahren schwankte der Anteil von Männchen und Weibchen stark. Höhere Zahlen im

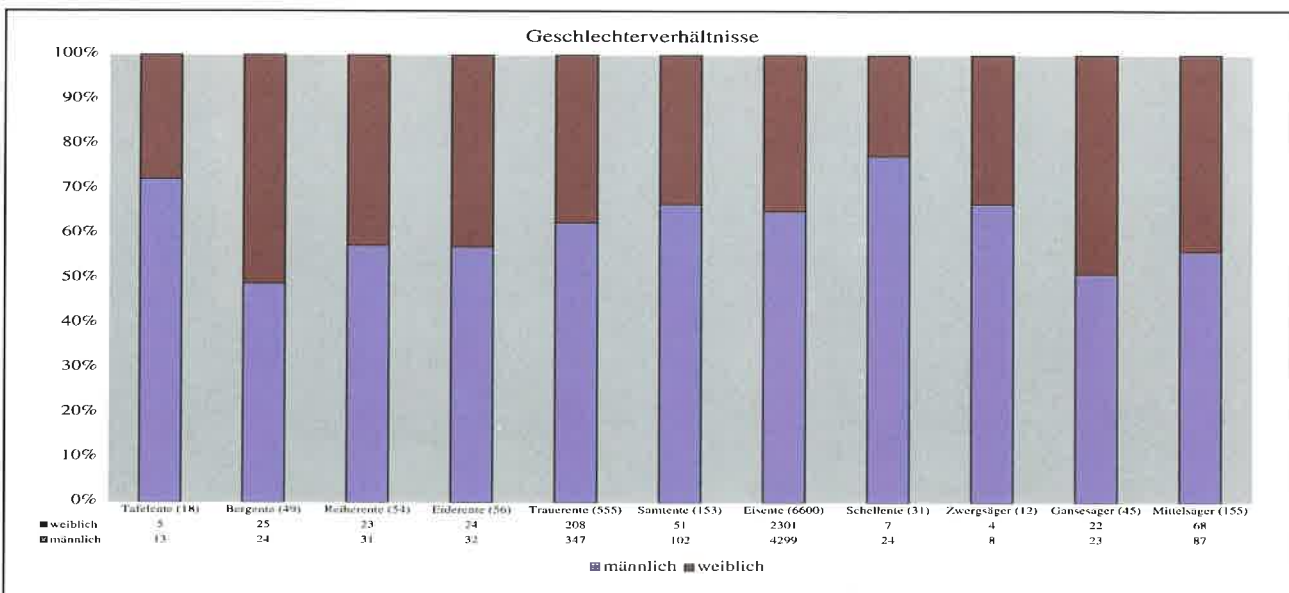


Abb. 2: Anteil der Geschlechter an den Verlusten bei ausgewählten Arten.

Tabelle 3: Verluste bei der Eisente, geordnet nach Männchen und Weibchen sowie nach Monaten.

Monat	November		Dezember		Januar		Februar		März		April		Summe		gesamt	Anteil ♂ in %
	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀		
1989/90	0	0	5	0	47	5	28	16	73	30	0	0	153	51	204	75,0
1990/91	37	50	65	77	157	66	49	31	169	106	12	6	489	336	825	59,3
1991/92	0	3	146	65	221	168	434	410	253	130	15	6	1069	782	1851	57,8
1992/93	5	1	74	17	81	41	199	52	262	76	79	40	700	227	927	75,5
1993/94	1	1	65	45	109	74	226	167	83	47	50	26	534	360	894	59,7
1994/95	0	0	11	5	165	64	163	62	64	37	8	10	411	178	589	69,8
1995/96	0	0	25	4	0	0	0	0	0	0	38	22	63	26	89	70,8
1996/97	1	1	10	1	6	0	29	8	7	2	1	0	54	12	66	81,8
1997/98	0	0	6	1	64	19	63	18	101	44	12	6	246	88	334	73,7
1998/99	12	2	65	9	59	18	112	46	47	40	0	1	295	116	411	71,8
1999/00	4	1	32	20	0	0	27	16	10	6	0	1	73	44	117	62,4
2000/01	4	1	1	1	19	6	130	48	54	22	4	3	212	81	293	72,4
Summe	64	60	505	245	928	461	1460	874	1123	540	219	121	4299	2301	6600	65,1
Anteil ♂ in %	51,6		67,3		66,8		62,6		67,5		64,4		65,1			

April wurden durch Fischerei um die Greifswalder Oie verursacht, da die Eisente um diese Zeit vor der Usedomer Küste kaum noch anzutreffen ist.

Die Auswertung der Anteile verschiedener Altersgruppen an den Verlusten ausgewählter Arten ergab ein differenziertes Bild (Abbildung 3).

Sterntaucher wurden erst ab 1999 genauer bestimmt. Beim Kormoran setzte sich die Zahl 1982 nur zum Teil aus tatsächlich erfassten Vögeln zusammen. Da in Kamminke aufgrund der Entfernung nicht täglich kontrolliert werden konnte, erfolgten häufig telefonische Absprachen mit den Fischern. Auf der Grundlage dieser Informationen wurden die Verluste berechnet. Für 2000/01 sind auch Zahlen vom NSG Gothensee enthalten, wo sich ein großer Schlafplatz befindet und ebenfalls Verluste auftraten.

Bei einigen Arten überwog der Anteil der Altvögel, wie z.B. bei Prachtaucher und Ohrentaucher sowie Lachmöwe und Trottellumme. Letztgenannte Art war

allerdings mit einem hohen Anteil altersmäßig unbestimmter Vögel vertreten, vor allem aus den ersten Untersuchungsjahren. Es waren also nicht nur überwiegend Jungvögel betroffen, sondern Altvögel gleichermaßen. Bei anderen Arten zeigten sich die Verhältnisse recht ausgeglichen, z.B. bei Sterntaucher, Mantelmöwe, Gryllteiste und Tordalk. Dabei ist zu beachten, dass Sterntaucher erst in den letzten Jahren aufgrund verbesserter Bestimmungsliteratur altersmäßig genauer bestimmt wurden. Sicher sind unter den 295 unbestimmten Sterntauchern erhebliche Anzahlen von Jungvögeln. Das zeigen neuere Daten recht eindeutig.

Bei Kormoran und Silbermöwe überwogen die Jungvögel deutlich. Vor allem in den Aalreusen im Stettiner Haff verfangen sich viele unerfahrene Jungkormorane, während die vorsichtigen Altvögel diese Fischereigeräte mieden. Dies bestätigten auch Gespräche mit den Fischern.

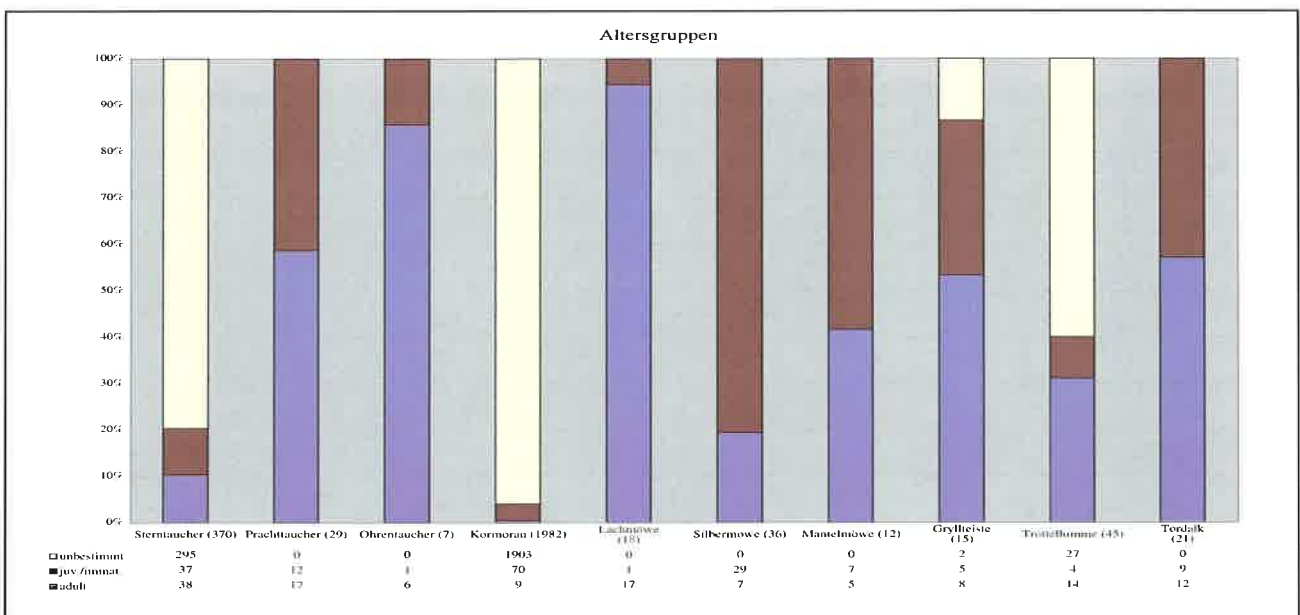


Abb. 3: Anteil der Altersgruppen an den Gesamtverlusten ausgewählter Arten (in Klammern die Individuenzahl der Gesamtverluste).



Abb. 4: Sterntaucher, Eis- und Trauerente.



Abb. 5: Sterntaucher, Eis- und Trauerente.



Abb. 6: Stern- und Haubentaucher, Eisente.



Abb. 7: Stern- und Prachtaucher.



Abb. 8: Stern- und Rothalstaucher, Eis- und Trauerente.



Abbi. 9: Rothalstaucher im Übergangskleid.



Abb. 10: Rothalstaucher, Berg- und Trauerenten.



Abb. 11: Trauerentenmännchen.

Möwen fanden sich ausschließlich in den oberflächennah aufgestellten Kiemennetzen für den Lachsfang, die bei Alt- und Jungvögeln gleichermaßen für Opfer sorgten. Dadurch könnte sich das sehr differenzierte Bild bei dieser Vogelgruppe erklären.

Herkunft der Vögel nach Ringfunden

Bei einer solchen Menge an Wasservögeln fielen zwangsläufig auch Ringfunde an. Die insgesamt 57 Ringfunde von 10 Arten verteilten sich auf 11 Länder. Die meisten Funde gelangen vom Kormoran, gefolgt von der Lachmöwe. Eine Übersicht dazu gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Herkunft der Vögel nach Ringfunden.

Art	Land										Summe	
	Dänemark	Deutschland	Estland	Finnland	Großbritannien	Litauen	Polen	Russland	Schweden	Schweiz		Tschechien
Kormoran	5	8	5				4	3	6	1		32
Tafelente										1		1
Reiherente		1		1						1		3
Samtente									1			1
Gänsesäger										1		1
Lachmöwe		1	1	1	3	3					1	10
Silbermöwe	1		1				2		1			5
Mantelmöwe				1				1				2
Trottellumme									1			1
Tordalk				1								1
Summe	6	10	7	4	3	3	6	4	9	4	1	57

Die Ringfunde belegen die Herkunft der Vögel vorwiegend aus dem Ostseeraum. Vor allem Kormorane kommen aus einem weit gefächerten Einzugsgebiet an die Usedomer Küste. In milden Wintern verbleiben viele auch hier und selbst in den Eiswintern waren kurze Zeit nach dem Aufbrechen des Eispanzers wieder Kormorane an der Küste zu sehen.

Im Winter in der Schweiz beringte Entenvögel berühren auf ihrem Zug in die nördlichen Brutgebiete ebenfalls die Insel Usedom.

Für die von Großbritannien westwärts gerichtete Ausbreitung der Lachmöwe liegen drei Belege vor.

Insgesamt gelangen fünf Fernfunde, deren Beringungsort über 1000 Kilometer entfernt lag. Es handelt sich in einzelnen um:

1 Mantelmöwe: 1753 km SW (Kandalakshskiy Naturreservat, Russland)

1 Kormoran: 1762 km SW (Kandalakshskiy Naturreservat, Russland)

2 Kormorane: 1101 km SW (Finskiy Bay, Russland)

1 Reiherente: 1017 km SW (Porvoo, Finnland).

Erstaunlich war auch das Alter einer schwedischen Samtente, die am 1.7.1982 beringt und am 10. 11. 2001 gefangen wurde. Sie erreichte damit ein Alter von über 19 Jahren.

Zusammenfassung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Darstellung der Wasservogelverluste durch Stellnetze der Küstenfischerei vor der Usedomer Küste. Dazu wurden von 1989 bis 2001 die Fangplätze der Fischer nach ertrunkenen Wasservögeln abgesucht. Um die Erfassungsgenauigkeit zu erhöhen, wurde versucht, zu den Anlandungszeiten am Strand zu sein. Oft bewahrten die Fischer die Wasservögel auch auf.

Schwerpunkt der Untersuchungen war die Ostseeküste bei Ahlbeck und Heringsdorf. In geringerem Umfang wurden auch Kontrollen an anderen Orten der Außenküste (Zinnowitz, Karlshagen), am Achterwasser (Balm), am Stettiner Haff (Kamminke) sowie an den großen Binnenseen Gothensee und Schmolensee durchgeführt.

Insgesamt wurden 10701 Wasservögel in 26 Arten erfasst. Häufigste Art war die Eisente (6600 Exemplare), gefolgt vom Kormoran (ca. 1982 Exemplare), Trauerente (555 Exemplare), Sterntaucher (370 Exemplare), Rothalstaucher (205 Exemplare) und Haubentaucher (204 Exemplare).

Weiterhin wurde bei den Entenarten das Geschlechterverhältnis untersucht. Bei einigen Arten wie Bergente und Gänsesäger zeigten sich recht ausgeglichene Verlustverhältnisse. Bei den meisten Arten wie Eisente, Schellente, Trauerente, und Samtente war ein deutlicher Männchenüberschuss festzustellen.

Die Auswertung der Anteile verschiedene Altersgruppen an den Verlusten ergab ein differenziertes Bild. Bei Arten wie Prachtaucher, Ohrentaucher und Lachmöwe überwogen die Altvögel, während bei Kormoran, Silbermöwe und nach neueren Daten auch beim Sterntaucher die Jungvögel eindeutig stärker vertreten waren.

Bei der Untersuchung fielen insgesamt 57 Ringfunde an, verteilt auf 10 Arten, die aus 11 Ländern stammen. Die meisten Ringfunde kamen von Kormoran und Lachmöwe. Die Ringfunde belegen die Herkunft der Vögel vorwiegend aus dem Ostseeraum mit südwestlicher Zugrichtung. Insgesamt gelangen fünf Fernfunde, deren Beringungsort über 1000 km entfernt lag.

Literatur

- Grimm, P. (1985): Die Stellnetzfisherei als eine wichtige Form nicht nur der ornithologischen Nachweisführung, Naturschutzarbeit in Mecklenburg 28: 104-106.
- Kirchhoff, K. (1982): Wasservogelverluste durch Fischerei. Die Vogelwelt 103: 81-89.
- Nehls, H.W. & B. Struwe-Juhl (1998): Die Wasservogelbestände der deutschen Ostseeküste in den Mildwintern 1991-1995, Seevogel 19: 105-115.
- Runge, K. (2000): Ersteinschätzung der Themen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum Vorhaben des Offshore-Windparks Arkonabecken Süd-Ost, OECOS-Umweltplanung, Hamburg.
- Schirmeister, B. (1993): Zu Verlusten von Wasservögeln in Fischnetzen der Küstenfischerei. Der Falke 40: 343-346.

Der Stör - ein Beispiel für die besondere Gefährdung von Wanderfischarten

Jörn Gessner und Gerd-Michael Arndt

Einleitung

Wanderfischarten sind mit 15 anadromen (zum Laichen aus dem Meer in die Flüsse aufsteigend) und 3 katadromen (zum Laichen aus den Binnengewässern ins Meer ziehend) Arten über ganz Europa verbreitet. Während ihres Lebenszyklusses sind sie somit einerseits sowohl mit limnischen als auch marinen Lebensräumen konfrontiert und müssen in ihnen zurechtkommen, können aber andererseits die in ihnen vorkommenden vielfältigen Nahrungsressourcen nutzen. Vor dem Hintergrund dieses gemeinsamen Schicksals und dadurch ähnlicher ökologischer Ansprüche weisen Wanderfischarten eine Reihe von Analogien auf. So gleichen sie sich z. B. darin, dass sie bestimmte Lebensphasen in weit voneinander getrennten Bereichen verbringen. In der Vielfalt der für die Fische nutzbaren Lebensräume liegt eine gewisse Sicherheit. Gleichzeitig birgt diese Variabilität aber auch erhebliche Risiken, wenn man die Notwendigkeit der weitgehenden Funktionstüchtigkeit dieser Systeme z. B. hinsichtlich ihrer durchgängigen Passierbarkeit und des Vorhandenseins einer ausreichenden Wasserqualität für die Reproduktion betrachtet (Jatteau, 1998; Lozan et al., 1996; Alyavdina, 1953). In Hinblick auf die anadromen Arten, zu denen auch der Stör gehört, scheint die nur relativ kurze Bindung an begrenzte Lebensräume im Süßwasser und der nachfolgende lange Aufenthalt im Meer, der mit der Nutzung der hier vorhandenen immensen Nahrungsressourcen verbunden ist, ein Vorteil für die Reproduktion und den Aufbau großer Bestände zu sein. Diese Strategie kann sich aber schon bei partiellen, jedoch signifikanten Veränderungen des Lebensraumes als bestandsbedrohend erweisen. Diese Situation finden wir heute leider nicht nur beim Stör, sondern bei eigentlich allen Wanderfischarten vor, so dass die Mehrzahl von ihnen als bedroht einzuschätzen ist (Bless et al., 1994). Zunächst führten die Veränderungen zu einem Rückgang der Verbreitung einzelner Arten/Populationen, verbunden mit deren Isolation und genetischer Verarmung (Minns et al., 1996; Beamesderfer & Farr, 1997) und letztlich, wie bei unserem Stör (Abb. 1), zum völligen Verschwinden bestimmter Arten.

Über evolutionäre Zeiträume betrachtet, hatten die Wanderfischarten genügend Zeit, ihre Anpassungsfähigkeit auch vor dem Hintergrund gravierender globaler Veränderungen wie Eiszeiten unter Beweis zu stellen. Hierbei erwies sich die marine Phase dieser Fische, gekoppelt mit einer nicht 100%igen Rückkehrate der Elterntiere in ihre Herkunftsgewässer, als

Vorteil und Keimzelle für die Besiedelung anderer Flüsse und Meeresgebiete.

Welche Ursachen und Veränderungen führten zum Rückgang dieser Arten? Worin unterscheiden sich die anthropogenen Veränderungen der letzten Jahrhunderte von denen, die in geologischen Zeiträumen natürlich vonstatten gingen? Warum steht gerade der Stör als herausragendes Beispiel für die negativen Auswirkungen menschlichen Handelns und warum würde die Wiederherstellung seiner Lebensräume auch allen anderen Wanderfischarten zugute kommen?

Was zeichnet Wanderfischarten aus?

Wenn man sich die Habitatnutzung von Fischen allgemein ansieht, so sind Wanderungen bei fast allen Arten zu beobachten. So nehmen sie z. B. saisonale Ortswechsel zwischen verschiedenen Lebensräumen vor. Im folgenden sind aber nur Arten angesprochen, die einen Lebensraumwechsel zwischen dem limnischen und dem marinen Milieu vollziehen. Lachs, Meerforelle, Schnäpel, Maifisch, Finte, Neunaugen und Stör sind wichtige Vertreter dieser Gruppe. Aber auch der Aal, der sich im Frühjahr auf die Wanderschaft die Flüsse hinab zu seinen Laichgebieten in der Sargassosee begibt, zählt zu dieser Gruppe. Während ihrer Wanderungen legen sie dabei lange Strecken zurück. Für Stör und Lachs ist bekannt, dass sie z. B. im Rhein bis in das Oberrheingebiet und die Mosel, in der Elbe bis über Magdeburg hinaus, ja teilweise bis in die Moldau, in der Oder bis Ratibor und in der Weichsel bis in die oberhalb Warschau mündenden Zuflüsse gezogen sind (Holčík et al., 1989). Was diese Wanderfische biologisch so interessant macht, sind die enormen physiologischen Leistungen, wie z. B. die



Abb. 1: Habitus des *Acipenser sturio* L. aus dem letzten bekannten Bestand in der Gironde (Frankreich) in kontrollierter Haltung.

Regulation ihrer Körperflüssigkeitszusammensetzung bei unterschiedlichen Salzgehalten, die es ihnen erlauben, zwischen sehr verschiedenen Wasserkörpern zu wechseln, oder ihr schnelles Wachstum sowie ihr ausgeprägtes Heimfindungsvermögen zur eigenen Kinderstube.

Entwicklung der historischen Fischerei und Nutzung des Störs

Frühe Nutzung

Über Jahrhunderte haben die Menschen an den großen Flüssen von den alljährlich wiederkehrenden Zügen der Wanderfische profitiert. Insbesondere die anadromen Arten, die im Süßwasser laichen und deren Nachkommen ins Meer ziehen, dort zur Geschlechtsreife heranwachsen, um danach wieder zum Laichen in die Flüsse zu wandern, haben es mit ihren saisonalen Massenvorkommen den Menschen leicht gemacht, sich auf ihren Fang zu spezialisieren (Blankenburg, 1910; Kisker, 1926; Bauch, 1958; Hoffmann, 1996). Besonders interessant waren diese Arten auch deshalb, weil sie einer nur begrenzt mobilen Fischerei auf den Flussunterläufen leicht zugänglich waren.

Die Wanderfischzüge spielten somit für die Versorgung der Bevölkerung mit Eiweiß eine zumindest regional nicht zu unterschätzende Rolle. Große Schwärme zogen den Anwohnern praktisch direkt vor den Tisch. Aus archäologischen Grabungen ist bekannt, dass im Bereich der Weichselmündung zeitweilig 70% des Eiweißkonsums der Bevölkerung allein durch den Stör gedeckt wurden (Hoffmann, 1996). Aus Funden von Knochenplatten der Störe ist aber auch belegt, dass diese Art über die Jahrhunderte starken Bestands- und offenbar auch Nutzungsschwankungen unterlag. Auf der Basis der archäologischen Befunde sind diese teilweise drastischen Schwankungen der Fänge in der Ostsee seit etwa 1000 n. Chr. berechnet worden (Debus, 1996; Gessner & Debus, 2001). Ob dies nur auf klimatische Schwankungen, erste Umweltveränderungen durch veränderte Lebensgewohnheiten der Bewohner oder auf beginnende Überfischung zurückzuführen ist, muss offen bleiben. Sicher ist, dass hierbei auch die Entwicklung immer spezialisierterer Fanggeräte, um auch bei schwankenden Beständen einen möglichst großen Teil des Kuchens abzubekommen, von Bedeutung war.

Fischerei im Mittelalter

Seit dem Mittelalter war die Fischerei durch das Zunftrecht geregelt, das eine regionale Vermarktung sicherstellte. Mit dem fortschreitenden 16. Jahrhundert wurden die Zunftgrenzen aber gelockert, und es entstanden Handelszentren für den überregionalen Vertrieb (Benecke, 1881). Rheinsalm, der schon zur Zeit der römischen Besatzung ein beliebtes Handels-

objekt war, erlangte diese Rolle nach der Aufhebung der Zunftgrenzen schnell wieder. Für den Stör sollte bald ähnliches gelten. So erreichte die Störfischerei im Frischen Haff nach einigen Jahrhunderten geringere Bedeutung seit dem 17. Jahrhundert eine neue Blüte, die mit einer veränderten Nutzung und Vermarktung der Tiere einherging. In Pillau, wo zu dieser Zeit die Fangrechte meistbietend vergeben wurden, sind die Fische für den Export nach England eingekocht worden (Benecke, 1881). Pillau war für den Fang der Störe sehr günstig gelegen, da hier sowohl die Störe der Weichsel auf ihrem Weg in den Hauptarm (Nogat) einwanderten, als auch die Tiere, die in die Memel ziehen wollten, die Nehrung passieren mussten. Die starke Befischung, die bedingt durch die hohen Pachten weiter forciert wurde, und eine profitorientierte überregionale Verwertung führten zu einem raschen Rückgang der Bestände. Die Störfischerei, und das hatte sie mit dem Walfang gemein, arbeitete nicht mehr nur für einen zu sättigenden lokalen Markt, also für die Menschen, die ursprünglich mit dem Herkunftsgebiet der Ware verbunden waren. Auch die kurzfristige Übertragbarkeit der Fischereirechte an andere Pächter stand einer nachhaltigen Nutzung entgegen und förderte nicht den verantwortungsvollen Umgang mit der Ressource. Die daraus resultierende Übernutzung der Bestände war, durch die leichte Fangbarkeit der Störe zu Zeiten der Wanderungen, nur eine Frage der Zeit. Die Fischerei war solange nicht bestandsbedrohend, wie sie sich nur auf eine begrenzte Anzahl erwachsener Tiere konzentrierte und eine ausreichende natürliche Reproduktion und Rekrutierung gesichert war. Als aber die natürlichen Reproduktionsmöglichkeiten eingeschränkt oder gar unterbunden und die fischereilichen Aktivitäten intensiv auf juvenile Tiere ausgeweitet wurden, kam es aufgrund des langen Generationszyklus des Störs zu einer extremen Gefährdung der Bestände (Beamesderfer & Farr, 1997). Dies geschah im gesamten Verbreitungsgebiet des Störs Ende des 19., Anfang des 20. Jahrhunderts.

Nutzung des Störs in der jüngeren Vergangenheit

Die Bedeutung der Flussfischerei war ausgangs des 19. Jahrhunderts im Zuge der allgemeinen Industrialisierung insgesamt stark rückläufig, weil es ihr durch abnehmende Fischbestände an Ressourcen mangelte (Volk, 1910; Schiemenz, 1913, 1921). Diese schwindende Bedeutung wurde vor dem Hintergrund einer sich rapide entwickelnden marinen Fischerei, die durch die Einführung der Dampfschiffe erheblich an Reichweite und durch neue Fangtechniken an Effizienz gewonnen hatte, noch beschleunigt. Mit dem Siegeszug der Küsten- und Meeresfischerei war auch die Zeit der bis dahin noch relativ wenig gefährdeten Aufwuchsgebiete des Störs und der anderen Wanderfischarten vorbei. Jetzt wurden sie nicht erst am Ende ihres Generationszyklus vor der Reproduktion, sondern schon als Jungfische im Meer gefangen.

Gewässernutzung und gewässerbauliche Veränderungen

Gewässernutzung

Für Wanderfischarten kommt neben der Fischerei ein breites Spektrum an erheblichen anthropogenen Umweltveränderungen als Gefährdungspotential hinzu. Diese Entwicklung sei exemplarisch am Beispiel der Weichsel und ihres Einzugsgebietes wiedergegeben. Hier kam es im Zuge der fortschreitenden Besiedelung durch den Menschen zu ersten gravierenden Veränderungen durch die großen Rodungen in den Flusstälern der Ober- und Mittelläufe und den nachfolgend einsetzenden intensiven Erosionserscheinungen. Erst diese frühen Einflüsse gestalteten sich durch dieser Entwicklung verbundene Sedimentationsprozesse im Delta die Weichselmündung in ihrer bis vor ca. 100 Jahren bestehenden Form. Im Zuge dieser Sedimentablagerungen wurde der Nogat, als ehemaliger Hauptmündungsarm der Weichsel, immer flacher, so dass sich Laufveränderungen ergaben, die auch das Wanderverhalten der Störe beeinflussten (Mamcarz, 2000).

Aber auch andere Aktivitäten der Menschen in den Flussgebieten blieben nicht ohne Auswirkung auf die Wanderfische. So wurden z. B. zunehmend Mühlenwehrbauten zur Nutzung von Wasserkraft errichtet. Nach ersten negativen Erfahrungen hinsichtlich des Ausbleibens von Wander-Salmoniden wurden schon im Mittelalter Bemühungen zu deren Schutz unternommen (z. B. durch Wiederherstellung der Passierbarkeit), die teilweise sogar in gesetzliche Regelungen Eingang fanden (Benecke, 1881).

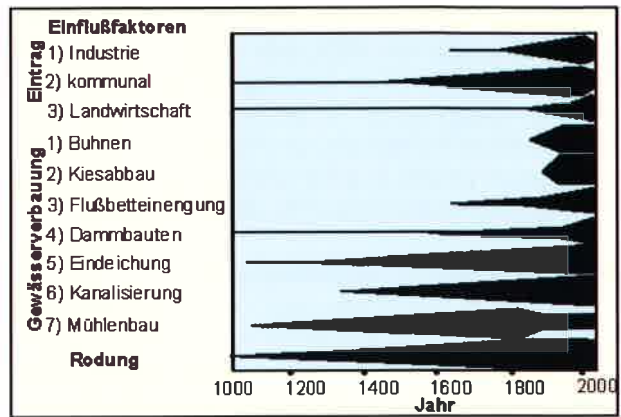


Abb. 2: Schematische Darstellung der zeitlichen Entwicklung der relativen Intensität verschiedener anthropogener bedingter Umweltveränderungen in Fließgewässern.

Die Flusstäler als Hauptsiedelungsräume der zunehmenden Bevölkerung wurden auch für den Warenverkehr, die Entsorgung kommunaler Abwässer zur Vorbeugung gegen Seuchen, als Rohstofflieferanten für Energie und Wasser sowie als Abwasserkanäle der sich entwickelnden Industrie immer wichtiger. Bergwerksabwässer, Abfallstoffe der Hüttenindustrie, Abwässer von Gerbereien und Zuckerfabriken und der schnell wachsenden chemischen Industrie waren zunehmend an der Belastung der Flüsse beteiligt. Eine Übersicht über die Zunahme der anthropogenen Belastungen ist in Abbildung 2 wiedergegeben. Für die Oder führte dies bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts dazu, dass der Fluss streckenweise biologisch tot war (Schiemenz, 1905; Schröder & Czerny, 1930). Auch für die Elbe, insbesondere unterhalb des

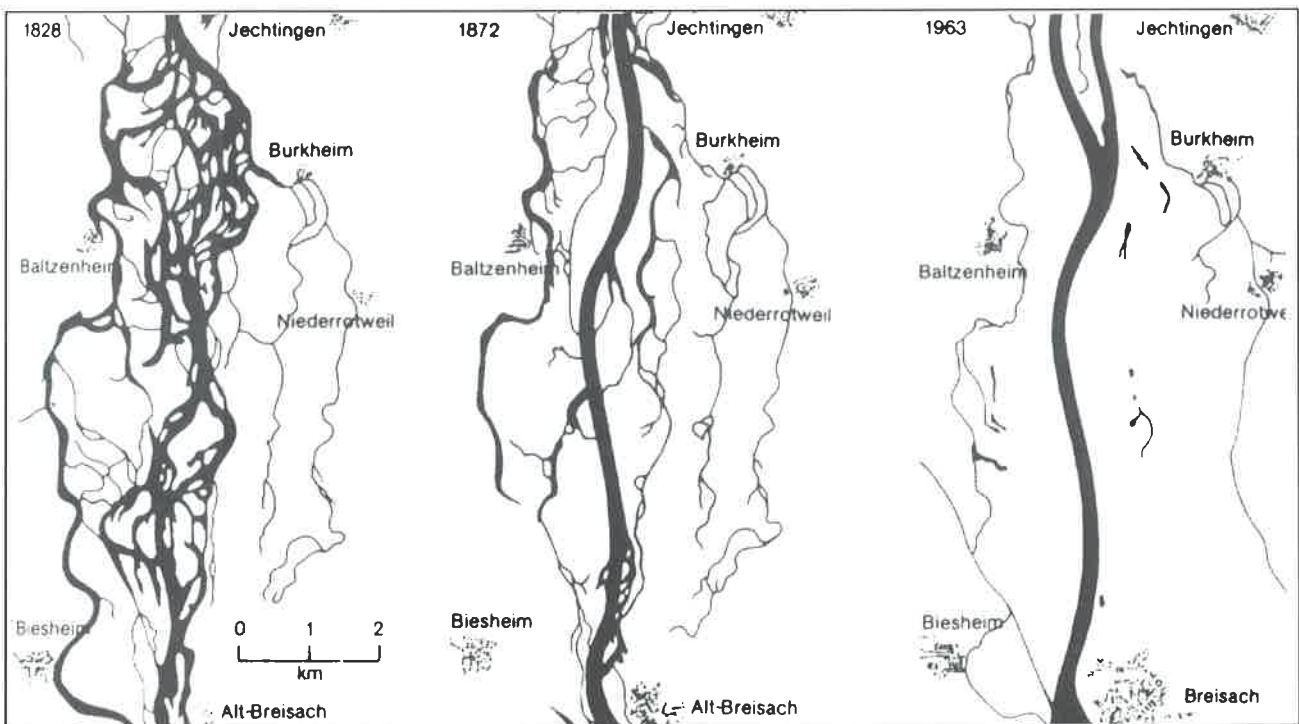


Abb. 3: Veränderung des Oberrheins bei Breisach: 1828 vor der Regulierung, 1872 nach Korrektur und 1963 nach weiterer Kanalisierung (nach Lozan & Kausch, 1996).

Hamburger Stromspaltungsgebietes, ist ähnliches beschrieben (Bonne, 1905; Volk 1910).

Alle hier beschriebenen Nutzungsformen dominierten schon im ausgehenden 19. Jahrhundert die gesamtgesellschaftliche Bedeutung der Flüsse, deren Entwicklung Bauch (1958) in einer Chronik der Entwicklung der Fischerei stellvertretend für die Elbe wiedergibt.

Gewässerbauliche Veränderungen

Zusätzlich zu den Problemen durch die steigende Gewässerbelastung wurde die zunehmende „Korrektion“ der Gewässer im Sinne des Hochwasserschutzes und der Schiffbarkeit, die sich seit dem Wiener Kongress (1815) als Selbstverpflichtung der Nationen etabliert hatte (Kausch, 1996), zu einem gravierenden Problem. Diese Maßnahmen reduzierten die biologische Selbstreinigungskraft der Flüsse stark. Zudem führten sie vielfach zur Umgestaltung des Flusses zum kanalisiertem Vorfluter. Doch schon weit vor dem Wiener Kongress waren erste weitreichende „Korrekturen“ durchgeführt worden. So wurden an der Oder seit 1748 intensive Laufverkürzungen mit Verlusten von bis zu 60% der Gewässerlänge vorgenommen. Veränderungen der Vorflut und die abschließende Trockenlegung des Oderbruchs trugen zusätzlich zu den radikalen Veränderungen der Lebensräume in und an der Oder bei. Die Gewässerunterhaltung wurde ganz in den Dienst der „Landeskultur“ gestellt (Meier, 1992). So konnte sich seinerzeit Fredericus Rex rühmen, er habe ohne einen Krieg eine ganze Provinz gewonnen - das Oderbruch.

Eine ähnliche Entwicklung vollzog sich seit 1840 auch am Oberrhein, wo im Furkationsgebiet bei Breisach eine erschreckende Bilanz des Gewässerbaus gezogen werden musste (siehe Abb. 3). Der Verlust der Lebensraumvielfalt wird selbst bei oberflächlicher Betrachtung der Wasserflächen mehr als deutlich. Frühere Nebenarme bzw. deren Überreste lassen sich oftmals auch heute noch anhand von alten Karten und bei Betrachtung der Flussgebiete aus dem Flugzeug als stumme Zeugen dieser Entwicklung wiederfinden. Die heutige Hochwasserproblematik geht vielerorts auf die mangelnde Durchdringung und Akzeptanz der komplexen Funktionen solcher Fließgewässersysteme zurück.

Vergleichbare Entwicklungen waren und sind letztlich an fast allen mitteleuropäischen Flüssen zu verzeich-

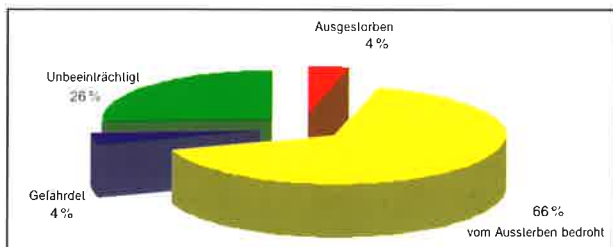


Abb. 4: Effekte der Umweltveränderungen in Fließgewässern auf die Artendiversität am Beispiel der großen Ströme (nach Lozan et al., 1996).

nen. Die Auswirkungen auf die Fischartengemeinschaft sind summarisch in Abbildung 4 wiedergegeben. Sie gleichen sich in verschiedenen Fließgewässern auffallend. Dass durch diese radikalen Maßnahmen vielen Flussfischen und insbesondere den rheophilen Arten die Lebensgrundlage genommen wurde, war volkswirtschaftlich zweitrangig (Schiemenz, 1905), und ein frühes ökologisches Bewusstsein war nur in Einzelfällen unter den Kritikern zu entdecken (Bonne, 1905).

Neben den hier dargestellten allgemeinen Nutzungsformen gab es örtlich spezifische, die aber ebenso gravierende Auswirkungen auf die Fischbestände hatten. So stellten in der Weser die Wehrbauten, neben den Abwässern der Kaligruben und dem Ausbau der Unterweser, den Hauptgrund dafür dar, dass es sehr früh zu einem weitgehenden Rückgang der Störbestände kam. In der Eider hingegen haben sich die Störe trotz des starken Fischereidrucks bis zur Abdämmung ihrer Laichgebiete durch den Bau der Schleuse und des Damms bei Nordfeld (1934-1936) noch reproduziert, als sie in anderen Flüssen schon als nicht mehr existent bezeichnet werden mussten (Spratte, 1994).

Konsequenzen dieser Entwicklungen

Die Bestände vieler Wanderfischarten, wie auch die einiger typischer Flussfischarten, gingen in relativ kurzer Zeit ihrem Untergang entgegen. Hierbei wurde ein Muster sichtbar, das Bauch (1958) als die 5 Phasen des Niedergangs der Flussfischerei beschrieb. Der Stör, als größter Fisch unserer Fließgewässer, hat aufgrund seiner besonderen Lebensraumanprüche mit der vornehmlichen Nutzung der Hauptarme der Flüsse für die Reproduktion, verbunden mit hohen Anforderungen an das Laichsubstrat, einer späten Laichzeit im Juni, der Empfindlichkeit der Eier gegen Verpilzung und Sauerstoffmangel die rückläufige Entwicklung der Bestände anderer Wanderfischarten vorweggenommen (Jatteau, 1998; Gessner, 2000). So weisen auch die Bestände von Maifisch und Schnäpel ähnliche Entwicklungen auf. Da die Gewässerverbauungen zunächst die großen Ströme und die Nebengewässer 1. und 2. Ordnung betrafen, waren die Arten, die auf diese Gewässerabschnitte angewiesen waren, zuerst betroffen. Die Vielzahl der Einflussfaktoren, die zu dem Rückgang der Störe beitrugen, sind in Abbildung 5 zusammengefasst. Aus diesem Grund ist der Stör heute auch ein Symbol für die Notwendigkeit der Renaturierung vieler Fließgewässer und der mit ihnen assoziierten Lebensräume.

Erste Schutzbemühungen

Die Bestände der Störe und auch anderer Fischarten sind nicht völlig ohne Bemühungen zu ihrer Erhaltung

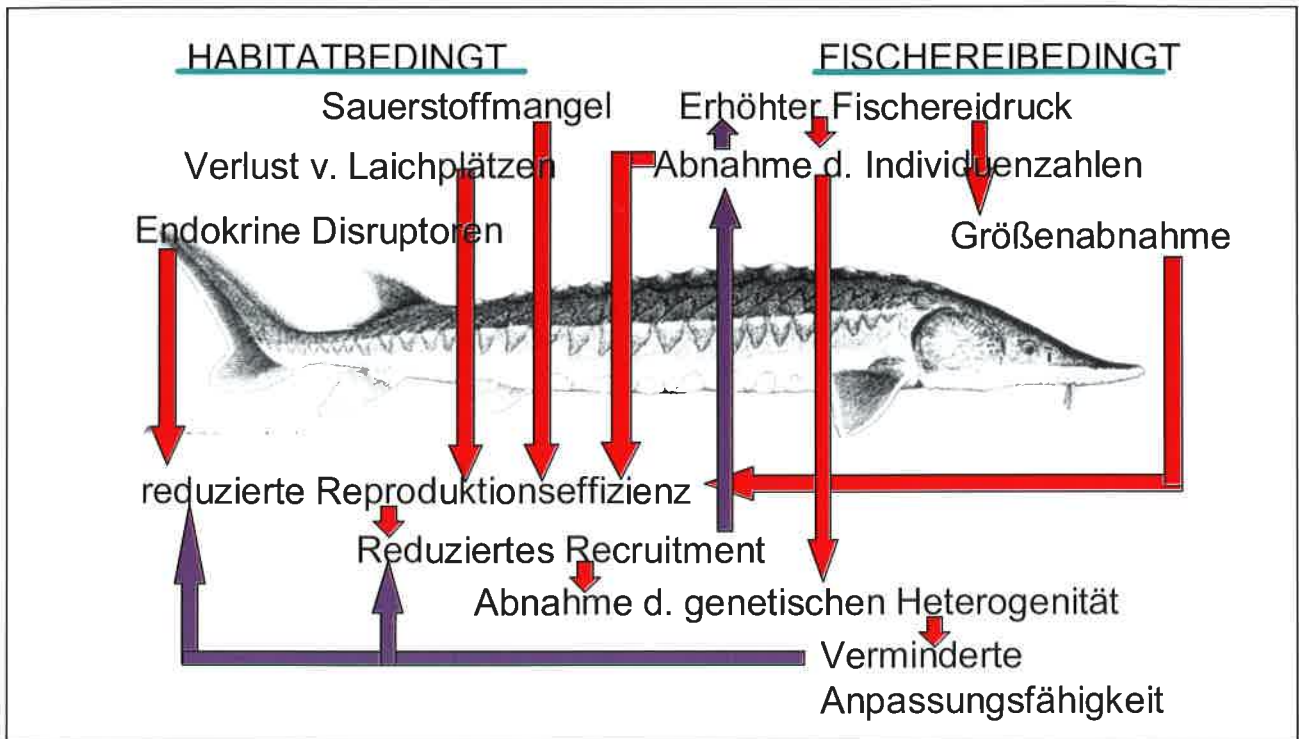


Abb. 5: Zusammenwirken verschiedener Einflussfaktoren auf den Rückgang des Störs.

zurückgegangen bzw. erloschen. Dabei wurde auf verschiedene Weise versucht, die Bestände zu stützen und zu erhalten. Neben der Vergabe von Fischereirechten zur Kontrolle der Fischerei, beschränkten sich frühe Managementmaßnahmen zunächst aber vor allem auf eine Optimierung der Ressourcennutzung im Sinne einer Ertragsmaximierung (Benecke, 1881). Management als Mittel zum Schutz von Beständen wurde erst im 19. Jahrhundert flächendeckend eingeführt. Dies war eine Reaktion auf den drastischen Rückgang der Störfänge im ausgehenden Jahrhundert, wie er für verschiedene Flüsse aus Abbildung 6 ersichtlich ist.

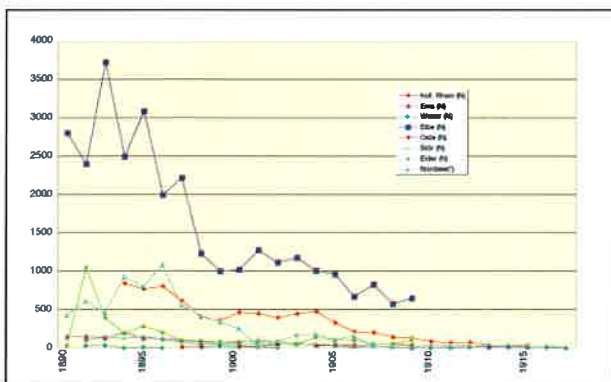


Abb. 6: Rückgang der Störfänge in den deutschen Nordseezuflüssen zwischen 1888 und 1914 (nach verschiedenen Autoren).

Die Maßnahmen zum Schutz des Störs ähnelten sich überall in seinem ehemaligen Verbreitungsgebiet. So gab es Fangbeschränkungen durch Festlegung von

Mindestgrößen oder indirekt durch Regulation der Maschenweiten und den zeitlich begrenzten Schutz der Störe durch Schonzeiten und Schutzgebietsausweisungen. Folgende Übersicht soll diese Bemühungen für das Elbegebiet illustrieren (nach Quantz, 1903; Blankenburg, 1910; Ehrenbaum, 1913, 1923, 1936).

Jahr Maßnahme

- 1886 Hebung des Mindestmaßes auf 1,5-2,0 m beantragt und abgelehnt
- 1890 Mindestmaß 1,0 m
- 1890 Fangverbot vom 26. Juli bis 26. August, in den Folgejahren wurden die Schonbezirke und die Fangverbote im Elbeeinzugsgebiet mehrfach verändert
- 1898 jährlich festgesetzte Fischereizonen in der Elbe mit dem Ziel einer Fischereibeschränkung
- 1898 Schonzeit vom 15. Juli bis 26. August
- 1898 7 km Laichschongebiet in der Oste an Fundorten befruchteter Eier
- 1904 Schonzeit vom 1. August bis Jahresende
- 1904 freiwilliges Mindestmaß 1,25 m durch Genossenschaften festgelegt
- 1914 in Oste 19 km Laichschongebiete eingerichtet
- 1915 Verbot von Legleinen zum Aalfang in der Eider
- 1918 Verbot von Legleinen zum Aalfang in der Oste
- 1923 Mindestmaß 1,5 m (nach 9 Jahre dauernder Debatte)
- 1924 Aufhebung des Mindestmaßes

Auch in anderen europäischen Ländern vollzog sich eine vergleichbare Entwicklung um den Schutz des Störes (vergl. Trouvery et al., 1984, für die Gironde). Wenn man sich die einzelnen Maßnahmen ansieht, muss man zu dem Schluss kommen, dass sie für den Schutz des Störs nicht ausreichen konnten. Insbesondere die zu geringen Mindestmaße, die zu spät im Jahr liegenden Schonzeiten, verbunden mit einer inkonsequenten Verfolgung von Zuwiderhandlungen, haben die Wirksamkeit der Regelungen stark beeinträchtigt. Diese Tatsachen waren dem kritischen Beobachter schon mit dem Zeitpunkt der Umsetzung dieser Regelungen bekannt. Insbesondere Prof. Ehrenbaum hat sich nach Kräften um einen effektiven Schutz dieser Art bemüht, wurde aber von den zuständigen Gremien immer wieder behindert (Ehrenbaum, 1916). So kam es dazu, dass ausreichende Mindestmaße, um die Tiere wirksam bis zu ihrer ersten Reproduktion zu schützen, aus politischen Gründen nirgendwo im Verbreitungsgebiet eingeführt wurden (Trouvery et al., 1984).

Die seinerzeitige Einrichtung von Schongebieten für die Reproduktion des Störs in bestimmten Abschnitten einiger Flüsse ist vor dem Hintergrund der dargestellten Entwicklungen eher kritisch zu sehen, da sie als relativ kleinräumige und isolierte Gebiete in den stark veränderten Gewässern kaum ihre gewünschte Funktion erfüllen konnten. Und so sind auch keine Erfolge derartiger Maßnahmen überliefert (Mohr, 1952). Die Schonbezirke, die z. B. in der Oste eingerichtet wurden, waren nicht mehr in der Lage, die Anzahl der Juvenilen deutlich zu erhöhen (Quantz, 1903; Koos, 1924). Hier mag die schon zu geringe Anzahl von aufsteigenden Laichfischen ein Grund für die Ineffektivität dieser Maßnahme gewesen sein. Andererseits zeigte das Beispiel des Flusses Stör, wo 1914 die letzte künstliche Vermehrung durchgeführt wurde, dass die Eier in dem von kommunalen und industriellen Abwässern hoch belasteten Flusswasser nicht überleben konnten (Spratte pers. Mitt.). Generell ist ein nachhaltiges Management solch langlebiger Bestände extrem komplex (Beamesderfer & Farr, 1996; Bruch, 1999) und sollte sich ausschließlich auf eine geregelte Fischerei von adulten Tieren beschränken, wie es Jahrhunderte lang auch an der Elbe und anderen Flüssen betrieben wurde.

Genereller Schutz des Störs in Europa

Zu einem vollständigen Schutz des Störs kam es 1932 zuerst in Polen (Witkowski, 1992). Auch in der früheren UdSSR wurde zu dieser Zeit die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen für die Tiere in der Neva gesehen (Berg, 1935), was aber nicht zur Umsetzung der Empfehlungen führte. Seit 1967 ist *A. sturio* auch im marinen Gebiet der Georgischen SSR unter Schutz gestellt (Ninua & Tsepkin, 1984). Versuche

einer künstlichen Vermehrung waren dort aufgrund der nur noch gelegentlich auftretenden Fänge seit 1970 nicht erfolgreich (Zarkua, pers. Mitt.). In Frankreich wurde *A. sturio* 1982 vollständig unter Schutz gestellt, Spanien folgte 1983.

Die deutschen Versuche zur Stützung der Bestände und zur Verbesserung der Situation in der Störfischerei begannen 1886 an der Stör. Erste Versuche der künstlichen Vermehrung und nachfolgenden Besatzes mit Dottersacklarven wurden hier durchgeführt. Nachfolgend gelang die Vermehrung nur noch in Einzelfällen (zuletzt 1914, Spratte, pers. Mitt.), da der zeitgleiche Fang von Laichfischen beiderlei Geschlechts durch die stark geschrumpften Bestände immer schwieriger wurde. Vergleichbare Versuche wurden nach 1906 auch an der Weichsel (Seligo, 1902) sowie im Eidergebiet nach 1953 (Spratte, 2001) erfolglos durchgeführt. Obwohl die verschiedenen Ursachen für den Rückgang der Störbestände immer wieder diskutiert wurden (Benecke, 1881; Seligo, 1931; Schiemenz, 1913; Volk, 1910), zog man keine praktischen Konsequenzen daraus. Somit bleibt festzuhalten, dass keine der Arterhaltungsmaßnahmen gegriffen hat und die wahren Ursachen des Rückgangs des Störs nicht beseitigt wurden.

Bedeutung des Störs als Leitart für große Fließgewässer

Störe sind, anders als z. B. der Lachs und die Meerforelle, vor allem auf die Hauptarme der Ströme als Laichhabitate angewiesen. Sie stellen als Kieslaicher hohe Ansprüche an die Gewässerstruktur. Bänke und Kolke, anstehendes Gestein, Gebiete unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeit und damit hoher Diversität sind Voraussetzungen, um ihrem Habitatbedarf gerecht zu werden. Zudem benötigen die Störe eine gute Wasserqualität, mit möglichst geringem Gehalt an biologisch und chemisch zehrenden Verbindungen, um dem Laich bei den für seine Entwicklung notwendigen hohen Wassertemperaturen die Chance zur vollständigen Entwicklung bis zum Schlupf zu geben (Jatteau, 1998; Gessner & Bartel, 2000). Für die frischgeschlüpften Dottersacklarven werden ebenfalls Kiesfelder als Verstecke bis zum Aufzehren des Dottersacks benötigt. Erst mit der Aufnahme von exogener Nahrung (Zooplankton) gehen die kleinen Störe zur pelagischen Lebensweise über, bis ihre Metamorphose abgeschlossen ist und die Tiere in die nachfolgende benthische Lebensphase eintreten. Jetzt sind vornehmlich Oligochaeten und Insektenlarven als Nahrungsbasis von Bedeutung. Schon aus der Speisekarte der frühen Lebensstadien geht hervor, wie unterschiedlich die Lebensräume beschaffen sein müssen, um den Stören eine geeignete Kinderstube zu bieten. All dies spielt sich aber nicht in kleinen Bächen, sondern vor allem in Gewässern erster und zweiter Ordnung ab, die von

den Veränderungen durch den Menschen besonders betroffen sind. Hier zeigt sich, dass der Stör eine wichtige Rolle als Indikator für die Qualität der Fließgewässerhabitate inne hat. In neueren Untersuchungen (Kynard, pers. Mitt.) wurde außerdem deutlich, dass Wanderhilfen für den Stör, aufgrund ihrer Größe und ihrer Anforderungen an die Hydraulik, auch für die Migration anderer Wanderfische gut geeignet sind. Im „Windschatten“ der Störe könnten also auch andere Arten in die Flüsse zurückkehren. Die Laichgebiete, die für den Stör geeignet sind, werden nach Untersuchungen russischer Wissenschaftler (Alyavdina, 1953; Dezhavin, 1947; Khoroshko, 1973) von vielen anderen gefährdeten Fischarten (Nase, Rapfen, Aland) genutzt, ursprünglich typische Vertreter der Fließgewässerfauna, die durch die Kanalisierung der Flüsse von Massenarten wie Plötze und Barsch verdrängt wurden (Wolter & Vilcinskas, 1998).

Im Verlauf des ersten Lebensjahres wandern die Störe in die Brackwasserregionen der Flüsse ein, wo die Futterbedingungen qualitativ und quantitativ besser sind. Mit Beginn dieser Phase kommen die jungen Störe in den Wirkungskreis der küstennahen Fischerei. Dieser Gefährdung bleiben die Störe Zeit ihres Lebens ausgesetzt, bis sich nach 10-15 Jahren ihr Lebenszyklus schließt und sie zur Vermehrung in ihre Heimatgewässer zurückkehren.

Nach den bisher zur Verfügung stehenden Daten zum Beifang an Stören in der Fischerei, die aus Markierungsexperimenten der französischen Arbeitsgruppe der CEMAGREF gewonnen wurden (Rochard et al., 1997), wie auch durch die Analyse der Fangmeldungen nichteinheimischer Störe aus niederländischen, deutschen und polnischen Küsten- und Binnengewässern (Arndt et al., 2000; 2001; Abb. 7) ist insbesondere die Stellnetzfisherei auf Bodenfische der Hauptrisikofaktor für die Störe in der Küstenfischerei. In der Hamen-, wie auch der Trawlfischerei

wurden vergleichsweise weniger Fänge registriert. Diese Ergebnisse werden auch durch Untersuchungen am nordamerikanischen Atlantischen Stör (*A. oxyrinchus*) an der Ostküste der USA bestätigt (Murawski & Pacheco, 1997). In den Flussgebieten und Ästuaren ist die Angelfischerei der entscheidende Faktor (Arndt et al., 2001; Abb. 7), wenn es um den Fang von Jungstören geht. Eine Erkenntnis, die sich mit den früheren Bemühungen Ehrenbaums (1913) deckt, die Fischerei mit beköderten Haken in der Eider zu untersagen, um die massenhaften Beifänge an juvenilen Stören zu vermeiden. Es muss also nach selektiveren Fangmethoden gesucht werden, um die Verluste an nicht vermehrungsfähigen Tieren zu minimieren.

Sowohl die Küsten- als auch die Flussfischerei sowie der Angelsport bergen nicht unerhebliche Risiken für den Erfolg von Arterhaltungsmaßnahmen, nicht nur für den Stör, in sich. Hier ist es notwendig, unter Wahrung der berechtigten Interessen aller Beteiligten, eine echte Kooperation zu etablieren. Die Basis einer solchen Zusammenarbeit bildet eine umfassende Information und Aufklärung der Betroffenen über den Sinn und die praktische Umsetzung solcher Vorhaben. Nur so kann eine echte Einbeziehung von Fischern, Anglern und Institutionen in das Vorhaben gelingen. Für den Lachs ist hierbei schon viel Überzeugungsarbeit geleistet worden (Schmidt, 1996). Aber auch für den Stör zeitigen solche Aktivitäten schon Erfolge, wenn man z. B. die Vielzahl der von Fischern und Anglern gemeldeten Fänge nichteinheimischer Störe betrachtet, die nach Aufrufen der Gesellschaft zur Rettung des Störs in Fach- und Tageszeitungen erfolgt sind. Ist das Vorhaben erst einmal bekannt und akzeptiert, ist es leichter möglich, unterstützende Maßnahmen für das Projekt, z. B. zeitlich oder lokal begrenzte Fangbeschränkungen oder modifizierte Fangmethoden auf wandernde Störe, zu etablieren. In dieser Hinsicht kann der Stör auch als Leitbild für die Entwicklung einer nachhaltigen Fischereipraxis dienen.

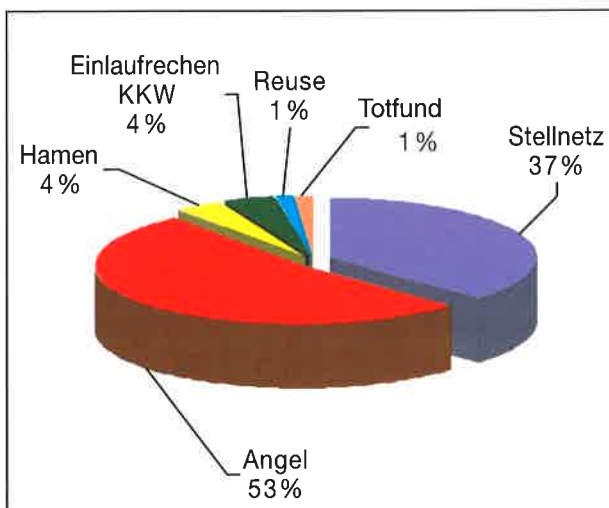


Abb. 7: Hauptfanggeräte für Störe (nichteinheimische Arten) in polnischen, deutschen und niederländischen Küstengewässern 1994-1999, n=194 (Arndt et al., 2001).

Fazit und Perspektive

Die Arterhaltung und Wiedereinbürgerung des Störs in unseren und anderen europäischen Gewässern ist nach wie vor mit einer Vielzahl von Problemen behaftet. Das Bundesamt für Naturschutz und die Gesellschaft zur Rettung des Störs arbeiten zusammen mit einer Reihe von Kooperationspartnern, allen voran mit dem IGB und der Landesforschung Mecklenburg-Vorpommern, seit vielen Jahren an dieser Thematik. Einen umfassenden Überblick über die Schwerpunkte dieses Vorhabens kann man sich bei v. Nordheim et al. (2001) verschaffen. Hier seien nur einige wichtige Fragestellungen genannt, die einer weiteren Bearbeitung bedürfen.

So gibt es nach wie vor erhebliche Kenntnislücken in der Biologie des Störs (Lepage & Rochard, 1995). Gleichzeitig besteht ein Mangel an verfügbaren Informationen zur Habitatnutzung des Störs in den verschiedenen Lebensphasen und zu Effekten der Populationsdichte auf sein Verhalten in der natürlichen Umwelt. Selbst grundlegende Zusammenhänge zwischen Wassertemperatur, Abflussregime und Laichzeit sind zu wenig bekannt, da die Literaturdaten aus der Zeit, als es noch Störe in Größenordnungen gab, zu lückenhaft sind. Diese Kenntnislücken, die sich zum Teil nur unzureichend in Laborexperimenten schließen lassen, beeinträchtigen die Qualität von Voraussagen für die Besatzstrategie und das nachfolgende Bestandsmanagement. Aus diesem Grund sind noch erhebliche Anstrengungen nötig, um über eine die zukünftigen Besatzmaßnahmen begleitende Freilandforschung (z. B. Untersuchung der Habitatwahl der verschiedenen Lebensstadien, des Wachstums und des Wanderverhaltens der Störe), aber auch über vielfältige Laborexperimente mehr Kenntnisse über den Stör und seine Ansprüche an seine Lebensräume zu erhalten. Des Weiteren ergibt sich aus den nach heutigem Wissenstand abschätzbaren Gefahren für seine Wiedereinbürgerung die Notwendigkeit einer Vielzahl flussgebietsspezifischer und fischereilicher Lösungsansätze, um die Bemühungen auf eine sichere Grundlage zu stellen.

Sicher ist, dass es ohne erhebliche Anstrengungen und praktikable Kompromisse zwischen den verschiedenen Interessensgruppen nicht zu nachhaltigen Erfolgen in dem Bestreben, den Stör und andere Wanderfischarten wieder anzusiedeln bzw. zu erhalten, kommen wird. Dies ist umso wichtiger, als es bei den genannten Maßnahmen nicht nur um die isolierte Erhaltung einzelner Arten geht, sondern darum, Lebensräume wieder herzustellen, die der Mensch im Laufe der Entwicklung der letzten ein- bis zweihundert Jahre stark verändert oder sogar vernichtet hat. Dies wird auch mit nicht unerheblichen Renaturierungskosten verbunden sein. Aber erst wenn sich selbstreproduzierende Bestände etablieren, kann man vom wirklichen Erfolg einer solchen Wiedereinbürgerungsmaßnahme sprechen.

Aufgrund unserer bisherigen Erfahrungen und Erfolge und vor dem Hintergrund der guten und effektiven Zusammenarbeit in- und ausländischer Forschungseinrichtungen und Institutionen sind wir aber zuversichtlich, dass es uns Schritt für Schritt gelingen wird, den Stör in einigen Flüssen seiner ehemaligen Verbreitung und den angrenzenden Küstengewässern wieder anzusiedeln. Das vom Bundesamt für Naturschutz seit 1996 geförderte Projekt zur exemplarischen Wiedereinbürgerung des Störs in Deutschland ist dabei ein vielversprechender Anfang.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesamt für Naturschutz für die fachliche und finanzielle Unterstützung der Arbeiten zur Arterhaltung und Wiedereinbürgerung des Störs in Deutschland (Az: Z1.3-892 11-7/99), ohne das dieses Vorhaben nicht zu realisieren wäre.

Literatur

- Alyavdina, L. A. (1953): Conditions for the reproduction of the sturgeon in the Volga. Tr. Saratovsk. otd. Kaspiysk. fil. Vses. n.-i. in-ta morsk. Rybn. ka.-va. i Okeanogr. 2.
- Arndt, G. - M., J. Gessner, E. Anders, S. Spratte, J. Filipiak, L. Debus & K. Skora (2000): Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981-1999. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16 (1-4): 29-36.
- Arndt, G. - M., J. Gessner & S. Spratte (2001): Doch noch Störe in Deutschland? Fänge von einheimischen und nichteinheimischen Stören in mitteleuropäischen Küstengewässern. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.) Der Stör *Acipenser sturio* L. Fisch des Jahres 2001. Offenbach: 50-62.
- Bauch, G. (1958): Untersuchung über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. Z. Fisch. N.F. 7: 161-437.
- Beamersderfer, R. C. P. & R. A. Farr (1997): Alternatives for the protection and restoration of sturgeons and their habitat. Env. Biol. Fish. 48(1-4): 407-417.
- Benecke, B. (1881): Fische, Fischerei und Fischzucht in Ost- und Westpreußen. Hartungsche Verlagsdruckerei, Königsberg: 331 S.
- Berg, L. S. (1935): On the necessity to save sturgeon in the Neva River Basin. Za Rybnuyu Industriyu Severa: 30-31. (in russisch)
- Blankenburg, A. (1910): Von der Störfischerei in der Elbe. Der Fischerbote 11(1): 7-11.
- Bless, R., A. Lelek & A. Waterstraat (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: E. Nowak, J. Blab. & R. Bless (Hrsg.). Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Schriftenreihe z. Landespflege u. Naturschutz 42: 137-156.
- Bonne, G. (1905): Die Vernichtung der deutschen Flussfischerei durch die Verunreinigung unserer Gewässer mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse auf der Unterelbe. Z. Fisch., Berlin 12: 1-28.
- Bruch, R. (1999): Management of Lake sturgeon on the Winnebago System - long term impacts of harvest and regulation on population structure. J. Appl. Ichthyol. 19: 142-152.
- Debus, L. (1996): The decline of the European sturgeon *Acipenser sturio* in the Baltic and North Sea: Kirchhofer, A. & D. Hefti (Hrsg.) Advances in Life Sciences: Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhaeuser Verlag, Basel, Switzerland; New York, USA: 147-156.
- Derzhavin, A. N. (1947): Vozproizvodstvo zapasov osetrovyykh ryb. Izd. Akad. Nauk. Azerbaidzhankoi SSR, Baku.
- Ehrenbaum, E. (1913): Über den Stör. Fischerbote 5: 142-149.
- Ehrenbaum, E. (1916): Zum Antrage auf Erhöhung des gesetzlichen Maßes für den Stör. Fischerbote 8: 31-32.
- Ehrenbaum, E. (1923): Die Eider als Störfluß und die Schonung des Störs. Fischerbote norddeutscher Fischer 5: 77-83.
- Ehrenbaum, E. (1936): Naturgeschichte und wissenschaftliche Bedeutung der Seefische Nordeuropas. E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Erwin Naegele), Stuttgart.
- Gessner, J. (2000): Reasons for the decline of *Acipenser sturio* L., 1758 in central Europe, and attempts at its restoration. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16 (1-4): 117-126.
- Gessner, J. & R. Bartel (2000): Sturgeon spawning grounds in the

- Odra River tributaries: A first assessment. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16 (1-4): 127-137.
- Gessner, J. & L. Debus (2001): Der Stör – Historische Bedeutung und Ursachen für den Niedergang der Art. In: *Verband Deutscher Sportfischer e. V. (Hrsg.): Der Stör *Acipenser sturio* L., Fisch des Jahres 2001: 17-29.*
- Hoffmann, R. C. (1996): Economic Development and Aquatic Ecosystems in Medieval Europe. *Am. Hist. Rev.* 101: 631-669.
- Holčík, J., R. Kinzelbach, L. I. Sokolov & V. P. Vasil'ev (1989): *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758. S. 367-394. In: Holčík, J. (Hrsg.) *The freshwater fishes of Europe, Pt. 2 Acipenseriformes.* AULA Verlag, Wiesbaden: 469 S.
- Jatteau, P. (1998): Étude bibliographique des principales caractéristiques de l'écologie des larves d'Acipenserides. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*: 445-464.
- Kausch, H. (1996): Fahrwasservertiefungen ohne Grenzen? In: Lozan, J. L. & H. Kausch (Hrsg.) *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren.* Verl. Paul Parey, Berlin: 162-176.
- Khoroshko, P.N. & A. D. Vlasenko (1970). Artificial spawning grounds of sturgeon. *J. Ichthyol.* 10 (2): 286-292.
- Kisker, H. (1926): Die Fischerei in der mittleren Elbe. *Z. Fisch.* 24: 9-17.
- Koos, H. (1924): Die Elbstörfischerei. *Fisch. Ztg. Neudamm:* 563-565.
- Lepage, M. & E. Rochard (1995). Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (Acipenseridae). *Environmental Biology of Fishes:* 43 (1): 28.
- Lozan, J. L., C. Köhler, H.-J. Scheffel & H. Stein (1996): Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. In: J. L. Lozan & H. Kausch (Hrsg.) *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren.* Verl. Paul Parey, Berlin: 217-226.
- Mamkarz, A. (2000): Decline of the Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Poland: An outline of problems and prospects. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16 (1-4): 191-202.
- Meier, R. (1992): Informationsveranstaltung beim WSA Eberswalde, 20.2.1992.
- Minns, C. K., J. R. M. Kelso & R. G. Randall (1996): Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems. *Can. J. Aquat. Sci.* 53 (Suppl. 1): 403-414.
- Mohr, E. (1952): *Der Stör.* Die neue Brehm Bücherei, Leipzig: 86 S.
- Murawski, S. A. & A. L. Pacheco (1977): Biological and fisheries data on the Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* (Mitchill). Sandy Hook Lab., National Marine Fisheries Service, Technical Ser. Report 10: 69 S.
- Ninua, N. S. & E. A. Tsepkin (1984): Atlanticheskij osetr. In: Borodin A. M. (Hrsg.) *Krasnaya kniga SSSR. Lesnaya promyshlennost'*, Moskva. 1: 204.
- Nordheim, H. von, J. Gessner, F. Kirschbaum, E. Anders & G.-M. Arndt (2001): Das Wiesereinbürgerungsprogramm für *A. sturio* – Hintergründe und Konzeption. In: *Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.) Der Stör *Acipenser sturio* – Fisch des Jahres 2001.* Verlag M. Faste: 30-49.
- Quantz, H. (1903): Störfischerei und Störzucht im Gebiet der deutschen Nordseeküste. *Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins,* 19 (6): 176-204.
- Rochard, E., M. Lepage, & L. Meauzé (1997): Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquat. Living Resour.* 10 (2): 101-109.
- Schiemenz, P. (1905): Weitere fischereiliche Studien über organische Abwässer. *Z. f. Fischerei Bd.* 13: 49-81.
- Schiemenz, P. (1913): Über den Rückgang der Fischerei in den Flüssen und Strömen. *D. Fisch. Ztg. Stettin:* 3-15.
- Schiemenz, P. (1921): Die Fischerei in unseren Strömen einst und jetzt. *D. Fisch. Ztg.* 44: 276 ff.
- Schmidt, G. W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein - Westfalen. *LÖBF-Schriftenreihe* 11: 194 S.
- Schröder, T. & R. Czerny (1930): Die Untersuchung der ober-schlesischen Oder am 2. und 3. Oktober 1928. *Z. Fisch.* 28: 191-220.
- Seligo, A. (1931): Die Seefischerei von Danzig. *Handbuch der Seefischerei Nordeuropas VIII (7):* 25-28.
- Seligo, A. (1902): Die Fischgewässer der Provinz Westpreussen. Danzig: 193 S.
- Spratte, S. (1994): Ursachen für das Aussterben des Störs, (*Acipenser sturio* L.) in Schleswig-Holstein und Gedanken zur Wiedereinbürgerung. *Das Fischerblatt* 42 (12): 349-356.
- Spratte, S. (2001): Aussterben des Störes (*Acipenser sturio* L.) in der Eider. In: *Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.): Der Stör *Acipenser sturio* L., Fisch des Jahres 2001: 66-86.*
- Trouvery, M., P. Williot & G. Castelnaud (1984): Biologie et ecologie d'*Acipenser sturio*. *Etude de la pecherie:* 79 S.
- Volk, R. (1910): Die Bedeutung der Sielabwässer von Hamburg Altona für die Ernährung der Elbfische. *Der Fischerbote* 2 (3): 57 ff.
- Witkowski, A. (1992): Threats and protection of freshwater fishes in Poland. *Neth. J. Zool.* 42: 243-259.
- Wolter, C. & A. Vilcinkas (1998): Fish community structure in lowland waterways: fundamental and applied aspects. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 45 (2): 137-149.

Entwicklung bestandsschonender, umweltverträglicher und energiesparender Fangtechniken für die Seefischerei

Erdmann Dahm und Otto Gabriel †

Einführung

Seefischerei muß heute mehr denn je verantwortungsbewußt und nachhaltig durchgeführt werden, wenn sie überleben will. Das bedeutet auch, Rücksicht zu nehmen auf den Fischnachwuchs, unerwünschte Beifänge zu minimieren, umweltverträglich zu fischen und optimal den erforderlichen Brennstoff einzusetzen. Wesentlich werden diese Faktoren von den verwendeten Fangtechniken und Fanggeräten beeinflusst. Hauptziel der fischereilichen Administration muss es sein, Rahmenbedingungen zu schaffen, die diese Form der Bestandsbewirtschaftung fördern. In Deutschland unterstützt das Institut für Fischereitechnik und Fischqualität (IFF) das zuständige Ministerium für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Ernährung bei der Realisierung der genannten Ziele. Die im folgenden dargestellten Projekte mit den Schwerpunkten Sandgarnelenfischerei in der Nordsee und Dorschfischerei in der Ostsee sollen deutlich machen, welche Lösungsansätze im Rahmen nationaler und internationaler Zusammenarbeit für bestimmte aktuelle fischereitechnische Fragestellungen der deutschen Seefischerei bis heute erarbeitet und in die Praxis umgesetzt wurden und wo erkennbarer zukünftiger Forschungsbedarf besteht.

Nordseefischerei

Die Nordsee als flaches Randmeer mit hohem Nährstoffeintrag begünstigt eine ertragreiche und vielfältige Fischerei (1 Million t 1910, 3,5 Millionen t um 1970). Trotz Diversifizierung in den Fischereien und Fanggeräten (s. a. z.B. Schleppnetzfisherei in der Nordsee) aufgrund der vorhandenen biologischen Vielfalt gelingt es nicht, artenreine Fänge der jeweiligen Zielfischart zu erzielen. Beifänge unerwünschter Arten sind daher das zentrale Problem aller Nordseefischereien. Mit geringer Steertmaschenöffnung wie bei der Garnelen- und Industriefischerei verschärft sich dieses noch.

Weniger lokalspezifisch für die Nordsee ist die Problematik, daß derzeit die Effizienz selbst kleiner Fischereifahrzeuge laufend in erheblichem Maße wächst. Das Fischereimanagement hat es schwer, dem durch geeignete Steuerungsmaßnahmen entgegenzuwirken. Der Effizienzzuwachs ergibt sich aus vielen Quellen (exaktere Navigations- und Fischeortungsgeräte, zunehmende Mechanisierung an Deck, leistungsfähiger Schiffsantrieb, Verwendung von High-Tech-Material für die Fanggeräte). Durch zuneh-

menden Einsatz von Doppel- oder Tripelnetzen vervielfacht sich die abgefischte Fläche.

Die Fischereipraxis steht zudem allen effizienzvermindernden, administrativen Maßnahmen zur Selektionsverbesserung und Beifangreduktion nicht gerade positiv gegenüber.

Sandgarnelenfischerei

Die Sandgarnelen- oder Krabbenfischerei ist derzeit noch eine der lukrativsten deutschen und europäischen Fischereien. Sie bietet besonders kleinen Fischereibetrieben ein wirtschaftliches Auskommen. Europaweit steigt der Gesamtertrag. Bislang konnte eine Überfischung der Bestände nicht festgestellt werden.



Abb. 1: Krabbenkutter mit aussetzbereitem Geschirr.

Typische Fangfahrzeuge für diese Fischerei sind die Baumkurrenkutter, 12 bis 20 m lange Schiffe (Abb. 1). An Auslegerbäumen schleppen sie je zwei durch „Bäume“ offengehaltene Netze, denen die Kurrenkuren den erforderlichen Abstand zum Meeresboden verschaffen. Das unten an der Kufe befestigte Grundtau mit Gummirollen scheucht die Krabben ins Netz.

Wegen der Größe der Krabben (max. 90 mm Länge) sind heute nur 20 mm Mindestmaschenöffnung im Fangsack vorgeschrieben. Die Fischerei, durchgeführt in den Prielen und Senken des Wattenmeeres oder in den Mündungen der großen Flüsse, berührt Kinderstuben und Aufwuchsgebiete für eine Reihe von Fischarten. Unverwertbare Beifänge an Fischen und Wirbellosen von leicht 50% bis 80% des Gesamt-

fangs sind die Regel. Speisekrabben über 50 mm Körperlänge müssen nach dem Fang von untermaßigen Krabben und diesem Beifang getrennt werden. Untersuchungen zur Überlebenswahrscheinlichkeit der Beifänge nach Fang und Sortierprozess zeigen durchweg eine Schädigung solcher Beifänge. Am ehesten ertragen die Krabben selbst offensichtlich diese raue Behandlung mit nur rund zehn Prozent Verlusten. Bei Rundfischen ist aber nahezu ein Totalverlust zu verzeichnen. Über die Überlebensrate von Plattfischen streiten sich die Experten, ihre Einschätzungen schwanken zwischen 15% und 70%. Die Überlebensrate hängt von einer Reihe von Faktoren wie Fischart, Schleppzeit, Fangmenge im Netz, Wassertemperatur und Dauer des Verarbeitungsprozesses an Bord ab. Ferner ist Wegfraß durch Vögel oder Robben, wenn die Fische nach dem Rückwurf noch einige Zeit benommen an der Wasseroberfläche treiben, zu berücksichtigen. Fischereibiologen haben sich mit der Auswirkung dieser Verluste auf die Fischbestände beschäftigt. Vom reinen Bestandsmanagement her gesehen wurde diese Frage für die meisten Arten verneint. Sie unterliegen in den ersten Lebensjahren ohnehin einer hohen natürlichen Sterblichkeit. Das zusätzliche Risiko durch die Krabbenfischerei fällt dabei nicht ins Gewicht. Nach Meinung von Experten würde sich bei vollständigem Verbot der Krabbenfischerei nichts an den heutigen Verhältnissen ändern. Bei der Scholle überdecken sich Aufwuchsgebiet und Krabbenfanggebiet aber so stark, daß bis über 40% eines Schollenjahrgangs die Netze der Krabbenfischer passieren müssen. Es sei denn, es wird durch besondere Einrichtungen in den Netzen

dafür gesorgt, daß die Schollen gar nicht erst in den Steert gelangen.

Schwerpunktaufgabe des IFF ist seit geraumer Zeit die Untersuchung der Wirkung von beifangreduzierenden Einrichtungen für die Krabbenfischerei und ihre Weiterentwicklung. Zwei Wege werden derzeit dabei gegangen. Historisch älter ist ein sogenanntes **Sieb- oder Trichternetz** (Abb. 2) als Einrichtung zur Beifangreduktion. Das ist ein kegelförmiger Einsatz für das Baumkurrennetz aus großmaschigem Netz-tuch mit erheblich stärkerem Zuschnitt als das Netz selbst. Im Vornetz ist es rundherum im Netzquerschnitt angenäht, während sein hinteres Ende ebenfalls rundherum an einer Auslassöffnung angenäht ist, meist in der Netzunterseite. Alle ins Netz gelangten Fische und Krebse werden je nach Größe entweder durch die großen Maschen des Siebnetzes gedrückt, oder verlassen dieses wieder durch das Auslaßloch in der Unterseite. Trichternetze, erfunden in Frankreich, wurden über Holland auch in die deutsche Fischerei eingeführt. Wegen ihrer erkennbaren Vorzüge bei Quallen- und Schwimmkrabbenbeifängen fanden sie rasche Verbreitung und waren gesetzlich bis 1992 im ersten und vierten Quartal zwingend für die deutsche Krabbenfischerei vorgeschrieben. Sie sind seitdem auf freiwilliger Basis im Gebrauch. Über systematische Untersuchungen zu ihrer Wirkung während der Einführungsphase ist nichts bekannt. Ein nationales Forschungsprogramm des IFF prüfte daher zunächst den Einfluss der Maschengröße des Siebnetzes auf Beifangverminderung und Verluste an marktfähigen Garnelen. Gleichzeitig beteiligte es sich mit dem Ziel einer Bestandsaufnahme der europäi-

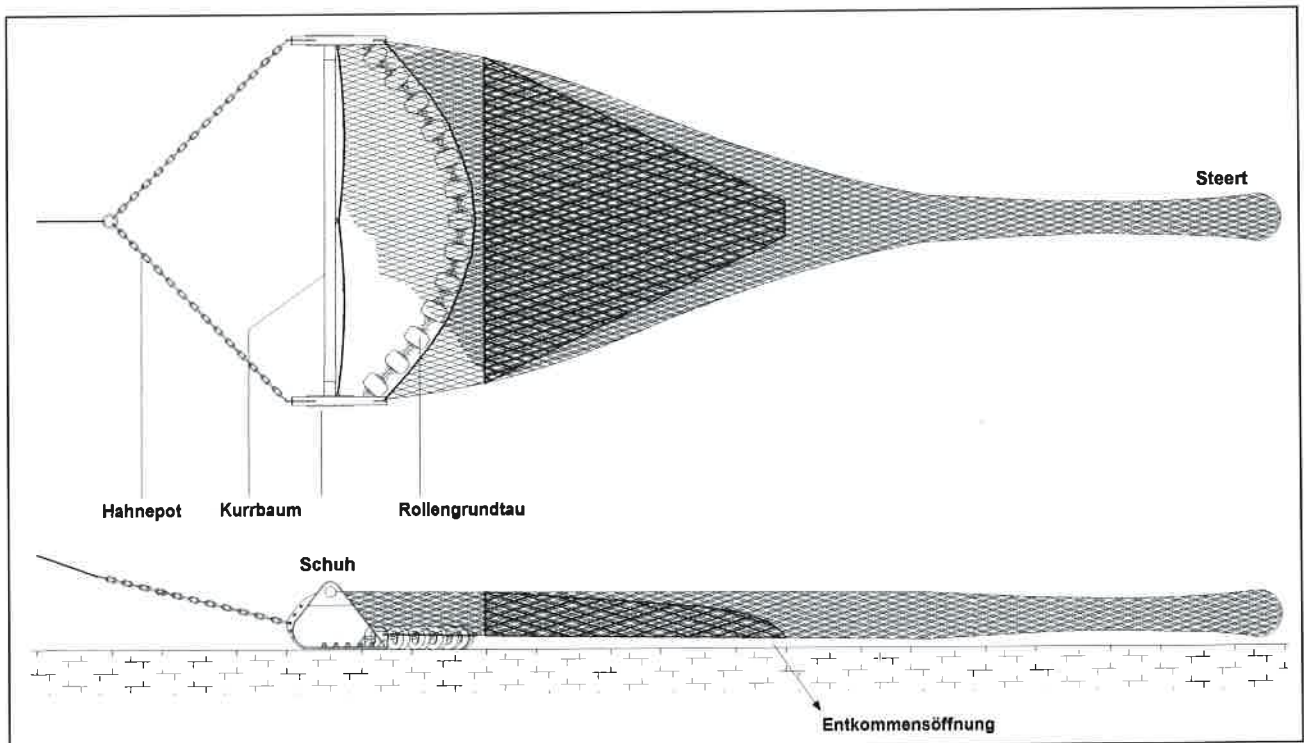


Abb. 2: Schema eines Trichternetzes (Siebnetzes).

schen Garnelenflotte und einer Abschätzung der durch den Beifang verursachten wirtschaftlichen Effekte an den von der EU finanzierten Forschungsprogrammen RESCUE und ECODISC. Aus dem fischereitechnischen Teil des Projekts RESCUE ergab sich die Existenz einer willkürlichen Vielfalt von Zuschnitten und Maschenöffnungen von Trichternetzen allein schon in Deutschland. Hier bestand also erheblicher Untersuchungsbedarf.

Ferner wurden sogenannte **Sortiergitter** (Abb. 3) untersucht. Sie haben sich zum Beispiel in der norwegischen Fischerei beim Fang von Tiefseegarnelen bewährt. Es handelt sich meist um Strukturen aus Stahl, bestehend aus einem elliptischen oder rechteckigen Rahmen und parallel zueinander eingebauten Stangen. In einem bestimmten Winkel angestellt, sperren sie den Netzquerschnitt. Ins Netz gelangte Objekte passieren entweder das Gitter oder werden zu einer Auslaßöffnung in der Netzober- oder Netzunterseite geleitet. Die Effizienz der Sortiergitter wird über den Abstand der Gitterstäbe bestimmt. In der Garnelenfischerei bestand sowohl Untersuchungsbedarf zur optimalen Weite als auch zur praktischen Handhabung und Dauerfestigkeit solcher Gitter.

Bei beiden Varianten wurden zunächst über eine Reihe von Jahren orientierende Versuche zur Ermittlung der optimalen Maschenöffnung/Stababstandsweite durchgeführt, übrigens nicht nur in Deutschland, sondern auch in Großbritannien und Belgien. Solche Fangauswertungen sind extrem personalaufwendig, wenn alle vorhandenen Arten erfasst werden sollen.

Die Erfahrung zeigt, dass die vollständige Aufarbeitung der Fangproben eines Tages fünf bis sechs Wochen für einen Assistenten erfordern kann. An eine Aufarbeitung der Fänge während der kommerziellen Fischerei ist wegen der kurzen Fangzeiten nicht zu denken. Es bleibt daher kein anderer Weg, als eine strategisch aufgebaute Unterprobenentnahme einzurichten, einschließlich einer genauen Registrierung der Gewichte der gesiebten Fanganteile, die durch die maschinelle Sortierung an Bord anfallen.

Durch technischen Fortschritt wurde inzwischen die Rationalisierung einiger mit der Auswertung verbundener Tätigkeiten möglich. Seit Mitte der 90er Jahre werden im IFF Fischlängen durchgängig mit elektronischen Meßbrettern gemessen. Übertragungsfehler sind damit weitgehend ausgeschlossen und der zeitnahe Zugriff auf die Daten mit Statistikprogrammen ist möglich. Für die Messung der Krabben wurde in Zusammenarbeit mit dem mathematischen Institut der Universität Duisburg ein videogestütztes Bildverarbeitungsverfahren entwickelt. Es gestattet, 70–100 Krabbenlängen auf einmal zu messen und die Messergebnisse elektronisch zu speichern (Wienbeck & Breitenstein, 2000).

So gerüstet konnte sich das IFF von 1999 bis 2001 an dem von der EU finanzierten internationalen Programm DISCRAN zur Untersuchung der Wirkung beifangreduzierender Einrichtungen beteiligen.

Das inzwischen abgeschlossene Projekt hat gezeigt, dass sich mit einem 70 mm Trichternetz die Fisch-

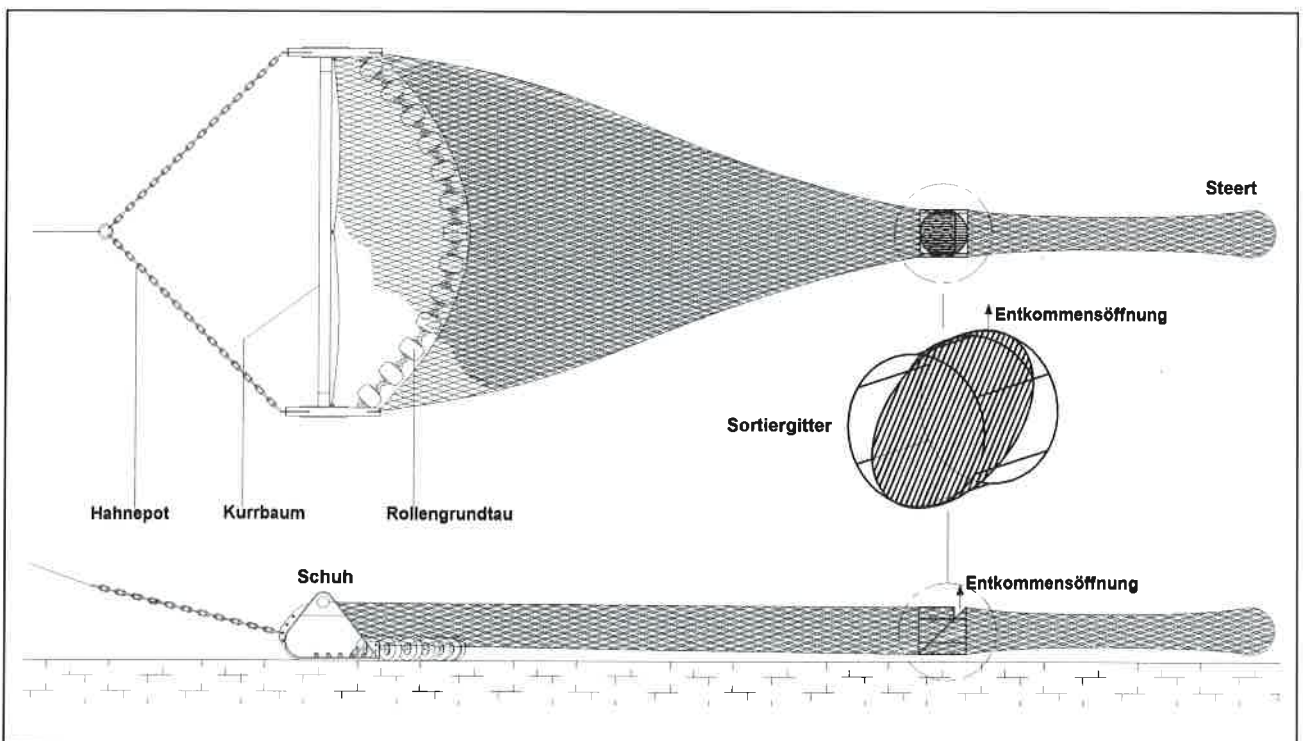


Abb. 3: Schema eines Sortiergitters mit zylindrischem Schutzkorb.

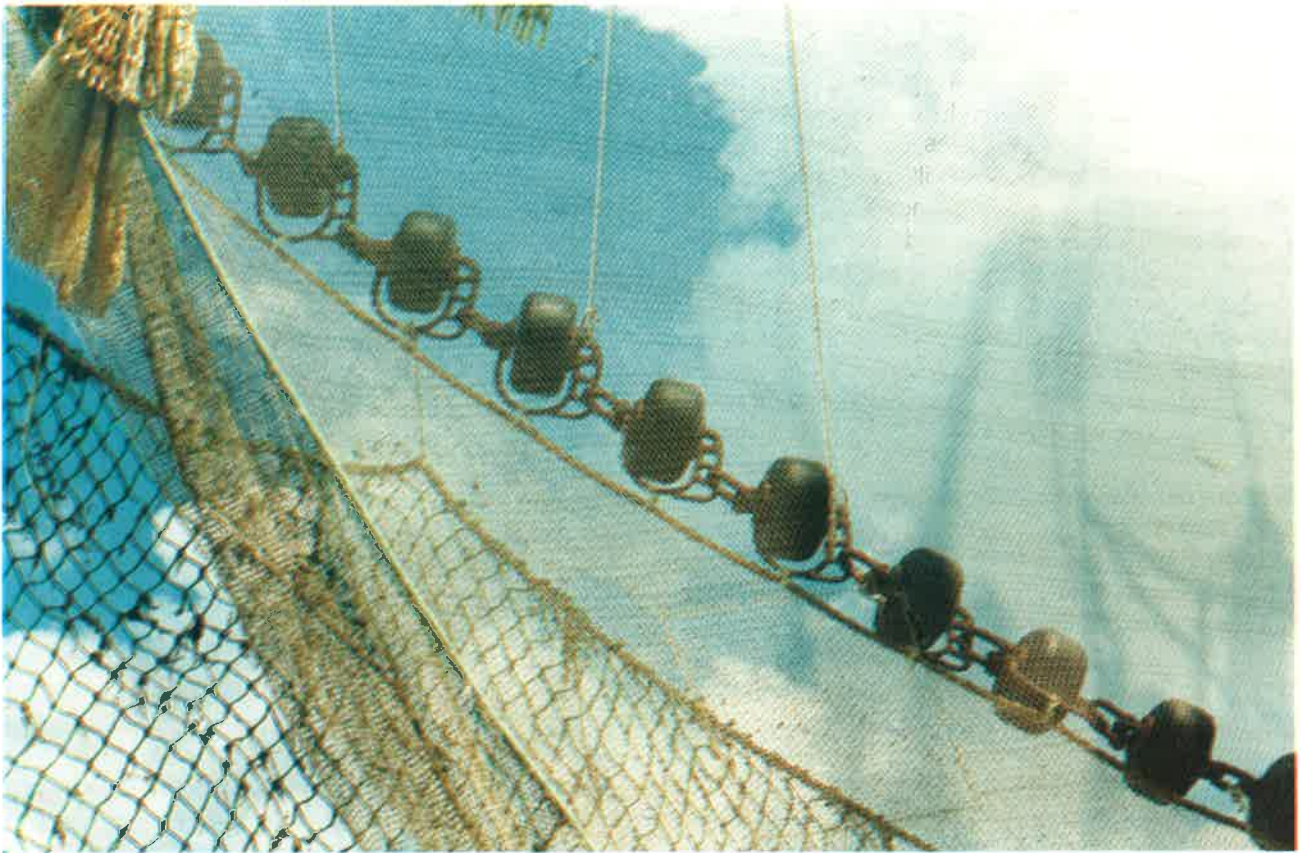


Abb.4: Achsversetzte Rollenkonstruktion, bei der auch die Flügelrollen in Schlepprichtung ausgerichtet sind.

beifänge unter bestimmten jahreszeitlichen Bedingungen, möglicherweise auch durch die Änderung der Beifanglängenverteilung beeinflusst, auf deutlich unter 50% (Gewicht) absenken lassen. Untermaßige Garnelen können durch den Einsatz dieses Trichternetzes ebenfalls beträchtlich (um ca. 30%) verringert werden. Dieser Erfolg ist jedoch mit durchschnittlichen Verlusten an Speisegarnelen von ca. 20% verbunden.

Ein Sortiergitter mit 25 mm Stababstand ist in etwa als gleichwertig zu einem 70 mm Trichternetz anzusehen. Insgesamt ist sowohl beim Trichternetz wie auch beim Sortiergitter eine erhebliche Längenabhängigkeit der Effektivität festzustellen und mit ihnen noch nicht das Problem des massenhaften Mitfangs jugendlicher Plattfische zu bestimmten Jahreszeiten lösbar. Es besteht daher weiterer Untersuchungsbedarf.

Obgleich die Handhabung der Gitter nach Anlaufschwierigkeiten inzwischen unproblematisch ist, zeigt die Praxis derzeit noch wenig Neigung zur Verwendung von Gittern. Bemängelt werden Beschaffungskosten und ein mögliches Gefährdungspotential für die Besatzung während ihres Einsatzes.

Seit 1998 ist in der zentralen Vorschrift der EU über technische Maßnahmen in der Fischerei die Forderung zu finden, Trichternetze oder Sortiergitter in Krabbenbaumkurren zu verwenden. Die einzelnen

Nationen sollen technische Ausführungsbestimmungen (Maschenöffnung und Konstruktion der Siebnetze, Konstruktion und Stababstand der Sortiergitter bzw. Ausnahmeregelungen) bis zum 30. Juni 2002 erarbeiten und einführen. Mit Abschluß der gegenwärtig darüber laufenden Verhandlungen, an denen in Deutschland das IFF maßgeblich mitwirkt, wird sich hoffentlich die Beifangsituation in der Krabbenfischerei in nächster Zeit deutlich verbessern.

Traditionell werden, wie oben erwähnt, zum Aufscheuchen der Garnelen vom Meeresgrund Rollengeschirre, früher aus Holz, heute aus zylindrischen Gummirollen bestehend, verwandt. Diese sind unter dem parabelförmigen Netzmaul in Achsmitteln miteinander verbunden und unter dem Gummitau befestigt (s.a. Abb. 2 und 3) und haben ständigen Bodenkontakt. Nur die im mittleren Bereich angeordneten Rollen können jedoch auch tatsächlich um die Gummizylinderachse rollen, während infolge einer Schrägstellung zur Schlepprichtung die des Flügelbereiches lediglich schürfen, ohne eine Rollbewegung auszuführen. Dadurch kann die oberste Meeresbodenschicht mit Flora und Fauna beschädigt werden. Trotz fehlender quantitativer Untersuchungsergebnisse werden die Rollengeschirre daher vom Umweltschutz immer wieder als Belastung der maritimen Umwelt angemahnt. Auch der Fischerei selbst entsteht durch diese kratzenden und schürfenden Rollen Schaden. Der je

nach Fangplatz erhebliche Anteil an Sediment und Muschelschill im Netz kann in dem engmaschigen Garnelensteert nur schwer ausgefiltert werden. Netzschäden bis zum Abriss und aufwendigere Sortierung an Deck können die Folge sein. Das IFF hat mit der Entwicklung und dem Test verbesserter achsversetzter Rollen (s. Abb. 4) einen Weg gewiesen, auch im Flügelbereich ein ungestörtes Rollen zu ermöglichen. Die praxisgerechte Weiterentwicklung (Nachweis der Dauerfestigkeit) dieser Funktionsmuster, nun vor allem Aufgabe der Fischerei bzw. eines interessierten Herstellers, kann vom IFF mit den vorliegenden Erfahrungen und Techniken wie UW-Fernsehen hilfreich unterstützt werden.

Weitere anstehende einschlägige Probleme aus der Nordseefischerei

Mit Fahrzeugen wie auf Abbildung 1 kann auch eine **Baumkurrenfischerei auf Plattfisch**, insbesondere auf Scholle und Seezunge, durchgeführt werden. Die Netze haben dann allerdings andere Maschenweiten und schwerere, aus Ketten bestehende Grundgeschirre. Vor allem aber sind es die größeren speziellen Beamtrawler für den Plattfischfang, die mit ihren tonnenschweren Geschirren Auswirkungen auf Fisch und Benthos hinterlassen und deshalb in die Kritik von Wissenschaft und Umweltschutz geraten sind. Sie verfügen über Maschinen mit Antriebsleistungen von mehreren Tausend PS und können mit Geschwindigkeiten bis 7 kn große Areale abfischen, aber auch beeinträchtigen. Zum Beispiel belegen Untersuchungen aus dem EU-Projekt IMPACT, daß auf 1 kg verwertbaren Fisch in dieser Fischerei 5-6 kg beschädigte Fische und Bodentiere kommen (Lindeboom & de Groot, 1998). Im Rahmen des EU-Projekts REDUCE wurden deshalb zwischen 1998 und 2000 mehrere mögliche Alternativen zu dieser keinesfalls nachhaltigen Fischerei untersucht. Das IFF war daran mit einer speziellen Kurre beteiligt, die anstelle der Kettengeschirre Wasserstrahlen zum Aufscheuchen der meist etwas eingegrabenen Plattfische nutzt (sogenannte Jet-Kurre). Es konnten zwar weniger Benthoschäden damit nachgewiesen werden, aber Minderfänge bei Seezunge und hoher technischer Aufwand ließen diesen Weg vorerst nicht hoffnungsvoll erscheinen. Die derzeit wahrscheinlichste und auch praktisch realisierbare Alternativvariante könnte eine elektrifizierte, sehr selektiv fischende Kurre sein, zumal sich damit im Versuchsstadium schon vor über 20 Jahren gute Resultate nachweisen ließen. In Holland verfolgt derzeit eine kommerzielle Firma diesen Weg weiter, wobei sie auch auf die vorhandenen Projektergebnisse zurückgreifen kann.

Die größte praktische Bedeutung in der Nordsee kommt jedoch nicht der Baumkurrenfischerei, sondern zusammen mit Ringwadenfischerei der **Schleppnetzfisherei** zu (Weber et al., 1990). Durch stetig vermehrten Einsatz der mit immer mehr Effizi-

enz fangenden Schleppnetze sind heute sowohl bodenlebende Fische wie auch pelagische Schwarmfische mit ihren Beständen gefährdet. Die Vielfalt der Nordseefischereien hat eine ganze Anzahl speziell angepasster Schleppnetztypen entstehen lassen. Trotz einer weitgehenden Netzspezialisierung ist in der Nordseeschleppnetzfisherei jedoch nahezu kein artenreiner Fang möglich. Für eine nachhaltige Fischerei in der Nordsee reicht es daher nicht, nur den fischereilichen Aufwand und die Fanggröße der Zielfische zu begrenzen, wie es derzeit in der Ostseefischerei der Fall ist.

Seit langem werden in der Nordsee bestimmte Schleppnetzkonstruktionen, besonders ihr hinterer Teil, der Steert, auf die Fähigkeit untersucht, unerwünschte Jungstadien bestimmter Fischarten (Gadiden und Plattfische) entkommen zu lassen.

Seit etwa 1985, unter dem Eindruck stetig abnehmender Fischbestände, kann von einer Intensivierung entsprechender Untersuchungen zur **Größenselektion** gesprochen werden, an denen auch das IFF beteiligt war. Im Vordergrund stand dabei die Abhängigkeit der Netzselektion von konstruktionsbedingten (Garnmaterial, Maschenform, Steertlänge und -umfang, Vorhandensein einer Laschverstärkung) und externen Faktoren (Fangmethodik, Fangmenge, Seegang). Daraus resultierte eine völlig revidierte Untersuchungsmethodik. Die Auswertverfahren wurden ebenso im Laufe der 90er Jahre komplettiert und mathematisch objektiviert (Wileman et al., 1996). Aus entsprechenden Untersuchungen wuchs auch die Kenntnis über die positive Wirkung anderer Maschenformen als der traditionellen Rautenmaschen. Quadratmaschen weisen während des Schleppens ständig die maximal mögliche Maschenöffnung auf. Durch Einsatz solcher Maschen im Steert können wesentlich mehr Jungfische entkommen, und die Wirkung kann schärfer auf bestimmte Längensklassen konzentriert werden (Robertson & Stewart, 1988).

Die positive Wirkung von Quadratmaschen ist allerdings auf Rundfische mit etwa kreisförmigem Körperquerschnitt beschränkt. Fische mit anderer Körperform wie Plattfische, besonders kräftige Fische oder besonders hochrückige Fische werden nicht besser selektiert. Als weiteres wichtiges Ergebnis wurde eine starke Abhängigkeit des Selektionserfolgs vom Gesamtfang und der Jahreszeit festgestellt. Auch die Holtechnologie der Fischereifahrzeuge hat einen nicht zu unterschätzenden Einfluss. Solche Befunde haben die Ermittlung einer mittleren Selektionsrate für ein Fanggerät, die dann als Basis für administrative Regelungen dienen soll, nicht einfacher gemacht.

Bis Mitte der 90er Jahre wurde vom Fischereimanagement der Befischungsdruck auf bestimmte

Fischlängenklassen in der Nordsee einzig über die Größe der Maschen im Steert reguliert. Heute wird aufgrund der obengenannten Untersuchungen das Regelwerk mehr und mehr ergänzt durch Vorschriften über Steertumfang, Garnstärke oder zusätzliche Einrichtungen, wie Quadratmaschenentkommensfenster, welche die Auslesekraft des Netzes verbessern.

Der innovative Schub, den in der Schleppnetzfisherei in der Nordsee die Größenselektion im letzten Jahrzehnt erfahren hat, fehlt bisher weitgehend auf dem schwierigen Gebiet der **Artenselektion**. Bei annähernd gleichgroßen Fangobjekten wie Hering und Stöcker, Kabeljau, Schellfisch und Wittling, Scholle, Flunder und Kliesche gibt es bisher entweder keine Lösungen oder keine solchen, die von der Praxis akzeptiert würden. Dabei sind durch die Wissenschaft Unterschiede im Verhalten der genannten Arten durch Unterwasseraufnahmen dokumentiert und durch sogenannte Nebennetzuntersuchungen quantifiziert worden, die sich durchaus für eine Arten-trennung nutzen ließen. Bestimmte Fischarten und -größen versuchen nämlich, dem Schleppnetz durch Flucht zwischen den Elementen des Grundgeschirrs zu entkommen. Ihr Anteil am Gesamtfang ließ sich mit Nebennetzen, kleinen unter das eigentliche Netz gebundenen Netzsäcken, ermitteln. Es hat sich im Zuge dieser Beobachtungen und Untersuchungen (Dahm & Wienbeck, 1996) immer wieder gezeigt, dass bestimmte Arten ein artspezifisches Fluchtverhalten aufweisen. So weicht Schellfisch einem ankommenden Netz in der Regel nach oben aus. Kabeljau dagegen versucht so dicht wie möglich am Boden zu bleiben, während Wittling eine Zwischenstellung zwischen beiden Arten einnimmt. Es wurden bereits Schleppnetze konstruiert, die diese Verhaltensunterschiede ausnutzen und durch ein horizontales Zwischenblatt und zwei übereinanderliegende Steerte eine weitgehende Artentrennung erreicht haben (Valdemarsen et al., 1985).

Da maßige Fische anderer Species als der Zielfischart in der Regel auch zu verkaufen sind, kann eine Artentrennung allerdings auch Einkommensverluste bedeuten, wenn einer der abgetrennten Arten das Entkommen gestattet werden muss. Entsprechend gering ist deshalb bislang die Neigung der Praxis, sich auf solche artenselektive, teureren Netzkonstruktionen mit höherer Komplexität einzulassen. Damit liegen so bisher keine über einen längeren Zeitraum und im praktischen Einsatz gefestigten Nachweise für die Wirksamkeit solcher neuen Konstruktionen vor. Nichtsdestoweniger sind sie bereits Bestandteil laufender Regelungsvorhaben der unter Handlungs-zwang stehenden Europäischen Kommission.

Während die Artentrennung für bodenlebende Fische also durchaus eine gewisse Aussicht auf Erfolg haben kann, scheint die Trennung pelagischer Arten

(Hering, Stöcker, Makrele) als Ergebnis des über mehrere Jahre unter IFF-Beteiligung durchgeführten EU-Forschungsprogramms SELMITRA bisher nicht möglich.

Bis in höchste politische Kreise ist inzwischen die Diskussion über **Schweinswalbeifänge in Kabeljau-stellnetzen** gelangt. Obwohl das in der Nordsee wegen des fehlenden Einsatzes höherwandiger Stellnetze durch die deutsche Fischerei mehr ein dänisches Problem ist, so verlangt doch die prinzipielle Möglichkeit eine Wiederbelebung dieser Fischerei und der gelegentliche Beifang in Dorschstellnetzen in der Ostsee eine Beschäftigung mit dieser Frage. Die vom IFF in diesem Zusammenhang in der Vergangenheit untersuchten optischen Scheuchleinen sind nicht praktikabel, weil sie mit wirtschaftlich nicht tragbaren Verlusten bei der Zielart Kabeljau/Dorsch verbunden sind. Die anderenorts favorisierten akustischen Scheuchsignale haben bisher auch zu keiner überzeugenden Lösung geführt, weil Wale offenbar zu einem Lernprozeß fähig sind. Die neueste technische Idee kommt aus den USA und scheint einigen Erfolg auf diesem Gebiet zu versprechen. Dabei werden die Stellnetze mit einem Kontrastmittel beschichtet (z.B. Bariumsulfat), das von Schweinswalen, nicht aber von den zu fangenden Fischen wahrgenommen wird. Dieser Idee geht das IFF gemeinsam mit holländischen Kollegen derzeit nach und hat vor, eigene Experimente dazu durchzuführen.

Ostseefischerei

Im Unterschied zur Nordsee gibt es in dem Binnenmeer Ostsee weniger wirtschaftlich bedeutende Fischarten, und nur vier davon werden von der Internationalen Kommission für die Ostseefischerei (IBFSC) durch ein Quotenregime gemanagt: Dorsch, Hering, Sprott und Lachs.

Neben der bedeutenden Schleppnetzfisherei sind eine Reihe von sogenannten passiven Fanggeräten wie Reusen, Stellnetze und Angeln im Einsatz. Diese sind zwar in der Bewirtschaftung arbeitsaufwendiger, haben aber deutliche Vorteile in Bezug auf Selektivität, Fischqualität und Brennstoffverbrauch gegenüber der Schleppnetzfisherei aufzuweisen. Letzterer Aspekt ist aufgrund steigender Brennstoffpreise ein in seiner Bedeutung zunehmender Kostenfaktor. Beifangprobleme gibt es vor allem in der Schleppnetzfisherei mit geringen Maschenweiten (s. Beispiele Aal und Hering) sowie saisonweise durch den Mitfang von Tauchenten in Stellnetzen. In der Dorsch- und Plattfischfisherei mit Schleppnetzen ist der Mitfang Untermaßiger ein dringend zu lösendes Problem.

Schleppnetzfisherei auf Ostseedorsch

Trotz Beschränkung der Fischereitätigkeit durch das oben genannte Quotenregime war nicht zu verhinder-

dern, daß die Fänge des Ostseedorsches international seit etwa 1984 einen stetigen Abwärtstrend zeigen. Hauptursache dafür ist sicherlich die sich seit Jahren verschlechternde hydrografische Situation in der Ostsee, in der der lebensspendende Zustrom sauerstoffreichen Salzwassers aus der Nordsee immer seltener geworden ist. Wie Ernst & Müller (1999) aufzeigten, hat dies zu einem dramatischen Rückgang der Fänge vor allem im mittleren und östlichen Teil der Ostsee geführt. Als Folge davon nimmt der Fischereidruck auch auf den Bestand der westlichen Ostsee erheblich zu. 50% bis 70% der Fänge in diesem Teil der Ostsee sind, wie ein kürzlich beendetes, von der EU gefördertes Forschungsprogramm herausfand, im ersten Halbjahr 2-jährige Dorsche. Im zweiten Halbjahr können darüber hinaus bereits die nur 1-jährigen 35% bis 50% Fanganteil erreichen. Verbunden mit dieser auf die jüngsten Jahrgänge konzentrierten Fischerei ist, dass erhebliche Fanganteile wegen Untermäßigkeit und damit fehlender Vermarktungsmöglichkeit zurückgeworfen werden. Ihre Überlebenschancen nach erfolgter Anbordnahme sind äußerst gering. Die genannten Autoren schätzen, dass im Jahresmittel 13% des Fanges dem Meer unnötigerweise entnommen wurden. In Stückzahlen ausgedrückt sind dies im Jahr 6,8 Millionen Jungdorsche, denen die Möglichkeit verwehrt wurde, ins fortpflanzungsreife Alter von 2 bis 3 Jahren abzuwachsen.

Wie bereits erwähnt, ist für Managemententscheidungen auf dem Gebiet der Ostseefischerei die IBSFC verantwortlich. Ihre Beschlüsse werden formal für das Gebiet der EU durch die EU-Kommission in geltendes Recht umgesetzt. Als Hilfe für die anstehenden Entscheidungen ist in Deutschland die Bundesforschungsanstalt für Fischerei mit ihren Instituten für Fischereitechnik und Fischqualität sowie dem Institut für Ostseefischerei mit eigenen Untersuchungsprogrammen aktiv. Als erste Alarmzeichen der negativen Bestandsentwicklung der Ostseedorsche sichtbar wurden, hatte die IBSFC 1994, der bis dahin gültigen

Meinung in solchen Situationen folgend, neben der Einrichtung eines sechswöchigen Sommerfangverbots für Dorsch die Erhöhung der Mindestmaschenöffnung im Steert von 105 auf 120 mm beschlossen. Sie entschloss sich zudem kurzfristig, zwei weitere Modifikationen als Alternativen zu einer Erhöhung der Maschenöffnung in das Regelwerk aufzunehmen. Dabei handelte es sich zum einen um eine in Schweden entwickelte Netzkonstruktion mit seitlichen Entkommensfenstern aus künstlich versteiftem Rautenmaschenmaterial. Zum anderen wurde eine in Dänemark entwickelte Konstruktion akzeptiert, die ebenfalls auf beiden Steertseiten Entkommensfenster hatte, aber im Unterschied zur schwedischen Konstruktion aus Quadratmaschen bestand. Die Untersuchung beider Varianten durch ein Expertengremium des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) im Zeitraum 1995-1996 (Ferro et al., 1996) ergab die Voreiligkeit dieses Beschlusses. Es wurde nachgewiesen, daß Steerte nach dänischem Muster zum damaligen Zeitpunkt in der in den Regeln festgelegten Form unwirksam sind. Weitere Entwicklungsarbeiten an diesem Modell führten jedoch danach zu einer Effizienzverbesserung, die sich in einer 1998 erfolgten Regeländerung niederschlug. Schwedische Untersuchungen wiesen zudem darauf hin, daß auch bei der schwedischen Variante die gewünschten Eigenschaften nicht über längere Zeit einzuhalten waren. Nach dem Auswaschen der Imprägnierung ging die Ausleseeseigenschaft dieser Steerte deutlich zurück.

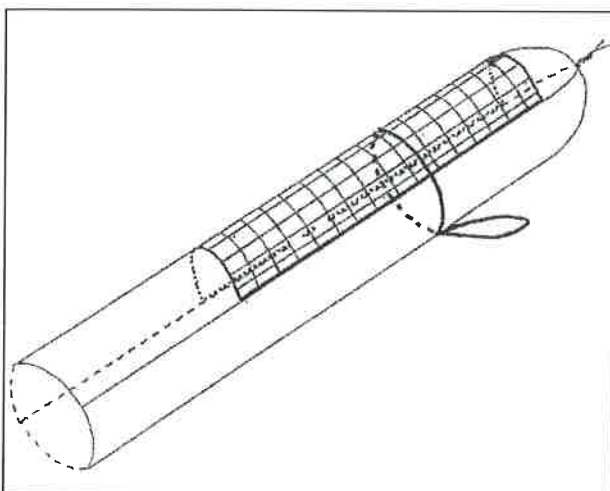


Abb. 5: Schema des „BACOMA“-Steerts.

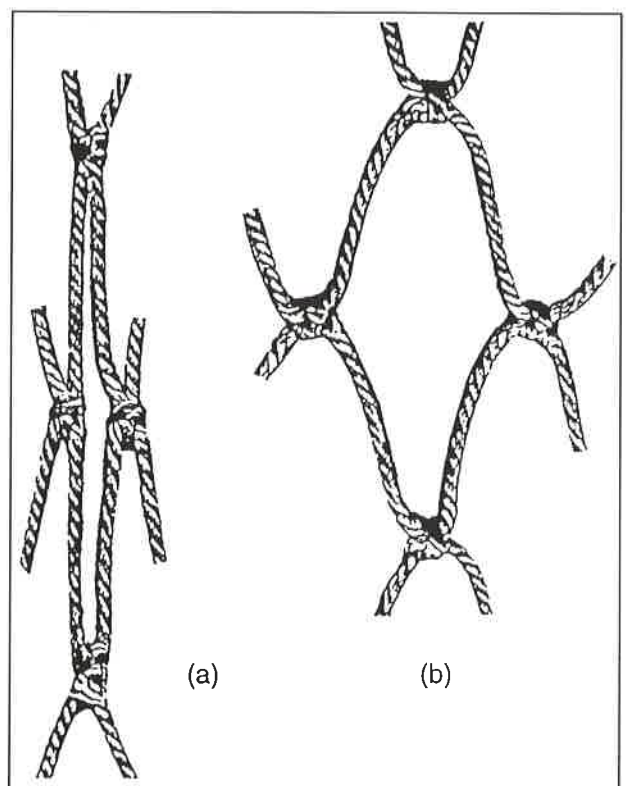


Abb. 6: Form einer rhombischen Masche a) bei Belastung in Fertigungsrichtung, b) bei Belastung quer dazu.

Im Lichte der oben benannten Schwierigkeiten ist von 1997-2000 ein größeres Forschungsprogramm zur Ostseedorschselektion durchgeführt worden, das zu einem erheblichen Teil von der EU-Kommission gefördert wurde. Beteiligt waren ausschließlich skandinavische Institute. Das Projekt BACOMA hatte als zentrale Aufgaben die Untersuchung der Variabilität der Steertselektion in der Ostseedorschkonfischelei, die Klärung der Frage, welche Steertmodifikationen und Einsatzverfahren in der Lage sind, die Ausleseeeigenschaft im Vergleich zu herkömmlichen Methoden zu verbessern und die Untersuchung, welche Steertvariante die geringsten negativen Auswirkungen auf das Überleben der aus dem Steert entkommenen Fische hat. Außerdem sollte ein numerisches Modell entwickelt werden, das die kurz- und langfristigen Folgen einer Selektionsverbesserung durch geeignete Maßnahmen auf Biologie und Sozioökonomie abzuschätzen erlaubt.

Der abschließende Bericht wurde 2001 vorgelegt und ist in den aktuellen Entscheidungen von IBSFC und EU von zentraler Bedeutung gewesen, obschon er in seinen Ergebnissen nicht auf uneingeschränkte Zustimmung traf. Die Kritik richtet sich vor allem dagegen, dass nur eine bestimmte Netzkonstruktion, der sogenannte BACOMA-Steert (s. Abb. 5) mit einem von Lasche zu Lasche reichenden Oberblatt aus knotenlosem geflochtenem Quadratmaschenmaterial, ausführlich untersucht wurde. Mögliche Probleme bei dieser Konstruktion, wie z.B. Einfluss des Materials, Verschärfung eines Beifangproblems mit Plattfischen in der südlichen Ostsee und unzureichende Berücksichtigung kleiner Schleppnetze, blieben ungelöst.

Ungeachtet dieser Kritik hat sich die IBSFC ab 1. Januar 2002 zur Einführung des BACOMA-Steerts mit 120 mm im Quadratmaschenteil sowie von zwei Alternativen (herkömmliche Rautenmaschensteerte mit 125 mm bzw. 130 mm Maschenöffnung, je nach Einsatzgebiet) entschlossen. Aus nicht nachvollziehbaren Gründen blieben bei diesen Entscheidungen vorliegende Untersuchungsergebnisse aus deutsch-polnischer Forschungstätigkeit zu möglichen alternativen Steertkonstruktionen mit nachgewiesenen guten Selektionseigenschaften völlig unberücksichtigt. Zum einen handelt es sich um einen sogenannten Multipanel-Steert, der im Rahmen des BACOMA-Projektes entwickelt, aber dann nicht weiter untersucht wurde. Dieser ist im Prinzip aus sechs gleichgroßen Netzblättern zusammengelascht, wovon drei abwechselnd aus herkömmlichem Rautenmaschentuch und drei aus Quadratmaschentuch bestehen. Eine zweite interessante Alternative wurde von polnischen Wissenschaftlern gefunden (Moderhak, 1997). Sie fußt auf der Beobachtung, daß die Maschen in einem Netztuch unter Belastung eine ganz unterschiedliche Form annehmen, je nachdem ob sie in Fertigungsrichtung oder quer dazu beansprucht werden (s. Abb. 6).

Steerte aus um 90° aus der Normalrichtung verdrehtem Netztuch zeigen im Einsatz über die gesamte Steertlänge weit offenere Maschen als ein herkömmlicher Steert. Bei diesem sind die Maschen mit der größten Öffnung nur in einem schmalen Ring direkt vor dem angesammelten Fang zu finden.

Beide oben genannte Ansätze wurden bei den als Ergänzung zum BACOMA-Projekt konzipierten deutsch-polnischen Untersuchungen als Basis zur Entwicklung eines Steerts angesehen, der seine positiven Eigenschaften über einen längeren Zeitraum und unter unterschiedlichen Fangbedingungen bewahrt. Insbesondere besticht der Steert aus um 90° gedrehtem Netztuch durch seine einfache Konstruktion. Bemerkenswert ist auch die Tatsache, dass alles, was bisher getan wurde, um die selektiven Eigenschaften eines Steerts gewollt zu verschlechtern (Materialwahl, Versteifung des Netzgarns, Verdopplung der Netzgarne), bei dieser Steertform wirkungslos bleibt oder sogar die Selektionseigenschaften noch verbessert.

Trotz dieser Ergebnisse hält die EU an ihrer im März 2001 getroffenen Entscheidung fest. Eine mögliche Revision ist erst 2004 vorgesehen. Keine guten Aussichten für einen Wiederaufbau des Ostseedorschbestandes!

Weitere in der Ostseefischerei anstehende Probleme

Eng mit der Dorschkonfischelei verknüpft ist der **Plattfischfang mit Schleppnetzen**. Plattfische (meist Flundern) fallen als Beifang in der Dorschkonfischelei an oder sind Zielobjekt einer speziell darauf ausgerichteten Grundsleppnetzkonfischelei, in der u.a. auch Dorsch mitgefangen wird. In beiden Fällen sind in der westlichen Ostsee die für den Dorschfang von der IBSFC vorgeschriebenen Steerte zu verwenden. Dass dann bei vorgeschriebenen Quadratmaschenfenstern für den Dorschfang (Rundfische) Plattfische nicht gleichermaßen gut selektiert werden, wurde schon bei den Ausführungen zur Nordseeschleppnetzkonfischelei erwähnt. Die Folge davon sind hohe Wegwerfraten (Discards) an aussortierten untermaßigen Plattfischen. Deren Überlebensfähigkeit in der sommerlichen Weidekonfischelei ist aufgrund versandeter Kiemen und Schleppzeiten von 5-7 Stunden sowie der hohen Druckbelastung während des Hievvorgangs minimal. Die zu dieser Problematik durchgeführten mehrjährigen Untersuchungen des IFF in Kooperation mit nationalen Partnern führten eindeutig zu der Aussage, dass für einen gezielten selektiven Plattfischfang andere Steertkonstruktionen zu fordern sind als für den Dorschfang (Gabriel et al., 2002). In der Fischereipraxis und in der Administration wird nun die Entscheidung reifen müssen, ob zunächst national und unabhängig von IBSFC-Beschlüssen für die eigenen Fanggründe solche speziellen Regelungen getroffen werden sollten. Andernfalls kann bei einer weiteren

absehbaren Intensivierung der Plattfischfischerei aufgrund abnehmbarer Dorschfangmöglichkeiten eine Gefährdung des ohnehin kleinen Bestandes nicht ausgeschlossen werden.

Die Extremform einer unselektiven Fischerei bildet die **Aalfischerei mit kleinmaschigen Grundsleppnetzen**, denn auf die Zielart entfallen im Mittel nur 4% und bis über 90% werden als unerwünschter Beifang verworfen. Obwohl diese Fischerei regional und zeitlich begrenzt ist, sind dringend Alternativen für einen gezielten Aalfang auf Kuttern gefragt, wenn er auf diesen aus wirtschaftlichen Gründen erforderlich ist. Das IFF hat in den Jahren 1996-1998 mit Sortiergittern, einer speziellen Form von Langleinenangelfischerei und einer Kombination von Plattfischfischerei mit Schleppnetzen sowie dem Setzen von passiven Geräten (Aalkorbketten oder andere Kleinreusen) Untersuchungen durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß Sortiergitter auch Aal entweichen lassen und die von Kleinfischern erfolgreich betriebene Langleinenfischerei mit Angelhaken nicht auf Kutter übertragbar sind. Lediglich der kombinierten Fischerei kann eine gewisse Chance eingeräumt werden. Interessant bleiben in diesem Zusammenhang die Versuche mit Aalfallen nach holländischem Muster (s. Abb. 7), weil diese Fischerei nach dem Langleinenprinzip mechanisierbar und deshalb bestens für Kutter geeignet ist. Da nicht ausreichend Stint als Köder zur Verfügung steht, liegt hier ein Ansatzpunkt, geruchsintensivere Ersatzköder mit vergleichbar attraktiven Geruchseigenschaften zu entwickeln. Bis dahin sollte aus aktueller Sicht gerade auch wegen des häufig mitgefangenen maßigen und



Abb. 7: Aalfallen nach holländischem Muster, die beködert nach dem Langleinenprinzip etwa alle 40m auf der Hauptleine angeclippt und mit dieser auf dem Meeresboden abgelagert werden.

untermaßigen Dorsches während der Sommermonate in der Aalfischerei mit kleinmaschigen Grundsleppnetzen oder Einlagen in anderen Grundsleppnetzen diese Fischerei verboten werden.

Die deutsche **Heringsfischerei** in der Ostsee hat sich wegen Preisverfalls seit Beginn der 90er Jahre stark rückläufig entwickelt und sichert derzeit mit 10.000–12.000 t jährlich nur noch etwa 20% der damaligen Fänge. Mit dem im Bau befindlichen Fischwerk in Mukran auf Rügen sollen im ersten Betriebsjahr Kapazitäten für 30.000 t Hering zur Weiterverarbeitung zur Verfügung stehen, und es soll wieder Märkte für Ostseehering geben. Wichtig ist nun, daß die erforderlichen Fangsteigerungen vor allem mit passiven Fangmethoden (Reusen, Stellnetze) abgedeckt werden können, die von Haus aus selektiver und auch viel energiesparender als die Schleppnetzfisherei sind. Da in den Blütejahren der Heringsfischerei vor 1990 mit Heringsgrundsleppnetzen mehr Dorsche (ein Großteil davon untermaßig) gefangen wurden als mit Dorschleppnetzen, könnte sonst leicht erneut eine Discardproblematik heraufbeschworen werden. Das gilt vor allem für die unmittelbar an die 3 sm angrenzenden Fanggebiete. Auch wenn die konzipierten neuen Schleppnetze als pelagische deklariert sind, ist leicht einzusehen, dass bei mittleren Wassertiefen von 20 m dies keine eigentliche pelagische Fischerei sein kann. Vielmehr ist es technisch möglich, im Kuttergespann solche Netze einzusetzen, deren Öffnungshöhe vom Grund bis zur Oberfläche reicht und alle dort befindlichen Fische erfaßt. Die Chancen, dem Problem mit Sortiereinrichtungen im Netz zu begegnen, sind bei Massenfängen als sehr begrenzt einzuschätzen. Deshalb muss der 3 sm-Bereich den Ankerreusen am Außenstrand, den Stellnetzen und zukünftig eventuell auch wieder den Waden vorbehalten bleiben. Mit Waden (auch Zugnetze genannt) wurden noch in den 20er Jahren des vorigen Jahrhunderts bedeutende Anlandungen erzielt. Das neue Wadenprojekt wurde im IFF ausgearbeitet und soll im Frühjahr 2002 erstmals praktisch erprobt werden. Es ist so konzipiert, daß im sensiblen Bereich des Greifswalder Boddens oder anderer Heringskonzentrationsgebiete keine negativen Benthosbeeinträchtigungen zu befürchten sind. Dafür sind die Zugnetze als pelagische ausgelegt, das heißt, sie haben konstruktionsbedingt einen gewissen Bodenabstand und reichen bis zur Wasseroberfläche. Bei der Reusen- und Stellnetzfisherei sind vor allem Mechanisierungsmittel für Entnahme und Transport zu nutzen, um einen entsprechenden Effektivitäts- und Anlandeschub abzusichern.

Als letztes Osteefischereiproblem seien hier die **Tauchentenbeifänge in Dorschstellnetzen** während der Wintermonate in einigen Gebieten der schleswig-holsteinischen und mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste angesprochen. Dieser Konfliktstoff zwi-

schen Fischerei und Tierschutz bedurfte dringend einer objektiveren Diskussion, zu der die Untersuchungen des IFF, insbesondere zwischen 1996 und 1998 beitragen konnten. Folgende Ergebnisse und Aussagen können aus diesen Untersuchungen hierzu angeführt werden.

Weitere Veränderungen der Netzkonstruktionsparameter Maschenweite, Netzhöhe, Netzeinstellung und Netzfarbe führen zu keiner nachweisbaren Verbesserung des unerwünschten Entenbeifangs gegenüber den durch die Praxis bereits optimierten Konstruktionen. Auffällige Scheuch- oder Randleinen können zwar den Entenbeifang vermindern, reduzieren aber auch den Dorschfang so drastisch, daß er nicht mehr wirtschaftlich durchführbar ist. Bezüglich des zahlenmäßigen Entenbeifangs für die kommerziell genutzten Netze ergaben sich mit weniger als 1 Ente pro t Fisch selbst in den Gebieten um Fehmarn mit besonders hohem Entenaufkommen und bezogen auf die Gesamtfänge deutlich geringere Werte als die von Tierschützern immer wieder aus früheren Hochrechnungen aufgeführten Zahlen. Dabei muß zusätzlich bemerkt werden, dass zeitweilige Konzentrationsgebiete von der kommerziellen Fischerei wegen des hohen zusätzlichen Arbeitsaufwandes und der möglichen Netzschäden ohnehin gemieden werden.

Aus den Untersuchungen zum Einfluss der Dämmerungsphasen auf den Entenbeifang wurde deutlich, daß die praktische Nutzung solcher Phasen auf physische Grenzen bei den Fischern stößt. Die Nutzung nur einer Dämmerungsphase hat erhebliche Fangeinbußen zur Folge und lässt hinsichtlich des Entenbeifangs keine signifikanten Veränderungen erkennen. Entgegen ursprünglichen Vermutungen fällt ein dichter Muschelbewuchs nicht zwingend mit hohem Entenbeifang zusammen, so dass dieser Indikator nicht mehr so relevant erscheint, um ihn an zeitweilig abzugrenzende und schwer kontrollierbare Verbotszonen zu binden.

Eine mechanisierte Langleinenfischerei mit Angelhaken kann als Fangalternative mit weniger Entenbeifang betrachtet werden. Dabei sind hinsichtlich Wirtschaftlichkeit noch weitere technische Probleme zu lösen und auch Mittel erforderlich.

Resumé

Sowohl in der Fischereisituation der Nordsee wie auch der Ostsee bestehen Probleme der Größen- und Artenselektion, unerwünschten Beifangs und von Benthosschäden. Arbeiten des IFF, wie vorstehend dargestellt und zum Teil dank erheblicher Unterstützung durch die Europäische Gemeinschaft möglich geworden, haben wesentlich dazu beigetragen, in Kooperation mit nationalen und internationalen Partnern, Lösungen für solche Fragestellungen aufzuzeigen. Die noch im Ideen- bzw. Anfangsstadium befind-

lichen Projekte bedürfen weiterer, nicht unerheblicher Mittel und auch zusätzlichen Personals. Beides ist derzeit im IFF aufgrund drastischer Kürzungen nicht abgesichert. Zu hoffen bleibt auch, dass in der sich allgemein stetig verschlechternden Fischereisituation endlich die mentalen Barrieren der Fischereipraxis überwunden werden, die bislang der Akzeptanz solcher technischer Maßnahmen im Wege standen. Dazu gehört sicher auch eine verbesserte Kooperation und Abstimmung in der Anfangsphase solcher Projekte, denn letztlich ist die konstruktive Mitwirkung der Praxis entscheidend für den Erfolg. Auch die effiziente Durchsetzung und Kontrolle durch die zuständigen Behörden sind noch zu verbessernde Aktivitäten. Nur wenn sichergestellt ist, dass sich nicht einzelne Personen oder Nationen auf Kosten der Gemeinschaft der Fischer Vorteile verschaffen, wird der einzelne bereit sein, sich im Interesse der höheren Sache Effizienzbeschränkungen zu beugen. Die vorgeschlagenen Lösungen sollten als Chance begriffen werden, zu nachhaltiger Fischerei zurückzukehren.

Literatur

- Dahm, E. & H. Wienbeck (1996): New facts on the efficiency or total gear selectivity of German survey bottom trawls - Possible effects on stock assessment and stock protection. ICES C.M.1996/B: 8.
- Ernst, P. & W. Müller (1999): Deutsche und Internationale Dorschfischerei in der Ostsee im Jahr 1998. Inf.Fischwirtsch. 46 (3): 32-35.
- Ferro, R., E. Dahm, R. Holst, P.-O. Larsson, K.M. Lehmann, N. Madsen, T. Moth-Poulsen, P. Suuronen & D.A. Wileman (1996): Report of Baltic Mesh selection. In Report of the Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour, ICES C.M.1996/B: 2.
- Gabriel, O., W. Rehme & U. Richter (2002): Investigations on the selectivity of trawl codends used for Baltic flatfish fishery. ICES-Paper, FTFB Working Group, Februar 2002, Kopenhagen.
- Lindeboom H. J & S.J. de Groot (1998): Impact II - The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. Research project financed by the European Community, contract number AIR2-CT94-1664.
- Moderhak, W. (1997): Determination of selectivity of cod codends made of netting turned through 90°. Bull. Sea Fish.Inst. 1 (140): 1 - 24.
- Robertson, J. H. B & P.A.M. Stewart (1988): A comparison of size selection of haddock and whiting by square and diamond mesh codends. J. Cons. Int. Expl. Mer 44: 148- 161.
- Valdemarsen, J. W., A. Engås & B. Isaksen (1985): Vertical entrance into a trawl of Barents sea gadoids as studied with a two-level fish trawl. ICES CM 1985/B: 46.
- Weber, W., S. Ehrich & E. Dahm (1990): Beeinflussung des Ökosystems Nordsee durch die Fischerei. In: J. Lozan, W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann & H. v. Westernhagen (Hrsg.). Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Hamburg: 252-267.
- Wienbeck, H. & M. Breitenstein (2000): Application of image processing methods for the size measurement of shrimps. In: M. Paschen, W. Köpnick, G. Niedzwiedz, U. Richter & H.-J. Winkel (Hrsg.) Contributions on the Theory of Fishing Gears and Related Marine Systems: 89-97.
- Wileman, D.A., R.S.T. Ferro, R. Fonteyne & R.B. Millar (1996): Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gear. ICES, Copenhagen: 126 S.

Fischerei und EU-Fischereipolitik in Nord- und Ostsee aus Sicht eines Umweltschutzverbandes

Christian von Dorrien und Heike Vesper

Einleitung

„Wir stehen mit dem Rücken an der Wand“ – Das sagte Ende des Jahres 2001 der für die EU-Fischerei zuständige Kommissar Franz Fischler anlässlich des jedes Jahr wiederkehrenden Rituals der Festlegung der Fangquoten für die EU-Fischer. Mit diesem Satz meinte er die katastrophale Lage der meisten genutzten Fischbestände in den EU-Meeren, wozu die Nordsee und Ostsee größtenteils gehören. Die Situation der Fischbestände im gesamten Bereich der Europäischen Union (EU) ist kritisch. Wurde früher angenommen, dass die Versorgung mit Fisch niemals enden würde, wird der Fisch nun knapp. Nahezu zwei Drittel der wirtschaftlich nutzbaren Bestände sind überfischt. Einige Bestände befinden sich sogar kurz vor der kommerziellen Ausrottung.

Das Zitat von Kommissar Fischler gilt aber auch für viele Teile der Meeresumwelt, die unter den negativen Auswirkungen einer übermäßigen Fischerei leiden: Millionen von Meerestieren, darunter neben Fischen auch Meeressäuger und Seevögel, sterben sinnlos als Beifänge in den Netzen, große Teile des Meeresbodens werden von schwerem Fischereigerät teilweise mehrmals im Jahr regelrecht umgepflügt. Und schließlich haben die schwindenden Fischbestände zum Niedergang vieler von der Fischerei abhängiger Küstengemeinden und -städte geführt. Mit der Reform der gemeinsamen Fischereipolitik der EU bestand 2002 die Chance, die Grundlage für eine nachhaltige Fischerei zu legen. In großen Teilen ist die Reform weit hinter den eigentlich notwendigen Schritten zurückgeblieben.

Warum die Fischereipolitik versagt hat, welche Folgen das für Fischbestände, Meeresumwelt, aber auch die Fischerei selbst hat und welche Lösungsansätze es gibt, ist Gegenstand dieses Beitrags.

Wer regelt die Fischerei in der EU?

Die Gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union (GFP) wurde 1982 eingeführt, um die Fischerei innerhalb der EU zu regulieren. Die EU besitzt die „alleinige Kompetenz“, das heißt, die Beschlüsse des EU-Fischereirates – bestehend aus den für Fischerei zuständigen Ministern der 15 EU-Mitgliedsstaaten – sind für alle EU-Staaten verbindlich. Die derzeitigen Ziele der GFP umfassen die Bewirtschaftung der Fischbestände in den EU-Gewässern sowie sozio-ökonomische Aspekte. Die GFP umfasst vier Bereiche:

- 1) Bestandserhaltung: Hierzu zählt die Festlegung der jährlichen Fangquoten sowie technische Maßnahmen wie z. B. erlaubte Maschenweiten der verwendeten Netze.
- 2) Strukturmaßnahmen: Hier soll vor allem die Größe der Fangflotten reguliert werden.
- 3) Marktpolitik: Sie legt bestimmte Regeln für die Vermarktung fest, u. a. Kompensationspreise für Fisch sowie Einfuhrzölle.
- 4) Internationale Beziehungen: Nachdem die Fischressourcen der EU-Gewässer weder für die Größe der EU-Flotten noch für den Bedarf an Fisch ausreichen, verhandelt und erkauft sich die EU Fangrechte für ihre Flotten in den Gewässern anderer Staaten.

Kommerziell wichtige Fischarten werden mit Hilfe eines Quotensystems bewirtschaftet, das maximale Fänge festlegt – die so genannten zulässigen Gesamtfangmengen (engl. Total Allowable Catches, TACs). Jedes Jahr erarbeiten die Wissenschaftler des Internationalen Rates zur Erforschung der Meere (ICES), dem die Anrainerstaaten des Nordatlantik angehören, Empfehlungen für die Fangmengen des folgenden Jahres. Diese wissenschaftlichen Empfehlungen werden von der EU-Kommission überarbeitet und dem EU-Fischereirat letztendlich zur Abstimmung vorgelegt. Diese Vorschläge sind dann Gegenstand politischen Feilschens unter den EU-Fischereiministern, wobei sie für gewöhnlich am Ende höher als die wissenschaftliche Empfehlungen ausfallen. Die Fangmengen werden zudem für große Gebiete festgelegt, ohne Berücksichtigung von lokalen Unterschieden der Bestandsgrößen oder Ausmaß und Art der Fischerei.

In der Nordsee werden einige Bestände wie Hering oder Kabeljau gemeinsam mit Norwegen verwaltet. In der Ostsee ist die EU ein Mitglied der Internationalen Ostsee-Fischereikommission (IBSFC), die hier die Fangquoten festlegt. Bei der IBSFC handelt es sich um ein so genanntes Regionales Fischereiabkommen, in dem die Mitgliedsstaaten gemeinsam die Fischerei regulieren.

Immer weniger Fische

Der Mensch baut bei seiner „Ernte im Meer“ auf das hohe Fortpflanzungsvermögen der befischten Arten. Durch die meist sehr hohen Zahlen von produzierten Nachkommen haben sich die Arten an die hohen natürlichen Sterblichkeitsraten im Meer angepasst. Von dieser „Überschussproduktion“, also quasi den

Zinsen, kann der Mensch einen gewissen Teil entnehmen, ohne die Bestände, also das Kapital, zu gefährden. Wird jedoch zu viel gefangen und kann der Fischbestand diese hohen Verluste nicht mehr ausgleichen, kommt es zur Überfischung: Zahl der Individuen und Biomasse der Bestände nehmen zu stark ab. Besonders bedrohlich wird es, wenn die Menge der Elterntiere, des Laicherbestandes, so weit reduziert wird, dass die Produktion von Nachkommen in ausreichender Zahl gefährdet ist. Dann ist die Gefahr groß, dass die Bestände ganz zusammenbrechen, also nur noch Bruchteile der ursprünglichen Größe aufweisen.

Trotz stetiger Verbesserung der Fangtechnologie gehen die Fänge in ganz Europa zurück, was auch eine weltweite Tendenz widerspiegelt. Eine 1999 durchgeführte Studie (OSPAR, 2000) im Nordost-Atlantik ergab, dass 40 der 60 bedeutenden kommerziellen Fischbestände, darunter Kabeljau, Seehecht, Hering und Scholle, sich „außerhalb sicherer biologischer Grenzen“ befinden. Mit anderen Worten, diese Bestände sind hochgradig überfischt.

In der Nordsee gingen die Gesamtfänge wertvoller Bodenfische wie Kabeljau, Schellfisch und Seezunge aufgrund der Überfischung in den letzten 25 Jahren kontinuierlich um über die Hälfte zurück (Fifth North Sea Conference Secretariat, 2002). Dieser Niedergang soll am Beispiel des Kabeljau in der Nordsee näher erläutert werden: Einst wichtiger Bestandteil der Nordseefischfauna, sind die Bestände des Kabeljau binnen weniger Jahre durch rücksichtslose Überfischung nahezu verschwunden: Von den ehemals über 270.000 Tonnen geschlechtsreifer Tiere Anfang der 1970er Jahre sind bis 2002 nur noch knapp 20 Prozent übrig geblieben. Das ist deutlich weniger, als aus wissenschaftlicher Sicht zur Sicherung des Nordsee-Kabeljaubestandes nötig wäre. Demnach müsste der Elternbestand, die Laicherbiomasse, mindestens eine Größe von 150.000 Tonnen betragen – also knapp das Dreifache der heutigen Menge. Als Folge schrumpften von 1995 bis 2000 auch die Anlandungen dieses wertvollen Speisefisches in der Nordsee auf nur noch ein Drittel.

Der Zusammenbruch eines Fischbestandes droht nicht plötzlich, so auch nicht beim Kabeljau. Bereits seit 1983 hat der Elterntierbestand beim Nordsee-Kabeljau kontinuierlich abgenommen. Die Hauptursache des Kabeljau-Rückgangs: Die Fische werden gefangen, bevor sie auch nur ein einziges Mal Nachkommen haben konnten. Große Kabeljaue von mindestens einem Meter Länge gibt es heute so gut wie gar nicht mehr. Die gefangenen Fische werden immer jünger und immer kleiner – auch weil die Maschengröße der Netze über die Jahrzehnte deutlich kleiner geworden ist. Noch jüngere Kabeljaue, die eigentlich nicht gefangen werden dürften, geraten aufgrund der viel zu kleinen Maschen in die Netze der Kabeljaufischer und sterben in großen Mengen sinnlos als Beifang. Von dem guten Nachwuchsjahrgang 1996 sind

so nach Angaben von Wissenschaftlern bis zu 90 Prozent verschwendet worden (Hammer, 1998).

Zusätzlich werden seit Jahren von den Politikern die Fangquoten entgegen jedes wissenschaftlichen Rates zu hoch angesetzt. Es wurde zudem mit falschen Zahlen gerechnet, da die Fischerei ihre Fänge nur unzureichend dokumentierte: In Wirklichkeit gab es bereits viel weniger Kabeljau als gedacht, und so wurde im Jahr 2000 der Kabeljau-Notstand ausgerufen. Aber wirkungsvolle Wiederaufbaupläne sind seitdem immer noch nicht verabschiedet worden. Und statt den Fang einzustellen, wie von Wissenschaftlern empfohlen, sind die Quoten im Jahr 2003 nur um 45 Prozent reduziert worden. Ein völlig falsches Signal, mit dem die Zukunft des Kabeljaubestandes in der Nordsee sehr wahrscheinlich verspielt worden ist.

Den meisten anderen Fischbeständen in Nord- und Ostsee geht es nicht viel besser (ICES, 2001): Der Nordseebestand der Makrele zeigt seit dem Zusammenbruch vor 30 Jahren keinerlei Anzeichen der Erholung. Nach dem völligen Zusammenbruch Ende der 1970er und dem darauf folgenden völligen Fangstopp, hat sich der größte Bestand des Herings (Herbstlaicher) in der Nordsee erholen können, bis er Mitte der 1990er Jahre wieder dank zu starker Befischung erheblich reduziert wurde. Seitdem hat sich der Bestand zum Glück langsam erholt und Ende 2002 eine sichere Größe erreicht. Auch die Bestände von Scholle und Wittling in der Nordsee sind außerhalb sicherer biologischer Grenzen. Die Bestände von Seezunge und Schellfisch sind derzeit zwar innerhalb dieser Grenzen, aber sie werden viel zu stark befischt. In der Ostsee befinden sich die Dorschbestände weit außerhalb sicherer biologischer Grenzen. Und die Bestände des Herings in der zentralen Ostsee sind so weit zurückgegangen, dass die Gesamtfangmengen in den letzten vier Jahren um die Hälfte reduziert werden mussten.

Die direkten Folgen der Überfischung für einen Fischbestand bestehen neben der Abnahme der Elterntiere vor allem in einer Verringerung des Durchschnittsalters und der Durchschnittsgröße der Tiere sowie einem Rückgang der Zahl der Altersgruppen. Die Verringerung der Durchschnittsgröße der Tiere kann negative Folgen für die Fortpflanzungsfähigkeit der Population haben, da kleinere Fische im Verhältnis zur Größe weniger Eier produzieren. So bedarf es beispielsweise beim Kabeljau mehr als 37 kleinerer Weibchen im Alter zwischen 3 und 5 Jahren, um die 15 Millionen Eier zu produzieren, die ein ausgewachsenes Exemplar laichen würde. Gerade die Verringerung der Zahl der Altersgruppen führt zu stärkeren jährlichen Schwankungen der Bestandsgrößen. Damit wird letztlich auch die Fischerei immer mehr abhängig von der Größe einzelner Jahrgänge.

Die Regulierung der Fischerei mit Hilfe von Fangquoten hat sich als weitgehend untauglich erwiesen, die Fischbestände auf ausreichendem hohen Niveau zu

erhalten. Eine der Hauptursachen dafür wird im folgenden Kapitel beschrieben.

Immer mehr Fischerei

Das Bild des kleinen Fischkutters vor der untergehenden Sonne einer schönen Hafenedylle ist sicher nicht mehr kennzeichnend für die moderne Fischerei. Im Laufe der letzten Jahrzehnte sind die meisten kleinen Fischkutler großen modernen Fangschiffen gewichen. Die technologische Entwicklung auf dem Gebiet der Fischerei hat es prinzipiell ermöglicht, auch den letzten vorkommenden Fischschwarm zu orten. Sonar-Ortungsgeräte, hydraulische Maschinen, Ortungsflugzeuge und Kommunikationssysteme per Satellit haben den Fischfang effektiver gemacht und den Fischereiaufwand erhöht. Die Vergrößerung und Modernisierung der Flotten wurde durch staatliche Subventionen gefördert, die Größe und Fangeffizienz der Fischereiflotten wuchs stetig an.

Bereits vor zehn Jahren schätzten Wissenschaftler im Auftrag der EU-Fischereikommission, dass die Überkapazität der europäischen Flotte mindestens 40 Prozent beträgt, d. h. dass die Größe und Fangeffizienz bei weitem das Maß überschreitet, das zum Fang der verfügbaren Fische notwendig ist. Die EU hat zwar mehrfach versucht, durch Flottenabbauprogramme – die so genannten Mehrjährigen Ausrichtungsprogramme (MAP) - die Fangflotten an die vorhandenen Fischressourcen anzupassen. Aber aus im Wesentlichen zwei Gründen sind diese Versuche bisher fehlgeschlagen:

1. Die von den Wissenschaftlern und auch von der EU-Kommission vorgeschlagenen notwendigen Abbauziele wurden von den Fischereiministern im EU-Fischereirat ignoriert. So wurde für das derzeit noch laufende Flotten-Abbauprogramm MAP IV ein durchschnittlicher Abbau von 40 Prozent empfohlen, der Vorschlag der Kommission sah dann bereits nur noch 15 Prozent vor. Aber die EU-Regierungen, die sich gegenüber den Warnungen vor der Erschöpfung der Bestände taub zeigten, handelten Zugeständnisse aus, die in einer endgültigen Kapazitätsreduktion von nur 5 Prozent resultierten. Die EU-Kommission selbst übte daran vernichtende Kritik: „Diese Zielvorgaben waren derart niedrig angesetzt, dass die Gemeinschaftsflotte als Ganzes die endgültigen Kapazitätsziele bereits bei Annahme der MAP IV im Jahr 1997 erreicht hatte“ (Europäische Kommission, 2001). Außerdem stellte die EU-Kommission fest, dass „es wahrscheinlich ist, dass das tatsächliche Fischfangvolumen seit Beginn des MAP IV gestiegen ist“ (Europäische Kommission, 2000).
2. Zudem steigt die Leistungsfähigkeit der Fischereifahrzeuge jedes Jahr durch technologische Entwicklung von zum Beispiel verbessertem Fanggerät und Konstruktionen an (Europäische Kommission, 2001). Selbst wenn also die Gesamtzahl



Abb. 1: Fabrikschiffe bestimmen das Bild der modernen Fischerei.

und -größe der Schiffe in den vergangenen beiden Jahrzehnten zurückging, so ist die Fangleistung der individuellen Boote enorm gestiegen – und hat somit jeden Fortschritt bei den Flottenreduktionen zunichte gemacht.

Zusätzlich wird das Problem durch die erheblichen staatlichen Subventionen noch verschärft. Durch finanzielle Zuschüsse, Kredite, Steuerbefreiungen und andere Förderprogramme unterstützen die Steuerzahler die kommerzielle Fischfangindustrie - eine Industrie, die im Grunde eine natürliche Ressource ausbeutet, ohne dafür zu zahlen. Selbst überfischende Fischerei-Flotten werden subventioniert. Laut eines Berichts der OECD (2000) erhielt die Fischereiwirtschaft in der EU 1997 ca. 1,3 Milliarden Euro. Trotz des offensichtlichen Missmanagements der Fischressourcen wird viel mehr Geld dafür ausgegeben, diesen Wirtschaftssektor expandieren und effizienter werden zu lassen, als die Reduzierung der Überschusskapazität oder Maßnahmen zur Minimierung der negativen Auswirkungen auf die marine Umwelt zu fördern. Dadurch leisten Subventionen einen Beitrag zur derzeitigen Fischereikrise.

Umweltauswirkungen der Fischerei

Die lang andauernde Ausübung der Fischerei, besonders die zunehmend intensivere und nicht nachhalti-

ge Fischerei in den letzten Jahrzehnten, hat zu Veränderungen in den natürlichen Meeresökosystemen geführt. Besonders die Überkapazität der EU-Flotte hat neben der Überfischung der Zielarten zu übermäßigem Druck auf andere Arten und Lebensräume geführt. Die EU-Fischereipolitik hat darin versagt, Umweltbelange in die Politik zu integrieren, wie die EU-Kommission selbst feststellt (Europäische Kommission, 2001). Für viele Arten und Lebensräume stellt die Fischerei die größte vom Menschen verursachte Bedrohung dar. Es kommt zu Verschiebungen in den Artzusammensetzungen, die Nahrungsnetze werden direkt und indirekt beeinflusst. Im Wesentlichen lassen sich drei Hauptauswirkungen auf die Meeresumwelt trennen:

1. Die Entnahme großer Mengen von Fischen und damit Biomasse aus dem Ökosystem durch die Fischerei.
2. Beifänge – das unbeabsichtigte Mitfangen anderer Individuen und Arten in nicht-selektiven Netzen – und die damit verbundenen Rückwürfe (Discards).
3. Störung und Zerstörung des Meeresbodens und der auf und in ihm lebenden Artengemeinschaften durch geschleppte Geräte.

Entnahme von Fisch

Die Entnahme sehr großer Mengen von Raub- und Beutfischen stört das natürliche Gleichgewicht der Meeresökosysteme und bewirkt einen Dominoeffekt entlang der gesamten Nahrungskette. Untersuchungen in der Nordsee haben ergeben, dass die absolute und relative Häufigkeit größerer Fische abgenommen hat, zugunsten der Zunahme sowohl kleinerer Indivi-

den als auch Arten von Fischen. Dies ist eine Folge der Fischerei, die größere Fische bevorzugt fängt. Die Überfischung der Arten, die höher in der Nahrungskette stehen, wie z. B. des fischfressenden Kabeljau hat dazu geführt, dass die jetzige Fischerei zunehmend auf in der Nahrungskette niedriger stehende Arten ausgerichtet ist, also kleinere Arten, die sich von Plankton und Bodentieren ernähren. Dies hat zu Störungen in der Struktur und Funktion des Nahrungsnetzes geführt (Fifth North Sea Conference Secretariat, 2002). Inzwischen macht die Industriefischerei auf kleine Fischarten wie Sandaal, Sprotte und Wittling zur Herstellung von Fischmehl und -öl nahezu die Hälfte der Gesamtfänge in der Nordsee aus. Die Entnahme so großer Mengen ist für ein ohnehin stark überfishetes Ökosystem wie die Nordsee eine zusätzliche Belastung. Denn die Fischerei ist auch direkter Nahrungskonkurrent für fischfressende Arten wie z. B. Meeressäuger oder Seevögel. Die Entnahme großer Mengen Fische durch die Fischerei, vor allem kleiner Arten wie Sandaal und Sprotte durch die Industriefischerei hat in einigen Gebieten den Bruterfolg von Seevögeln erheblich beeinträchtigt, die auf die Fische angewiesen waren um ihre Jungen zu füttern. So wurde auf wissenschaftliche Empfehlungen hin gemäß des Ökosystemansatzes ab dem Jahr 2000 ein Gebiet in der nordwestlichen Nordsee für die Sandaal-Fischerei geschlossen, um genügend Fische für Seevögelkolonien zu erhalten.

Hohe Beifänge

Aufgrund der Vielfalt der Lebewesen im Meer und der mangelnden Selektivität der eingesetzten Fanggeräte



Abb. 2: Beifang wird meist tot oder sterbend wieder über Bord gegeben.

ist es kaum möglich, nur das an Bord zu nehmen, was als sogenannte „Zielart“ befischt wurde. Die ungewollt mitgefangenen Lebewesen werden als Beifang bezeichnet. Dazu gehören vor allem

- zu kleine Tiere der Zielart, die entweder kein Geld bringen oder laut Gesetz nicht angelandet werden dürfen
- Tiere, deren Fangquoten bereits ausgeschöpft sind sowie
- unverkäufliche Fische, Wirbellose, Meeressäuger und Seevögel.

So gut wie jede Fischerei hat ein gewisses Maß an Beifang und kann daher auch die Populationen anderer Arten verändern oder sogar gefährden. In der Nordsee werden zu den etwas über eine Million Tonnen Meerestiere, die für den direkten menschlichen Verzehr angelandet werden, fast eine Million weitere Tiere gefangen, die als Beifang meist tot oder sterbend wieder über Bord geworfen werden (Fifth North Sea Conference Secretariat, 2002). Die Fischerei mit Schleppnetzen, vor allem mit Baumkurren, ist besonders unselektiv. In der Baumkurrenfischerei auf Seezunge kommen auf ein Kilogramm angelandeter Seezungen bis zu zehn Kilogramm Beifang, die wieder über Bord gehen (Lindeboom & de Groot, 1998). Dabei können diese Rückwürfe (Discards) ebenfalls zu Veränderungen im Ökosystem führen. So haben z. B. bestimmte aassfressende Seevogelarten dank dieser „Nahrungsquelle“ erheblich zugenommen, während andere Arten dadurch verdrängt wurden.

Tiere mit niedrigen Fortpflanzungsraten und mit begrenzter geografischer Verbreitung sind besonders anfällig und können lokal aussterben. Der Glattrochen zum Beispiel, der früher in der Nordsee weit verbreitet war, ist inzwischen fast völlig verschwunden. Viele Haiarten haben ebenfalls zahlenmäßig drastisch abgenommen. Und auch Seevögel, wie z. B. Eissturmvögel in der Nordsee oder Trottellummen und Eiderenten in der Ostsee, werden zu Opfern von Fischereigerät.

Ein besonders tragisches Beispiel für die Bedrohung durch Beifänge ist der an unseren Küsten der Nord- und Ostsee heimische Schweinswal, auch Kleiner Tümmler genannt. Der Beifang von Schweinswalen kommt in den Fischereien fast aller an die Nord- und Ostseegewässer angrenzenden Länder vor. Im Nordseegebiet werden die Tiere dabei hauptsächlich in den Netzen der am Boden fischenden Stellnetzfisherei Dänemarks und Großbritanniens auf Kabeljau, Steinbutt, Scholle und verschiedene Rochenarten gefangen. Allein in der zentralen und südlichen Nordsee verenden so über 7000 Tiere jährlich, mehr als das vierfache dessen, was die Population langfristig verkraften kann. Zusätzlich ist noch von einer hohen Dunkelziffer auszugehen, da nicht alle Fischereien ausreichend untersucht wurden (WWF, 2001). In der Ostsee ist die Situation noch kritischer, hier droht vor allem die weit verbreitete Treibnetzfisherei auf Lachs, aber auch die Stellnetzfisherei auf



Abb. 3: Schweinswale in Nord- und Ostsee sind durch Beifänge akut bedroht.

Kabeljau die letzten Exemplare dieser einzigartigen Population zu eliminieren. Dabei ist der Schweinswal durch mehrere internationale Artenschutzabkommen und die EU-Habitatrichtlinie eigentlich geschützt. Aber diese Schutzbestimmungen haben bisher kaum zu konkreten Konsequenzen geführt, welche die hohen Beifangraten ausreichend gesenkt hätten. Immerhin wurde vor der Schleswig-Holsteinischen Wattenmeerküste im Rahmen des dortigen Nationalparks ein Schutzgebiet für die Schweinswale eingerichtet, das besonders Muttertiere mit Kälbern schützen soll. Und die dänische Regierung hat für einen kleinen Teil ihrer Stellnetzfisherei den Einsatz von akustischen Warngeräten, sogenannten Pingern vorgeschrieben, durch die sich nach bisherigen Erkenntnissen die Beifänge verringern lassen. Diese Pinger eignen sich allerdings nicht für alle Fischereien. In einem vom WWF vorgelegten Rettungsplan für die Schweinswale in Nord- und Ostsee werden konkrete Elemente zur Reduzierung der Beifänge empfohlen, darunter die Aufnahme von Beifangregelungen in die EU-Fischereipolitik, die Reduzierung des Aufwandes bestimmter Fischereien in der Nordsee sowie die Reduzierung bis hin zum Verbot der Treibnetzfisherei in der Ostsee (WWF, 2002). Weitere Hoffnung macht die Verpflichtung der Umweltminister der Nordseeanrainerstaaten, die auf ihrer 5. Nordseeschutzkonferenz 2002 erklärt haben, einen Rettungsplan für die Schweinswale zu entwickeln und umzusetzen (Fifth North Sea Conference, 2002). Für die Ostsee ist im Rahmen des Kleinwalschutzabkommens ASCOBANS 2002 ein Wiederaufbauplan verabschiedet worden, dessen Umsetzung noch aussteht. Dies sind aber nur erste Schritte, es muss noch weit mehr getan werden, um die Schweinswale wirkungsvoll schützen zu können.

Störung und Zerstörung des Meeresbodens und der auf und in ihm lebenden Artengemeinschaften durch geschleppte Geräte

Durch den immer weiter gestiegenen Einsatz von Bodenschleppnetzen werden weite Teile des Meeresbodens und der auf und im Boden lebenden Arten beeinträchtigt. Schweres Fanggerät wie Baumkurren oder Grundschleppnetze zermalmen und zerstören viele Arten und Lebensräume, zum Beispiel Riffe von Korallen in der Tiefsee oder Seegraswiesen in Flachwasserbereichen. Weite Teile vor allem der südlichen Nordsee werden teilweise bis zu vier bis zehn Mal pro Jahr von geschleppten Fischereigeräten wie Grundschleppnetz und vor allem Baumkurren regelrecht umgepflügt. Dadurch verschwinden empfindliche und langsam wachsende Arten vor allem von Muscheln, während andere Arten, die robuster sind und schneller wachsen, bevorzugt werden. In der Folge kommt es zu einer Verschiebung im Artengefüge und der Struktur der Bodenlebensräume. So ergaben Untersuchungen der Bodentiergemeinschaft in der Deutschen Bucht generell eine Abnahme der langlebigen, festsitzenden Arten sowie eine zunehmende Dominanz der kurzlebigen, schnell wachsenden Arten verbunden mit einer Zunahme der Gesamtbiomasse (Lindeboom & de Groot, 1998). Die Ursache für diese Veränderung des Ökosystems führen Wissenschaftler auf die direkten und indirekten Einwirkungen der Fischerei zurück.

Die Fischereipolitik muss geändert werden!

Eine 1991 durchgeführte Revision der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU brachte bereits eine Reihe grundsätzlicher Probleme zutage: Ungeeignete Quotenregelungen, ungenügende Überwachung und Durchsetzung der Regelungen sowie eine unzumutbare Zuteilung von Fördergeldern hatten bereits damals zu Überfischung geführt. Heute, gut zehn Jahre später, verlangen dieselben – teilweise noch verstärkten Probleme – eine dringendere Lösung als je zuvor. Das bisherige Missmanagement unserer Fischereiresourcen gefährdet Umwelt, Fischbestände und Fischereigemeinschaften gleichermaßen.

Mit der Reform der gemeinsamen Fischereipolitik der EU bestand 2002 die Chance, die Grundlagen für eine nachhaltige Meeresfischerei zu legen. Während die Vorschläge der EU-Kommission Anfang des Jahres von vielen als positiv aufgenommen wurden, erhielten sie aber keine universelle Unterstützung.

Um zu einer Einigung zu kommen, wurden in vielen Gebieten der Fischereipolitik einschneidende Kompromisse eingegangen. Dazu gehören die Flottenpolitik, der Einsatz von Subventionen und die Einführung des neuen Bewirtschaftungssystems. Insgesamt ist die Reform weit hinter den Erwartungen und Möglichkeiten zurückgeblieben. Zwar gibt es positive Ansätze wie mehrjährige Erholungs- und Bewirtschaftungspläne für die Fischbestände, die Anwendung des Vorsor-

ge- und Ökosystemsansatzes, Verbesserungen bei der Kontrolle und die Einführung von finanziellen Soforthilfen für das Abwracken von Fischereifahrzeugen. Herausragend ist das Ende der Subventionierung von Neubauten und Modernisierungen. Wie allerdings die dringend notwendige Reduzierung der viel zu großen EU-Fischereiflotte erreicht werden soll, ist ein Rätsel.

Durch die neue Grundverordnung und die Aktionspläne wurden den Mitgliedsländern Instrumente in die Hand gegeben, für die Einführung einer nachhaltigen und damit umweltverträglichen Fischerei in Europa – allerdings größtenteils optional. Erst die folgenden Jahre werden zeigen, ob soviel Freiwilligkeit zielführend war. In der Vergangenheit wurden solche Optionen nur selten genutzt.

Die neue Fischereipolitik

Bewirtschaftung der Fischbestände

Mehrjährige Erholungspläne für alle überfischten Bestände! Das ist ein großer Schritt in Richtung Nachhaltigkeit, denn die Pläne müssen sowohl die Beziehungen zwischen Fischbeständen als auch zwischen Beständen und Meeresumwelt berücksichtigen. Die Verantwortung für die Einführung dieser Pläne liegt aber bei den Fischereiministern. Das bedeutet auch, dass die jährlichen Verhandlungen um die Fangquoten fortgesetzt werden.

Ob die Erholungspläne zielführende Maßnahmen beinhalten werden, hängt davon ab, inwieweit sich die Minister untereinander einigen können. Nach wissenschaftlichen Einschätzungen sind Erholungspläne z.B. nur erfolgreich, wenn auch der Fischereiaufwand reduziert wird. Ob dies Bestandteil der Pläne ist, wird von den Fischereiministern aber lediglich für den Einzelfall entschieden werden. Die weit über ein Jahr andauernden Verhandlungen über einen Erholungsplan für den bedrohten Nordsee-Kabeljau geben einen Eindruck über die zu erwartenden Schwierigkeiten.

Die Einführung mehrjähriger Bewirtschaftungspläne für alle anderen Fischbestände zur Schaffung einer langfristigen Perspektive, ist nicht verpflichtend. Ursprünglich sollte mit diesen mehrjährigen Plänen der Fischereiaufwand an die vorhandene Ressource angepasst werden.

Ohne diese neue Art des Fischereimanagements bleibt das System des Krisenmanagements bestehen, das auf ein akutes Problem wartet, bevor gehandelt wird. Durch verpflichtende mehrjährige Bewirtschaftungspläne für alle Bestände wäre eine Politik der verbindlichen Vorsorge betrieben worden. So etwas ist Bestandteil einer nachhaltigen Fischerei.

Schutz der Meeresumwelt

Eine klare Verpflichtung zum Schutz der marinen Umwelt und zur Einführung des Ökosystemansatzes

ist eingegangen worden. Die legalen Voraussetzungen für Maßnahmen zur Reduzierung negativer Einflüsse der Fischerei auf die Meersumwelt sind geschaffen worden, allgemein, sowie als Bestandteil der Erholungs- und Bewirtschaftungspläne.

Abbau der Überkapazität

Mit der vorhergehenden Politik konnte das Problem der schrumpfenden Bestände bei gleichzeitig wachsender Fischereiflotte nicht gelöst werden. In der reformierten Fischereipolitik sollte die Größe der Flotte der Größe der Fischressourcen angepasst werden, in dem mehrjährige Bewirtschaftungspläne auch den Fischereiaufwand regulieren. Das ist so nun nicht mehr verpflichtend vorgesehen.

An die Stelle der früheren mehrjährigen Abbaupläne ist eine Obergrenze für die Flottenkapazität jedes Mitgliedlandes getreten. Länder, die Schiffe mit Hilfe von Subventionen modernisieren wollen, müssen diese Obergrenze um 3% absenken. Ansonsten ist eine weitergehende Reduzierung der Obergrenze nur möglich, wenn öffentliche Gelder freiwillig für den Abbau von Schiffen in Anspruch genommen werden. Alles was an Kapazität mit Hilfe von Subventionen abgebaut wird, darf nicht wieder in die Flotte aufgenommen bzw. ersetzt werden. Werden von einem Mitgliedland keine öffentlichen Gelder in Anspruch genommen, sinkt auch nicht die Kapazitäts-Obergrenze. Sie bleibt auf dem Stand von 1997 unabhängig von aller Überkapazität der EU-Fischereiflotte.

Eine direkte Reduzierung der Fischereikapazität wurde somit von den Ministern abgelehnt und dafür auf indirekte Methoden, basierend auf freiwillige mehrjährige Bewirtschaftungspläne und ein verändertes Subventionssystem, gesetzt. Der Erfolg dieses Ansatzes ist fragwürdig.

Subventionen

Der Bau neuer Schiffe wird ab Ende 2004 nicht mehr subventioniert. Damit ist eine wesentliche Forderung des WWF erfüllt, der Verschwendung von Steuergeldern durch die ökonomisch und ökologisch falsche, gleichzeitige Subventionierung von Schiffsneubauten und Schiffsabwrackung ein Ende zu bereiten.

Ein früherer Stopp dieser Art der Finanzierung als 2004 wäre wünschenswert gewesen. So wäre schneller Geld für z.B. sozioökonomische Maßnahmen frei geworden. Jetzt ist unklar, ob die Mitgliedsländer bis Ende 2004 alle verfügbaren Finanzmittel für die Förderung von Neubauten einsetzen werden.

Der Austausch von Fischereikapazitäten beim Neubau von Schiffen von 1 : 1 bzw. 1,35 : 1 ist Minimum und berücksichtigt gerade mal die durch technischen Fortschritt ansteigende Effizienz der Schiffe. Zumindest aber wächst die Überkapazität in der Kategorie der Boote größer als 28 Meter nicht durch öffentliche Gelder auch noch an. Die Ausnahme bei der Finanzierung kleinerer Schiffe ist zum Teil verständlich, da in diesem Sektor der Fischerei häufig die ältesten

Schiffe zu finden sind und durch das vorhergehende Subventionssystem oft benachteiligt wurden. Das Ergebnis kann aber ein Anstieg in der Kapazität sein, der zu zusätzlichem Druck auf die für Überfischung empfindlichen Küstengebiete führt.

Für die Modernisierung von Schiffen wird es künftig nur noch Subventionen für Schiffe älter als 5 Jahre im Rahmen von Qualitäts-, Sicherheits- und Hygiene-Verbesserungen geben, unter der Voraussetzung, dass sie nicht die Kapazität und die Fähigkeit zu fischen erhöhen. Dass ein nur 5 Jahre altes Schiff bereits modernisiert werden muss, erscheint sehr fragwürdig. An Deck eines Schiffes dürfen Modernisierungen allerdings zu einer Erhöhung der Kapazität führen. Diese Maßnahmen müssen mit großer Sorgfalt und Vorsicht überwacht werden, um eine Effizienzsteigerung in der Fischerei auszuschließen.

Für den Export von Kapazitäten in Nicht-EU-Länder werden ebenfalls nur bis Ende 2004 öffentliche Gelder bereitgestellt. Leider steht zu befürchten, dass dies nicht das Ende der Subventionierung ist, sondern innerhalb der Drittlandsabkommen auch weiterhin Geld dafür zur Verfügung gestellt wird.

Extra Subventionen für den Flottenabbau

Diese durch die Kommission und die Mitgliedsländer gemeinschaftliche Finanzierung steht für den Zeitraum 2003 bis 2006 zur Verfügung. Bekommen können sie die Fischer, deren Fischerei Teil eines Erholungsplans ist, der eine Reduzierung des Fischereiaufwandes von mindestens 25% vorsieht. Diese zusätzlichen Gelder sollen einen wirtschaftlichen Anreiz bieten, Kapazität abzubauen und so die Obergrenze für die Flottengröße der Mitgliedsländer zu senken. Ein guter Ansatz ist aber abhängig davon, ob Aufwandsreduzierungen Teil eines Erholungsplans sind. Die Verhandlungen über einen solchen Erholungsplan für den bedrohten Kabeljaubestand in der Nordsee über die letzten 1,5 Jahre geben wenig Anlass zu Optimismus.

Verstärkte Einbeziehung von Interessensgruppen

Durch Einführung von sogenannten regionalen Beratungsgremien sollen Fischer, Industrie und Verbände künftig enger in Entscheidungsprozesse eingebunden werden. So soll vorhandenes Wissen besser genutzt werden und die Akzeptanz von Fischereiregulierungen gestärkt werden. Zwar schreibt die neue Grundverordnung nicht vor, wie diese Beratergremien ins Leben gerufen werden, aber das Arbeitsprogramm der Kommission sieht erste Schritte noch in 2003 vor.

Umweltbelange und Fischereiabkommen

Vier sogenannte Mitteilungen der Kommission an den Rat sind Bestandteil des Reformpaketes. Diese sind rechtlich nicht verbindlich, dienen aber regelmäßig der Vorbereitung neuer Gesetzgebungsinitiativen.

Die Regulierung des Beifangs von Fischen, aber auch von anderen Arten, wie z.B. des Schweinswals

und der Schutz der marinen Lebensräume, sind in diese "freiwilligen" Aktionspläne verbannt worden. Auch die dringend notwendige Umgestaltung der Fischereiabkommen der EU mit z.B. Entwicklungsländern ist in einem Aktionsplan untergebracht worden. Die Einbindung dieser wichtigen Bestandteile der EU-Fischereipolitik in die neue Grundverordnung wäre notwendig gewesen. Die Umsetzung der dort vorgeschlagenen Maßnahmen birgt aber zumindest die Chance auf eine Nachbesserung der Reform in den kommenden Jahren.

Umsetzung der neuen Politik

Die Umsetzung der neuen Verordnungen und Aktionspläne bietet Chancen auf Nachbesserungen. Denn erst wenn gesunde Fischbestände und Meeresumwelt in der Fischereipolitik tatsächlich die höchste Priorität genießen, können Arten und Lebensräume und letztlich auch die Fischereiindustrie, die von diesen Ressourcen abhängt, langfristig erhalten werden. Die Fischerei hat nur dann eine dauerhafte Zukunft, wenn sie so ausgeübt und verwaltet wird, dass Fischbestände und Meeresumwelt geschont werden. Folgende Schritte sind nach Auffassung des WWF im Anschluss an die Reform notwendig:

- **Sicherstellung von fairen und umweltverträglichen Fischereiabkommen mit Drittländern:** Fischereiabkommen dürfen nicht zur Überfischung oder Überkapazität in der Region beitragen und müssen sich an den Grundsätzen der Gemeinsamen Fischereipolitik orientieren. Neue oder erneuerte Zugangsabkommen sollten dabei nicht ohne eine vorherige Verträglichkeitsprüfung vereinbart werden. Dazu gehört eine vollständige Bewertung des Zustandes der Fischbestände und der Auswirkungen der Fischerei auf Nicht-Zielarten und Lebensräume. Die EU muss ihre Partnerländer unterstützen, nationale oder regionale Fischereigrundsätze und Bewirtschaftungspläne zu entwickeln, die das gesamte Ökosystem berücksichtigen und nicht nur die kommerziell genutzten Fischbestände. Zugangsabkommen müssen kohärent mit der EU-Entwicklungshilfepolitik, den globalen Umwelt- und Entwicklungsabkommen sein.
- **Zügige Implementierung von Wiederaufbauplänen:** Für 14 Fischbestände empfehlen Wissenschaftler Wiederaufbaupläne, 12 weitere Bestände befinden sich außerhalb sicherer biologischer Grenzen. Für 6 Bestände will die Kommission noch in 2003 Wiederaufbaupläne erstellen. Als erster sollte der Plan für den Aufbau der Kabeljau- und Seehechtbestände in der Nordsee Mitte des Jahres in Kraft treten. Damit die Wiederaufbaupläne ihrem Namen gerecht werden und in absehbarer Zeit zum Erfolg führen, muss sich strikt an die wissenschaftlichen Vorgaben gehalten werden.

- **Zeitnahe Einführung von mehrjährigen Bewirtschaftungsplänen:** Auch wenn Wiederaufbaupläne Vorrang haben, muss möglichst parallel der Prozess für das neue Bewirtschaftungssystem für Fischbestände in Gang gesetzt werden. Mehrjahres- sowie Mehrartenansatz und die Anpassung der Fischereikapazität an die vorhandenen Fischressourcen sind zentral.
- **Schnelle Einberufung regionaler Beratungsgremien:** Um eine Beteiligung der Interessensgruppen vom Beginn der neuen Fischereipolitik an sicherzustellen, müssen die regionalen Beratergremien bald möglichst einberufen werden. So können sie aktiv am Umsetzungsprozess der neuen EU-Fischereipolitik teilhaben. Die beteiligten Parteien eines solchen Gremiums sollten bereits in den Planungsprozess mit einbezogen werden.
- **Umsetzung der Aktionspläne:** Fischfangmethoden sollen nach dem Willen der Kommission bis Ende 2003 bzw. 2004 verbessert werden, um Discards, Beifänge und Einflüsse auf den Meeresboden zu verringern. Dieser Prozess sollte nicht verzögert werden.

Danksagung

Wir danken Herrn Dirk Riebensahm sehr für die Unterstützung bei der Erstellung dieses Beitrags.

Literatur

- Europäische Kommission (2000): Grünbuch. Die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik, Band I. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaft Luxemburg: 51 S.
- Europäische Kommission (2001): Grünbuch. Die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik, Band II. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaft Luxemburg: 129 S.
- Fifth North Sea Conference (2002): Ministerial Declaration of the Fifth International Conference on the Protection of the North Sea, Bergen, Norway 20-21 March 2002.
- Fifth North Sea Conference Secretariat (2002): Progress Report. Fifth International Conference on the Protection of the North Sea, 20-21 March 2002, Bergen, Norway. Ministry of Environment – Fifth North Sea Conference Secretariate, Oslo, Norway: 210 S.
- Hammer, C. (1998): Lage und Entwicklung der Fischereiresourcen im Hinblick auf deutsche Fischereinteressen: Neueste Bestandsabschätzungen des ACFM. Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung 45 (4): 147 - 160.
- ICES (2001): Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management 2000. ICES Coop. Res. Rep. No. 242.
- Lindeboom, H. J. & S. J. de Groot (1998): IMPACT II – The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea Benthic Ecosystems. NIOZ-Rapport 1998 – 1, RIVODLO Report C003/98, Neth. Inst. Sea Res. Texel: 404 S.
- OECD (2000): Transition to Responsible Fisheries: Economic and Policy Implications. OECD Paris: 276 S.
- OSPAR (2000): Quality Status Report 2000. OSPAR Commission London: 108 S.
- WWF (2001): Frische Fische – Tote Wale. Analyse zur Situation der Schweinswale in Nord- und Ostsee und ihrer Bedrohung durch hohe Beifangraten in der Fischerei. WWF Deutschland Frankfurt am Main: 27 S.
- WWF (2002): Rettung für die Schweinswale – Elemente eines Plans zur Reduzierung von Schweinswalbeifängen in Nord- und Ostsee. WWF Deutschland Frankfurt am Main: 35 S.

Die Ostsee als Beispiel für eine natur- und ökosystemverträgliche Fischerei

Jürgen Ritterhoff und Henning von Nordheim

Einleitung

Seit vielen Jahren unterliegen zahlreiche kommerziell wichtige Fischbestände in der Ostsee wie auch in den gesamten übrigen europäischen Gewässern einem hohen Fischereidruck und befinden sich unterhalb der biologisch sicheren Bestandsdichte. In dem 4. Zustandsbericht für die Ostsee, der von der Helsinki Kommission 2001 vorgelegt wurde, wird vor dem Zusammenbruch der wichtigsten kommerziell genutzten Fischbestände von Hering, Dorsch und Aal gewarnt (HELCOM, 2001). Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) schlägt in seinen wissenschaftlichen Empfehlungen für das Jahr 2002 eine Einstellung der Dorschfischerei für den östlichen Bestand der Ostsee vor.

Gleichzeitig sind neben direkten Effekten auf die kommerziell genutzten Bestände auch die indirekten Auswirkungen der Fischerei auf das Ökosystem, auf Arten und Lebensräume beträchtlich (Nordheim & Merck, 2000). Zu hoher Beifang von Jungfischen und Nicht-Zielarten, die Zerstörung von Benthohabitaten, eine zu geringe Selektivität des Fanggeschirrs und ein generell zu hoher Fischereiaufwand sind die Hauptursachen für diese Situation. Die Fischerei hat damit insgesamt zu einer erheblichen Veränderung der Ökosysteme in der Ostsee beigetragen.

Ende 2002 wurde die Überarbeitung der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Gemeinschaft abgeschlossen. Ein wesentliches Ziel der Revision der GFP war die Berücksichtigung und Integration ökologischer Zielsetzungen im Sinne einer ökosystemar tragfähigen („nachhaltigen“) und umweltgerechten Bewirtschaftung bzw. eines Schutzes aller Arten und Habitate. Mit der Umstellung der GFP auf ein auf dem Ökosystemansatz und auf dem Vorsorgeprinzip basierendes Management sowie durch die Einführung von mehrjährigen Gesamtfangmengen (TAC) und Quoten, die für mehrere Arten gelten, soll jetzt eine Lösung für die genannten fischereilichen Probleme gefunden werden (Europäische Kommission, 1999, 2001a-c; Europäischer Rat, 2001a-b).

In diesem Beitrag soll anhand einiger Aspekte skizziert werden, wie eine beispielhafte Umsetzung der neuen EU-Fischereipolitik hin zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei im Ostseeraum aussehen könnte. Wichtigste Ziele sind dabei die Weiterentwicklung und die Anwendung der bisherigen Erkenntnisse des Ökosystemansatzes bei der Bewirtschaftung der Fischbestände der Ostsee, die Entwicklung von Maßnahmen zur Minimierung des Bei-

fangs von Jungfischen, Meeressäugtieren und Nicht-Zielarten und zur Erhöhung der Laichfischbestände sowie eine Regulierung der Industriefischerei auf ein naturverträgliches Maß. Die Umsetzung des Ökosystemansatzes wird jedoch nur dann zu einer der Tragfähigkeit und Produktivität des Ökosystems angepassten (nachhaltigen) Fischerei in der Ostsee führen, wenn gleichzeitig das Vorsorgeprinzip in Bezug auf das gesamte Ökosystem und nicht nur auf einzelne Zielarten angewendet wird. Ein wesentlicher Bestandteil hierbei ist die Abkehr von dem Anspruch auf eine flächendeckende Fischerei und der Ausweisung von marinen Schutzgebieten, in denen unter anderem auch fischereiliche Aktivitäten eingeschränkt werden können.

Ökosystemeffekte der Fischerei

Der wesentliche Einfluss der Fischerei auf die Ökosysteme der Ostsee liegt in der Entnahme von großen Mengen von Fischen. Dies hat in der Ostsee mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer (a) Reduktion des Fischnachwuchses, (b) zur Änderung bzw. Verkleinerung des Verbreitungsgebietes von Zielarten sowie (c) zu Veränderungen im Nahrungsnetz geführt (ICES, 2001b). Weiterhin sind zum Teil erhebliche Beifänge von Vögeln und marinen Säugetieren zu verzeichnen (siehe auch Kock et al., 2003, in diesem Band).

Gerade jüngste wissenschaftliche Veröffentlichungen weisen auf die komplexen Wechselwirkungen hin, die durch die drastische Reduktion der obersten trophischen Ebene (z.B. im Falle der Ostsee: Dorsche und Robben) im Nahrungsnetz ausgelöst werden können (Jackson et al., 2001). Die Veränderung von der „top down“ zur „bottom up“ Kontrolle kann zu einem drastischen Wechsel der Nahrungsbeziehungen innerhalb des gesamten Ökosystems führen (Rudstam et al., 1994). Durch den Verlust der piscivoren Fische nimmt die Anzahl der zooplanktivoren Fische zu und damit die Fraßkontrolle des Phytoplanktons ab. Dies kann zu verstärkten Planktonblüten und den damit verbundenen negativen Effekten für das Ökosystem führen. Anzustreben ist ein Zustand, bei dem das Phytoplankton durch die Räuber und nicht durch das Angebot an Nährstoffen kontrolliert wird. Dies bedeutet auch, dass die Überfischung der Dorschbestände in der Ostsee potentiell mitverantwortlich sein könnte für ein verstärktes Phytoplanktonwachstum und den damit verbundenen Eutrophierungserscheinungen und ihren Folgen für die Ostsee (Sparholt, 2002). Im

Rahmen von ICES werden sowohl „top down“ wie „bottom up“ Mechanismen für die beobachteten Phänomene diskutiert (ICES, 2001b), da auch Veränderungen der Hydrographie und der Temperatur für die Veränderungen im Bereich des Zooplanktons mitverantwortlich sein könnten (Flinkman et al., 1998). Der Verlust der „top down“ Kontrolle durch die Überfischung von Hechten, Zandern und Barschen hat in einigen Regionen der Ostsee, wie zum Beispiel im Nordosten der Rigaer Bucht, zu einer drastischen Zunahme von Stichlingen und anderer zooplanktivorer Fischarten geführt (Ojaveer & Lehtonen, 2001). Aufgrund des hohen Fischereidrucks bestehen viele Bestände hauptsächlich nur noch aus Jungfischen, ältere und größere (laichreife) Fische kommen nur noch selten vor. So werden zum Beispiel Dorsche in der Ostsee gefangen, bevor sie mit fünf Jahren ihre vollständige Laichfähigkeit erlangt haben (Tabelle 1). Der Laich älterer Dorsche besitzt in den komplizierten Umweltverhältnissen der Ostsee (geringer Salzgehalt, Sauerstoffdefizite in den Bodenschichten) deutlich bessere Überlebenschancen. Durch das Fehlen dieser älteren und größeren Tiere wird das Reproduktionspotential des Bestandes damit zusätzlich geschwächt (Vallin & Nissling, 2000).

Tabelle 1: Fangzusammensetzung des Dorsches nach Altersstufen in der Ostsee (Ernst, 2001).

	Westlicher Bestand	Östlicher Bestand
1 jährig	17%	3%
2 jährig	36%	37%
3 jährig	44%	45%
4 jährig	3%	15%
	100%	100%

Der Ökosystemansatz

Der Ökosystemansatz spielt eine der zentralen Rollen im Nachfolge- und Umsetzungsprozess der Biodiversitätskonvention, welche im Juni 1992 auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung, dem sogenannten „Erdgipfel“ in Rio de Janeiro verabschiedet wurde (www.biodiv.org).

Die allgemeinen Prinzipien dieses Ansatzes wurden 1998 auf einem Workshop in Lilongwe, Malawi in 1998 festgelegt (COP, 1998).

Auf dem Intermediate Ministerial Meeting der Nordseeschutzkonferenz im März 1997 (IMM, 97) wurde das Konzept erstmals im Kontext mit der Integration von Fischerei-, Umwelt- und Naturschutzpolitik diskutiert. Die diesem Beitrag zugrunde liegende Definition des Ökosystemansatzes geht auf den FAO Fischereiatlas, Abschnitt 3.2.8 zurück (FAO, 2001):

„Die Grundsätze des Ökosystemansatzes im Fischereimanagement bilden eine Erweiterung der herkömmlichen Grundsätze für die Entwicklung einer nachhaltigen Fischerei, bei der das Ökosystem als Ganzes berücksichtigt werden muss. Ziel ist es, trotz

der Schwankungen, Unsicherheiten und natürlichen Veränderungen des Ökosystems dafür zu sorgen, dass die aquatischen Ökosysteme auf Dauer zum Nutzen der gegenwärtigen und künftigen Generationen Nahrungsmittel, Einkommen und Beschäftigungsmöglichkeiten sowie generell einen wesentlichen Beitrag zum Leben und Lebensunterhalt liefern. Voraussetzung hierfür ist es, das menschliche Wohlergehen und den Schutz des Ökosystems sicherzustellen. Dafür müssen die Strukturen, Prozesse und Wechselwirkungen innerhalb des Ökosystems durch nachhaltige Bewirtschaftung geschützt werden. Möglich ist dies nur, wenn eine Reihe häufig widersprüchlicher Ziele berücksichtigt wird, wobei der erforderliche Konsens wohl nur über eine gerechte Verteilung der Nutzen zu erreichen ist.“

Besonders hervorzuheben ist hierbei, dass es sich um das Management der menschlichen Aktivitäten in den Ökosystemen und nicht um das Management von Ökosystemen an sich handelt. Weitere Hintergrundinformationen hierzu sind dem Bericht des marinen Fischereidienstes der USA (NMFS, 1998) und dem Arbeitspapier der Europäischen Kommission (2002) zu entnehmen.

Die Umsetzung des Ökosystemansatzes basiert auf dem Vorsorgeprinzip, welches das gesamte Ökosystem mit einschließt und sich nicht nur auf einige wenige Arten bezieht. So werden z.B. bisher im Fischereimanagement der Beifang von Nicht-Zielarten, von Vögeln, Meeressäugern und von nicht kommerziell genutzten Fischen außer acht gelassen. Daher ist es notwendig, das bisher für die Zielarten angewendete Vorsorgeprinzip mit der Festlegung von Vorsorgewerten bzw. Grenzwerten für den Laicherbestand (Bpa, Blim) und die fischereibedingte Sterblichkeit (Fpa, Flim) um ökosystemare Komponenten zu erweitern. Da eine Art nicht von ihrem Lebensraum losgelöst betrachtet werden kann, ist es unabdingbar, dass auch die einzelnen Lebensräume bei der Zustandsbewertung mit berücksichtigt werden. Dies sichert langfristig sowohl die Ökosysteme wie auch die Fischerei. Zukünftig sollten daher die Bewertungen und Empfehlungen für die Gesamtfänge in der Ostsee auf einer wesentlich breiter gefächerten Informationsbasis beruhen (ICES, 2001b), unter anderem auf:

- (1) Hintergrundinformationen über meteorologische und hydrologische Bedingungen
- (2) Informationen zu Nährstoffen, Produktivität und toxischen Algenblüten
- (3) Informationen zu Schadstoffen
- (4) Evaluation der Biomasse und Produktivität der Hauptnahrungsquellen für die intensiv befischten Bestände

(5) Evaluation der Bestände von Seevögeln und marinen Säugetieren

(6) Evaluation des Zustandes des Ostsee-Ökosystems.

Als nächster Schritt zur umfassenden Umsetzung des Vorsorgeansatzes im Fischereimanagement ist die Etablierung eines Mehrartenansatzes zu sehen. Besonders für die Ostsee ist dies eine absolute Notwendigkeit, da es erhebliche Wechselwirkungen zwischen Dorsch, Sprotte und Hering und einen engen Zusammenhang zwischen den einzelnen Populationsentwicklungen dieser Fischarten gibt (Hansson, 1999; Gislason, 2001; ICES, 2001a). Während Sprotten und Heringe eine wichtige Nahrung für die Dorsche sind, fressen Heringe und Sprotten andererseits die Larven und den Laich von Dorschen. Da zur Zeit der Dorschbestand niedrig ist, können Heringe und besonders Sprotten einen negativen Effekt auf den Bruterfolg und damit auf die Erholung der Dorschbestände haben (Köster & Schnack, 1994; Köster & Möllmann, 1997). Dennoch ist es als sehr fragwürdig anzusehen, durch eine sehr starke Befischung der Sprotten auf eine minimale Bestandsgröße den Dorschbestand fördern zu wollen (Rechlin, 2000).

Ein wesentliches Hindernis für die Umsetzung eines an ökosystemaren Funktionszusammenhängen ausgerichteten Fischereimanagements ist das sehr begrenzte Wissen über tatsächliche Systemzusammenhänge. War in den letzten Jahren schon das Wissen über die Zielarten vielfach rückläufig und sind Bestandsschätzungen zum Beispiel des Heringsbestandes der westlichen Ostsee zur Zeit nicht möglich, ist die Kenntnis über Nicht-Zielarten und die Auswirkungen der Fischerei auf Arten und Lebensräume noch deutlich geringer (ICES, 2001b). Aus diesem Grund ist ein adaptives Management auf Basis des Vorsorgeprinzips notwendig (Elmgren, 2001), welches sich immer wieder den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen anpasst und auf einem hinreichenden Monitoring fußt.

Die mangelnde Berücksichtigung des bereits schon jetzt bestehenden Wissens und der daraus abgeleiteten wissenschaftlichen Empfehlungen im Fischereimanagement in der Ostsee ist offensichtlich. In der Ostsee haben sich lokale Populationen von Dorschen und Heringen herausgebildet, die sich an die unterschiedlichen Umweltbedingungen angepasst haben. Durch den Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) werden Dorsche in den Gebieten 22 bis 24 als westlicher Bestand bezeichnet, die Gebiete 25 bis 32 werden dem östlichen Dorschbestand zugeordnet (Oeberst, 2000). Dennoch erfolgt die Festlegung der Höchstfangmengen für den westlichen und den östlichen Dorschbestand gemeinsam und nicht getrennt, wie es für ein nachhaltiges Bestandsmanagement notwendig wäre (Ojaveer & Lehtonen, 2001).

Marine Schutzgebiete in der Ostseeregion

Grundsätzlich bedeutet eine Integration von Umwelt- und Naturschutzbelangen in das Fischereimanagement eine grundlegende Abkehr von dem Anspruch auf eine flächendeckende Fischerei. Der effektive Schutz von Arten und Lebensräumen ist mit einer flächendeckenden, intensiven Fischerei nicht vereinbar. Ein aus naturschutzfachlicher Sicht sehr wichtiger Beitrag für eine ökosystemverträgliche Fischerei ist daher die Einrichtung von marinen Schutzgebieten. Die rechtliche Verpflichtung zur Ausweisung von Schutzgebieten im marinen Bereich ist auf internationaler Ebene durch das Internationale Übereinkommen der Vereinten Nationen (VN) über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD) sowie auf europäischer Ebene durch die FFH- und die Vogelschutz-Richtlinie (NATURA 2000) gegeben. National wurde durch das am 3. April 2002 verabschiedete Naturschutzgesetz, die Ausweisung von marinen Schutzgebieten im Rahmen von NATURA 2000 rechtsverbindlich festgeschrieben. Jüngste wissenschaftliche Publikationen und langjährige Erfahrungen in verschiedenen Teilen der Welt (Neuseeland, Australien, USA) zeigen, dass Meeresschutzgebiete nicht nur wichtig sind für den Schutz von Nicht-Zielarten und marinen Lebensräumen, sondern als wichtigen Nebeneffekt auch positiven Einfluss auf kommerziell genutzte Fischbestände haben können (Roberts et al., 2001; NCEAS, 2001; Pearce, 2002, NRC, 2001).

Schlussfolgerungen zu marinen Schutzgebieten, die von 161 Meereswissenschaftlern und Experten unterzeichnet wurden (NCEAS, 2001):

- Marine Schutzgebiete schützen sowohl Fischerei als auch die Biodiversität.
- Um das Ziel zu erreichen, die Fischerei und die Biodiversität zu schützen, müssen marine Schutzgebiete die Vielfalt aller marinen Lebensräume einschließen.
- Marine Schutzgebiete sind der beste Weg, relativ stationär lebende Arten zu schützen und wichtige Lebensräume nachhaltig zu bewahren.
- Marine Schutzgebiete müssen im Kontext anderer Managementmaßnahmen eingerichtet und aufrecht erhalten werden.
- Marine Schutzgebiete benötigen dezidierte Programme zur Überwachung und zur Evaluation der Auswirkungen des Schutzgebietes innerhalb und außerhalb seiner Grenzen.

- Marine Schutzgebiete bieten sich als Referenzgebiete für die Evaluation der Bedrohung der Lebensgemeinschaften im Ozean an.
- Zum Vorteil einer langfristig ausgerichteten Fischerei und dem Naturschutz ist die Einrichtung eines Netzwerkes von marinen Schutzgebieten notwendig.
- Die vorhandenen wissenschaftlichen Informationen rechtfertigen eine sofortige Einrichtung von völlig eingriffsfreien marinen Schutzgebieten als eine zentrale Managementoption.

Wie weit diese Aussagen auch auf die Ostsee zutreffen und auch hier kommerziell genutzte Fischbestände von Schutzgebieten profitieren würden, ist momentan noch nicht zu beantworten, da hierzu bislang keine Untersuchungen vorliegen. Aufgrund der genannten positiven Effekte in anderen Meeresgebieten, wäre es jedoch dringend geboten, auch in der Ostsee nutzungsfreie Zonen mit entsprechender wissenschaftlicher Begleitung einzurichten. Derartige Gebiete werden auch für die Nordsee schon seit längerer Zeit wiederholt gefordert (IMM, 1998; INK, 2002).

Die HELCOM hat bereits 1994 mit der „Empfehlung 15/5“ die Einrichtung eines ostseeweiten Systems

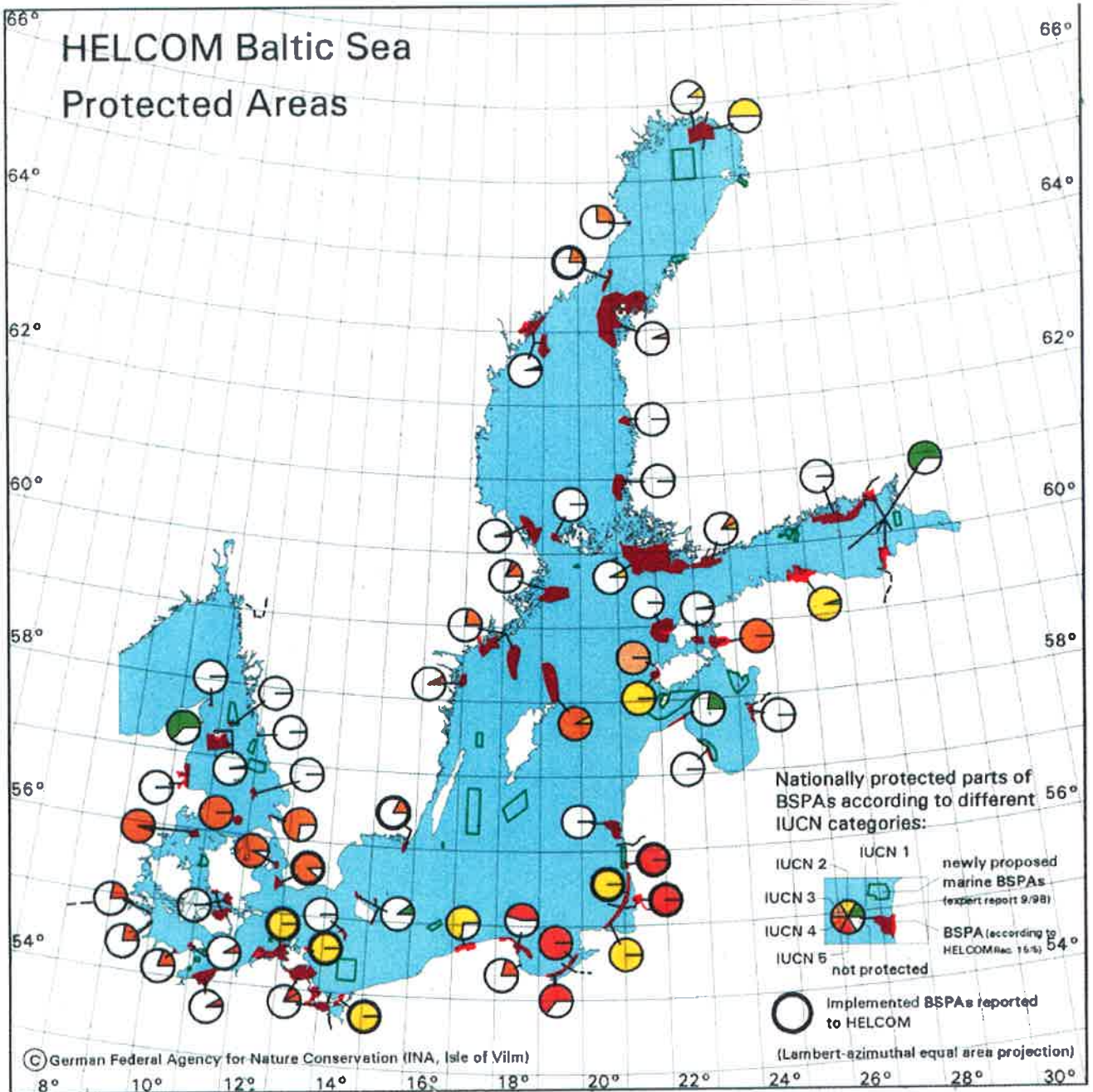


Abb. 1: Lage und Status mariner Schutzgebiete in der Ostsee (Baltic Sea Protected Areas, HELCOM 2002).

von sog. „Baltic Sea Protected Areas“ (BSPA) beschlossen. Zwar sind fast alle der 62 bislang von den Ostsee-Nationen vorgeschlagenen Baltic Sea Protected Areas küstennahe Gebiete mit zum Teil großen terrestrischen Anteilen, doch sind bei 37 (= 60%) von ihnen mehr als 90% der Fläche aquatische Bereiche (Abbildung 1). Viele dieser Gebiete besitzen in den einzelnen Staaten bereits in Teilbereichen oder auf den ganzen Flächen einen nationalen Schutzstatus, wie z.B. Nationalpark, Naturschutzgebiet, Landschaftspark oder auch einen internationalen Status wie Ramsargebiet, EU-Vogelschutzgebiet oder EU-FFH-Gebiet (Boedeker & Nordheim, 1996).

1995 wurde zusätzlich eine „HELCOM-Richtlinie“ für die Auswahl von BSPA, deren Ausweisung und deren Management u.a. unter zur Hilfenahme von entsprechenden IUCN-Kriterien verabschiedet. Das Schutzziel für BSPA wurde in dieser 2001 überarbeiteten Richtlinie wie folgt definiert:

„In einem BSPA sollen Arten, natürliche Lebensräume und Naturlandschaften des Meeres- und Küstenökosystems der Ostsee unter besonderen Schutz gestellt werden, um die biologische und genetische Vielfalt zu erhalten und ökologische Prozesse zu schützen“.

Bei der Auswahl von BSPA sollen folgende Kriterien entsprechend der Richtlinie zur Anwendung kommen:

- 1) Flächen mit hoher Biodiversität
- 2) Lebensräume von endemischen, seltenen oder gefährdeten Arten oder Lebensgemeinschaften
- 3) Lebensräume wandernder Arten
- 4) Aufwuchs- und Laichgebiete für Fische
- 5) seltene, einmalige oder besonders repräsentative geologische Strukturen.

Das HELCOM-Schutzgebietssystem wurde so konzipiert, dass es schrittweise erweitert werden soll. Besondere Betonung wird dabei auf zusätzliche Identifizierung und Ausweisung von **reinen** Meeresschutzgebieten, z.T. außerhalb der territorialen Gewässer der Vertragsstaaten, allerdings innerhalb ihrer ausschließlichen Wirtschaftszonen, gelegt. Aus diesem Grund wurde von der HELCOM 1998 eine detaillierte Vorschlagsliste von 24 neuen, sog. „Offshore“-BSPA vorgelegt.

Eine umfassende Übersicht über existierende und geplante Meeres- und Küstenschutzgebiete der Ostseeregion wurde im Auftrag der Helsinki-Kommission 1996 veröffentlicht (HELCOM, 1996).

Erste deutsche NATURA 2000 und zum Teil gleichzeitig BSPA-Gebietsabgrenzungen in der AWZ auf Basis des neuen Bundesnaturschutzgesetzes werden in Kürze erfolgen.

Neben der Ausweisung der Schutzgebiete ist die Erarbeitung von Managementplänen von zentraler Bedeutung. Ziel ist es, alle für den Lebensraum und die dort vorkommenden Arten schädlichen menschlichen Aktivitäten zu vermeiden. Bezüglich des Fischereimanagement bedeutet dies, dass nach einer Analyse der Auswirkungen der vor Ort praktizierten Fischereimethoden und -praktiken entsprechende Regelungen und Maßnahmen zum Schutz der Gebiete getroffen werden können. Da in der AWZ die alleinige Kompetenz für solch ein Fischereimanagement bei der Europäischen Union liegt, ist hier eine enge Kooperation mit der EU-Kommission sowie auf regionaler Ebene mit der International Baltic Sea Fishery Commission (IBSFC) notwendig. Gleichzeitig ist jedoch auch eine enge Zusammenarbeit mit der Fischindustrie und den Fischern anzustreben, um die Akzeptanz der beschlossenen Maßnahmen sicherzustellen sowie im Vorfeld schon mögliche gemeinsame Lösungsansätze zu erarbeiten.

Rote Listen

Aus naturschutzfachlicher Sicht bedeutet eine natur- und ökosystemverträgliche Fischerei, dass die Gefährdung von Arten und Lebensräumen im Sinne einer Bedrohung von Populationen durch die Fischerei ausgeschlossen ist. Basis für solch eine Bewertung sind die Roten Listen der Tiere und Pflanzen oder der Lebensräume, die den Zustand der Natur in der Ostsee anhand der Gefährdungssituation von Arten beschreiben. In der von HELCOM (1998) veröffentlichten Roten Liste wurden von den 133 unterschiedenen Biotoptypen der Ostseeregion 20 Biotopotypen oder 15 % als „stark gefährdet (Kategorie 2)“ und 91 Biotopotypen oder 68,4% als „gefährdet (3)“ eingestuft (Abbildung 2).

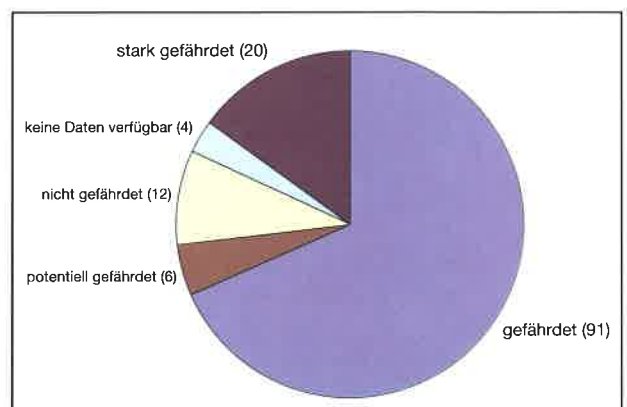


Abb. 2: Gefährdungssituation der Meeres- und Küstenbiotope der Ostsee (Nordheim et al., 1998).

Nach der deutschen Roten Liste für das heimische Ostseegebiet sind z. B. alle drei hier auftretenden Meeressäugetiere (Kegelrobbe, Seehund, Schweinswal) „vom Aussterben bedroht“, mehr als ein Viertel

der Meeresfischarten, ein Zehntel der bodenlebenden wirbellosen Tiere und ca. 34% aller vorkommenden Makroalgen gelten als gefährdet oder sogar bereits als verschwunden (Merck & Nordheim, 1996). Viele der Meeres- und Küstenvögel sind gefährdet oder ausgestorben (46 Arten), ebenso wie jeweils etwa die Hälfte der Gefäßpflanzen und der Käfer. Für die marinen Arten wird an erster Stelle der Nährstoffeintrag als Gefährdungsursache genannt.

Außer den Geröll- und Blockstränden sind alle Biotoptypen der Küsten- und Meeresbereiche der deutschen Ostsee in ihrer ursprünglichen Flächenausdehnung oder in ihrer typischen Ausprägung negativ beeinflusst. Als stark in ihrer Qualität gefährdet gelten z.B. fast alle unterseeischen Bodenlebensräume (Benthal).

Regionalisierung der EU-Fischereipolitik – verstärkte Kooperationen in der Ostseeregion

Eine ökosystemorientierte Fischereipolitik bzw. ein umweltverträgliches Fischereimanagement beginnt mit der Erkenntnis, dass die Folgen der zu intensiven Fischerei weit über die kommerziell genutzten Arten hinausgehen (Europäische Kommission, 2002). Fortschritte im Bereich des Schutzes der Arten und Lebensräume und insbesondere der Fischbestände der Ostsee zum Wohle der Natur wie auch der Fischerei werden daher nur erreicht werden können, wenn es zu einer engen Zusammenarbeit aller relevanten Interessengruppen und Institutionen im Ostseeraum kommt. Daher müssen zukünftig für alle Managementmaßnahmen im Bereich der Fischerei auch Beteiligte aus anderen Bereichen mit einbezogen werden und nicht nur den Fischereinteressen Rechnung getragen werden (Europäische Kommission, 2002; Mikalsen & Jentoft, 2001). Weiterhin sind neue Managementstrategien für die Fischerei in der Ostsee notwendig (Hjerne, 1997, 2000).

Daher ist die in jüngster Zeit vertiefte Kooperation zwischen der Internationalen Ostseefischerei-Kommission (IBSFC) und der Helsinki-Kommission (HELCOM) sehr zu begrüßen. Im Februar 2002 führten IBSFC und HELCOM zum ersten Mal ein gemeinsames Seminar über den Schutz der Ostsee, deren Lebensräume und besonders der Fischbestände durch. Generell wurde dabei von allen Seiten die Einschätzung geteilt, dass eine tiefgreifende Veränderung des Ökosystems Ostsee durch die Fischerei erfolgt ist und die ökonomische Situation der Ostseefischer sehr schwierig ist. Zwischen IBSFC und HELCOM wurden auf dem Seminar in Gdynia, Polen, folgende Themen für eine weitere Zusammenarbeit vereinbart:

- Verringerung von Beifängen und Rückwürfen,
- Entwicklung von selektiverem Fanggeschirr und Fischereimethoden,

- Schutz von lokalen Robbenbeständen sowie potentielle Managementmaßnahmen,
- Wiederherstellung der Wildlachsbestände und ihrer Laich- und Aufzuchtgebiete,
- Wiederaufbau der ausgestorbenen Störpopulation,
- Beteiligung an europaweiten Maßnahmen zum Schutz der Aalbestände,
- gemeinsame Forschungsprojekte zum Beispiel zur Überwachung der Beifänge von Vögeln, Schweinswalen und anderen nicht kommerziell nutzbaren Arten und zur Überwachung der Schweinswal-Bestände.

Zukünftig wäre es wünschenswert, wenn diese Zusammenarbeit in Richtung eines „advisory board“ ausgebaut werden würde, wie sie zum Beispiel im Grünbuch der EU zur Zukunft der europäischen Fischereipolitik angesprochen wird. Die Aufgabe eines solchen Gremiums wäre, die Integration von Umwelt- und Naturschutzbelangen in die Fischereipolitik der Ostsee zu begleiten und auch die EU-Kommission entsprechend zu beraten.

Konkrete Beispiele einer solchen Kooperation

Wiederaufbau der Wildlachsbestände in der Ostsee

Weitreichende Empfehlungen für Maßnahmen zum Wiederaufbau der Wildlachspopulationen und der Laichflüsse wurden von der HELCOM und der IBSFC verabschiedet, welche als ein Beispiel für gute Zusammenarbeit zwischen Fischerei und Naturschutz angesehen werden kann.

Die Gefährdung des Wildlachs (*Salmo salar*) in der Ostsee rührt vor allem daher, dass er als anadromer Wanderfisch zum Laichen in diejenigen Flüsse wieder aufsteigt, in denen er geschlüpft ist. Die Möglichkeit zu Laichwanderungen zu den Oberläufen der Ostseezuflüsse wurde ihm jedoch mehr und mehr durch Schiffbarmachung, Staudämme zur Stromerzeugung, aber auch durch Gewässerverschmutzung, andere Störfaktoren und Laichplatzzerstörungen genommen. Aber auch der Laich derjenigen Lachse, die sich noch in den wenigen verbliebenen naturnahen Lachsflüssen reproduzieren, ist durch das sogenannte „M74-Syndrom“ bedroht, das ostseeweit 1993 zu einer 80%igen Mortalitätsrate des Lachslaiches geführt hat. Im Jahre 2000 betrug die Sterblichkeit immer noch 30%. Unter anderem werden die Wirkungen von Umweltschadstoffen, wie PCBs und Dioxinen, hiermit in Verbindung gebracht (Breitholz et al., 2001).

Nur noch 10% des Lachsbestandes in der Ostsee ist auf natürliche Reproduktion zurückzuführen, dagegen werden 90% künstlich erbrütet und ausgesetzt. Zusammen mit den Lachsen, die aus den Aquakulturen entkommen, stellen sie eine Gefahr für die genetische Vielfalt der Lachspopulationen in der Ostsee dar.

Aufgrund der gemeinsamen Bemühungen von IBSFC und HELCOM sowie durch nationale Behörden haben sich die Wildlachsbestände in den letzten Jahren in vielen Flüssen verbessert. In einigen Flüssen sind die natürlichen Populationen jedoch weiterhin stark gefährdet. Daher sollte sich die Lachsfischerei zukünftig vornehmlich auf die Flüsse mit einer gesunden Lachspopulation konzentrieren. Ziel des Lachs-Aktionsplans von der IBSFC ist es, dass bis 2010 die Lachspopulationen in den Flüssen aus mindestens 50% Wildlachs bestehen (IBSFC, 1997).

Stör

Zu intensive Fischerei und Folgen der Umweltbelastungen führten dazu, dass sich der früher häufige Europäische Stör (*Acipenser oxyrinchus*) in deutschen Gewässern nicht mehr reproduziert und für das deutsche Ostseegebiet als ausgestorben gilt (siehe auch Gessner & Arndt, 2003, in diesem Band). Das vor allem durch Überfischung bedingte Aussterben des Störs war weder durch die zu spät erfolgten Fangmengen- noch durch Mindestlängen-Regulierungen aufzuhalten, da diese Tiere erst im Alter von 10-15 Jahren geschlechtsreif werden. Eine internationale Projektgruppe der HELCOM beschäftigt sich inzwischen unter deutscher Leitung mit Wiedereinbürgerungsversuchen dieses früheren Charakterfisches von Nord- und Ostsee und fast allen deutschen Flüssen. Parallel dazu finanziert das BfN seit 1996 ein deutsches Vorhaben mit dem Ziel: (1) Aufbau eines Laicherbestandes, (2) Auswahl von Auswilderungsgebieten und (3) Auswilderung und Erfolgskontrolle.

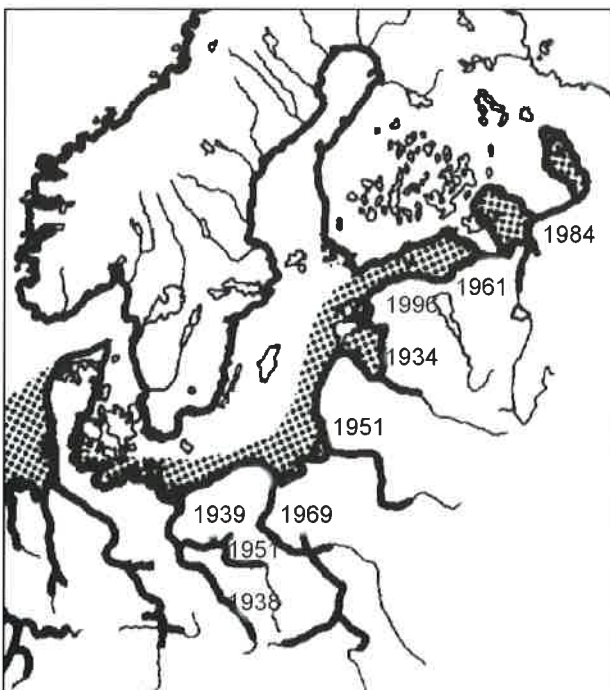


Abb. 3: Darstellung, wo und wann zuletzt Störe in den verschiedenen Ostseeregionen gefangen wurden (HELCOM, 2002).

Das Vorhaben wird von der IBSFC unterstützt, welche ihre Fischereiorganisationen zur Kooperation aufgerufen hat. Möglicherweise gibt es daher in einigen Jahren wieder den Stör als wildlebendes Tier in der Ostsee. Zumindest scheint der ehemalige Lebensraum in vielen Bereichen noch weitgehend intakt oder renaturierbar zu sein. Der Fang eines großen Weibchens in Estland im Sommer 1996 zeigt, dass die Art zumindest in anderen Teilen der Ostsee noch in Einzelexemplaren vorkommt (Abbildung 3).

Minimierung des Beifangs und der Rückwürfe (discards)

In anderen Beiträgen dieser Ausgabe von Meer und Museum wird bereits über Beifänge von Fischen, Vögeln und Meeressäugtieren berichtet (Kock et al., 2003; Panten et al., 2003; Schirmeister, 2003). Aus diesem Grund wird an dieser Stelle nur kurz auf dieses Thema eingegangen, obwohl es für die Etablierung einer ökosystemverträglichen Fischerei von zentraler Bedeutung ist.

So haben die Rückwürfe zu erheblichen Verschiebungen im Artenspektrum der Vögel geführt. Auch die Nahrungsgewohnheiten von Tieren auf dem Meeresboden haben sich durch die Rückwürfe verändert (Tabelle 2; ICES, 2000).

Tabelle 2: Rückwürfe und der Anteil der Rückwürfe in der Ostsee, die von Vögeln als Nahrung aufgenommen werden (ICES, 2000).

Art	Rückwurf	Rückwürfe von Vögeln gefressen	
	(Tonnen)	(Tonnen)	%
Dorsch	6573	5587	85
Flunder	2089	251	12
Sprotte	910	737	81
Scholle	515	62	12
Kliesche	390	47	12
Steinbutt	68	8	12
Wittling	52	46	88
anderer Fisch	405	203	50
Beifang	11002	6941	63
Fischabfälle	14950	14502	97

Grundsätzlich muss der Beifang von Fischen, Benthosorganismen, Seevögeln und marinen Säugetieren drastisch reduziert werden. Hierzu sind sowohl technische Maßnahmen wie die Erhöhung der Selektivität (Dahm & Gabriel, 2003) als auch gesetzliche Anordnungen wie ein Verbot von Rückwürfen und die Verpflichtung zum Wechsel des Fangplatzes ab einer bestimmten Beifangrate dringend notwendig (Hubold, 2000). Die Anlandung aller Beifänge hätte zudem den Vorteil, dass für die Bestandsschätzungen die Anlandemenge auch den Fangmengen entsprechen würde und somit eine wesentliche Fehlerquelle bei der Beurteilung und Festlegung der Fangquoten beseitigt wäre.

Beispiel Schweinswale

Koschinski (2002) beschreibt in einem Übersichtsartikel das aktuelle Wissen über den Zustand der Schweinswalbestände (*Phocoena phocoena*) in der Ostsee. Basierend hierauf, sowie aufgrund der Ergebnisse des ASCOBAN-Workshops über einen Wiederaufbauplan für die Schweinswale der Ostsee in Jastarnia, Polen, in 2002, sind die Beifänge von Schweinswalen in der Stellnetzfisherei auf Dorsch und der Treibnetzfisherei auf Lachs als die häufigste unnatürliche Todesursache anzusehen. Gelingt es nicht, diese Beifänge erheblich zu reduzieren, ist mit dem Aussterben der Schweinswale in der zentralen Ostsee innerhalb der nächsten 20 Jahre zu rechnen.

Ein vielversprechender Lösungsansatz ist die Umstellung der Stell- und Treibnetzfisherei auf die Fischerei mit Langleinen und Reusen. Hierzu ist trotz möglicher finanzieller Hilfen erhebliche Überzeugungsarbeit bei den Fischern notwendig, um solch eine Änderung der Fischermethoden zu erreichen. Das Überleben der Schweinswale in der Ostsee kann daher als ein wichtiger Indikator für den Erfolg des zukünftigen Fischereimanagements gesehen werden.

Schlussfolgerungen

Die Fischerei wird immer ein Eingriff in die Ökosysteme darstellen. Ziel einer ökosystemverträglichen Fischerei muss es sein, die Auswirkungen dieser Eingriffe so zu minimieren, dass es zu keiner Veränderung der ökosystemaren Zusammenhänge und zu keiner Verschiebung der trophischen Beziehungen kommt. Grundlage einer langfristig gesicherten naturverträglichen Fischerei sind intakte Ökosysteme in der Ostsee.

Obwohl noch viele Fragen offen sind und z. B. eine generelle Bewertung der in der Ostsee eingesetzten Fanggeräte noch aussteht sowie auch sozioökonomischen Fragestellungen zu klären sind, lassen sich schon jetzt folgende notwendige Schritte für eine natur- und ökosystemverträglichere Fischerei im Sinne eines adaptiven Managements festhalten:

- Wiederaufbau des Dorschbestandes in der Ostsee, so dass die ursprüngliche ökosystemare Funktion durch diesen Top-Prädator wieder wahrgenommen wird. Wiederherstellung einer Populationsstruktur, in der auch ältere und größere Fische vorkommen.
- Minimierung des Beifangs von Jungfischen, Meeressäugern, Vögeln und Nicht-Zielarten durch Umstellung der Fischereimethoden und durch Erhöhung der Selektivität der Fanggeräte.
- Verbot von Rückwürfen.

- Verringerung der Auswirkungen von Bodenschleppnetzen (z.B. Aalschleppnetzfisherei) durch Substitution mit weniger schädlichen Fischereipraktiken.
- Einrichtung von marinen Schutzgebieten mit entsprechenden Managementplänen.
- Anpassung der jeweiligen Fischereikapazitäten an eine langfristig bestandserhaltende Fischerei.
- Deutlich verbesserte Kooperation zwischen den für Fischerei und Naturschutz zuständigen Gremien inklusive einer verbesserten Beteiligung von Fischern, Fischindustrie und den Umwelt- und Naturschutzverbänden beim Fischereimanagement.

Literatur

- Boedeker, D. & H. von Nordheim (1996): Aufgaben, Ziele und Strategien des Naturschutzes im Küstenraum und multinationalen Naturschutzzusammenarbeit der Ostseerainerstaaten. Greifswalder Geographische Arbeiten 14: 129-148.
- Breitholz, M., C. Hill, & B.-E. Bengtsson (2001): Toxic substances and reproductive disorders in Baltic fish and crustaceans. *Ambio* 30 (4-5): 210-216.
- COP (1998): The Malawi Principles for an ecosystem approach to the conservation and sustainable use of biological diversity. Report of the workshop on the Ecosystem Approach. Lilongwe, Malawi, 26 - 28 January 1998, UNEP/CBD/COP/4/Inf. 9.
- Dahm, E. & O. Gabriel (2003): Entwicklung bestandsschonender, umweltverträglicher und energiesparender Fangtechniken für die Seefischerei. *Meer und Museum* 17: 176-185.
- Elmgren, R. (2001): Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. *Ambio* 30 (4-5): 222-231.
- Ernst, W. (2001): Darstellung von Forschungsergebnissen während der deutschen Vorbereitungssitzung zur IBSFC Jahrestagung 2001.
- Europäische Kommission (1999): Fisheries management and nature conservation in the marine environment. KOM (1999): 363.
- Europäische Kommission (2001a): Green Paper on the reform of the Common Fisheries Policy (CFP). KOM (2001): 135 S.
- Europäische Kommission (2001b): Elements of a strategy for the integration of environmental protection requirements into the Common Fisheries Policy. KOM (2001): 143.
- Europäische Kommission (2001c): Biodiversity Action Plan for Fisheries. KOM (2001). 162, IV.
- Europäische Kommission (2002): The Ecosystem-based Approach to Fisheries Management (EAFM): possibilities and priorities for international co-operation; COMMISSION STAFF WORKING PAPER; presented at the FAO Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem held in Reykjavik, 1-4 October 2001.
- Europäischer Rat (2001a): Conclusions from the Council of 25 April 2001 on integration of environmental concerns and sustainable development into the Common Fisheries Policy. Doc. No. 7885/01 Pêche 78, Env. 188.
- Europäischer Rat (2001b): Conclusions from the Council of the 18. June 2001 on 'Biodiversity Action Plan for Fisheries'.
- FAO Fischereiatlas (2001): Food and agriculture Organization of the United nations, World fisheries and Aquaculture Atlas; ISBN 92-5-104597-6.

- Flinkman, J., E. Aro, I. Vuorinen & M. Viitasalo (1998): Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top - down and bottom - up processes at work. *Marine Ecology Progress Series* 165: 127-136.
- Gessner, J. & G.-M. Arndt (2003): Der atlantische Stör – ein Beispiel für die besondere Gefährdung der Wanderfischarten. In: *Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee, Meer und Museum* 17: 167-175.
- Gislason, H. (2001): The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function. Vortrag auf der Reykjavik Konferenz „On Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem“ Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001.
- Hansson, S. (1999): Human effects on the Baltic Sea ecosystem-fishing and eutrophication. In: *Ecosystem Considerations in Fisheries Management. Proceedings of the International Symposium on Ecosystem Considerations in Fisheries Management. Alaska Sea Grant Program report, University of Alaska, Fairbanks, Alaska.*
- HELCOM (1996): Coastal and Marine Protected Areas in the Baltic Sea Region. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 63: 250 S.
- HELCOM (1998): Red list of marine and coastal biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 75: 128 S.
- HELCOM (2001): Fourth periodic assessment of the State of the Baltic Marine environment, 1994 – 1998; Zusammenfassung. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 82A: 24 S.
- HELCOM (2002): Fourth periodic assessment of the State of the Baltic Marine environment, 1994 - 1998; ausführliche Version. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 82B: 216 S.
- Hjerne, O. (1997): Managing the Baltic Sea cod: stable catches in an unstable environment. Stockholm University. Department of Systems Ecology, Stockholm.
- Hjerne, O. (2000): Fish and fisheries management in an ecological context, with emphasis to the Baltic Sea. Stockholms Universitet. Institutionen för systemekologi, Stockholm.
- Hubold, G. (2000): Seefischerei – Nachhaltige Entwicklung der Hochseefischerei. *Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung* 47(4): 163 - 179.
- IBSFC (1997): Internationale Ostseefischereikommission. Salmon Action Plan 1997-2010, IBSFC Resolution IV.
- ICES (2000): Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment (ACME): ICES cooperative research report, Nr. 241; Dänemark, November 2000, ISSN 1017-6195.
- ICES (2001a): Report of the Study group on multispecies predictions in the Baltic: Baltic Committee: 106 S.
- ICES (2001b): Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment (ACME). ICES cooperative research report, Nr. 248; Dänemark, Dezember 2001, ISSN 1017-6195.
- IMM (1997): Intermediate Ministerial Meeting on the integration of fisheries and environmental issues, 13-14 March 1997, Bergen Norway. Statement of Conclusions.
- INK (2002): 5. Internationale Nordseeschutzkonferenz in Bergen; Ministerdeklaration, <http://www.dep.no/md/nsc>.
- Jackson, J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjørndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner & R. R. Warner (2001): Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-637.
- Kock, K.-H., N. Siebert & K. Harder (2003): Wale und Robben in den Küstengewässern der Ost- und Nordsee und ihre Gefährdung durch den Menschen. Bieten deutsche Gewässer noch ausreichend Lebensraum für marine Säuger? *Meer und Museum* 17: 150-159.
- Koschinski, S. (2002): Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia* 55 (3): 167 - 197.
- Köster, F.W. & C. Möllmann, (1997): Predation by sprat and herring on early life stages of cod and sprat in the central Baltic. In: *Forage Fishes in Marine Ecosystems. Proceedings of the International Symposium on the Role of Forage Fish in Marine Ecosystems. Alaska Sea Grant Program report, 97-01. University of Alaska, Fairbanks, Alaska: 41-69.*
- Köster, F.W. & D. Schnack, (1994): The role of predation on early life stages of cod in the Baltic. *Dana, Vol. 10: 179-201.*
- Merck, T. & H. von Nordheim (1996): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 48.
- Mikalsen, K. H. & S. Jentoft (2001): From user-groups to stakeholders? The public interest in fisheries management. *Marine Policy* 25: 281-292.
- NCEAS (2001): National Center for Ecological Analysis and Synthesis, University of California, Scientific consensus statement on marine reserves and marine protected areas, NCEAS Working Group on Marine Reserves and Participants in the Academic Scientist Group at the COMPASS Monterey Meeting on Marine Reserves, <http://www.nceas.ucsb.edu/>.
- NMFS (1998): National Marine Fisheries Service; Ecosystem Principles Advisory Panel: Ecosystem Based Fishery Management, a report to congress, Washington: 54 S.
- Nordheim, H. von & T. Merck (2000): Auswirkungen der Fischerei auf das marine Ökosystem – Beispiel Nordsee -. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift, Suppl.* 12.
- Nordheim, H. von, D. Boedeker & R. Grunewald, (1998): Evaluation of the Red List of marine and coastal Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 75: 15-17.
- NRC (2001): Marine Protected Areas. Tools for sustaining ocean ecosystems. National Research Council (NRC), Committee on the Evaluation, Design and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States. National Academy Press, Washington, DC: 272 S.
- Oeberst, R. (2000): Austauschprozesse zwischen den Dorschbeständen der westlichen und östlichen Ostsee. *Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung* 47(2): 75 -78.
- Ojaveer, E. & H. Lehtonen, (2001): Fish stocks in the Baltic Sea: finite or infinite resource? *Ambio* 30 (4-5): 217-221.
- Panten, K., L. Rippe & M. Fleck (2003): Beifang und Discard der deutschen Fischerei in der Nordsee. *Meer und Museum* 17: 126-132.
- Pearce, J. (2002): The future of fisheries – marine protected areas – a new way forward or another management glitch? *Marine Pollution Bulletin* 44: 89-91.
- Rechlin, O. (2000): Fischbestände der Ostsee, ihre Entwicklung seit 1970 und Schlussfolgerungen für ihre fischereiliche Nutzung - Teil 3: Sprotte. *Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung* 47(2): 78-83.
- Roberts, C., J.A. Bohnsack, F. Gell, J.P. Hawkins & R. Goodridge (2001): Effects of marine reserves on adjacent fisheries, *Science* 294: 1920-1923.
- Rudstam, L. G., G. Aneer, & M. Hildén(1994): Top-down control in the pelagic Baltic ecosystem. *Dana* 10: 105-129.
- Schirmeister, B. (2003): Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei - das Beispiel der Insel Usedom. *Meer und Museum* 17: 160-166.
- Sparholt, pers. Mitteilung (2002): Vortrag auf dem HELCOM / IBSFC Seminar „Joint HELCOM/IBSFC Seminar on Fisheries Issues and Environmental protection in the Baltic Sea“, Februar 2002 in Gdynia, Polen.
- Vallin, L. & A. Nissling (2000): Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua*: implications for stock structure effects on recruitment. *Fisheries research* 49 (1): 21-37.

Meeresforschung und Fischereiforschung Ein Blick zurück

Gotthilf Hempel

Was wäre die Meeresforschung ohne die Fischerei und umgekehrt? Über diese mehr als hundertjährige Symbiose lohnt es, sich Gedanken zu machen, wenn es in Zukunft darum geht, das Meer nachhaltig zu nutzen und zu schützen.

Von Anfang an sollte und wollte die Meeresforschung in Deutschland nützlich sein. Schon die erste, große deutsche Expedition, die Weltumsegelung der Korvette „Gazelle“ 1874 – 76 sollte nicht nur möglichst viel Wissenswertes über das Meer in Erfahrung bringen (Abb. 1), wie die gleichzeitige „Challenger“-Expedition, sondern sie diene mit meteorologischen und magnetischen Messungen auch handfesten Interessen der Schifffahrt. Selbst die Planung der Deutschen Atlantischen Expedition 1925-27 war nicht frei von wirtschaftlichen und politischen Erwägungen. Auch heutzutage spielen anwendungsorientierte Fragen, z.B. der Klimavorhersage und -steuerung und potentieller geologischer und biologischer Ressourcen eine wichtige Rolle bei der Begründung ozeanischer Expeditionen.

Für Forschungsarbeiten in den Küstenmeeren bis hin zu den Kontinentalhängen lieferte die Fischerei seit jeher die stärksten Anwendungsargumente. Auf die flachen Teile des Ozeans, in denen sich der Großteil der Fischerei und anderer Nutzungen abspielt, werde ich mich im Folgenden konzentrieren. Dabei stelle ich die Nordsee in den Mittelpunkt. Hier lassen sich die Wechselbeziehungen zwischen Fischerei- und Meeresforschung auch anhand der Entwicklung des Internationalen Rates für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea- ICES) und seines deutschen Pendanten, der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung – DWK – besonders gut ablesen.

Meeresbiologie

Der (Meeres-)Biologe sieht das Leben im Meer seit jeher aus ganz verschiedenen Perspektiven. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts blühte in Deutschland die Systematik, die vergleichende Mor-



Abb. 1: Begegnung der Korvetten „Gazelle“ und „Vineta“ in der Magellanstraße während der ersten deutschen wissenschaftlichen Weltumsegelung der „Gazelle“ von 1874 – 76.

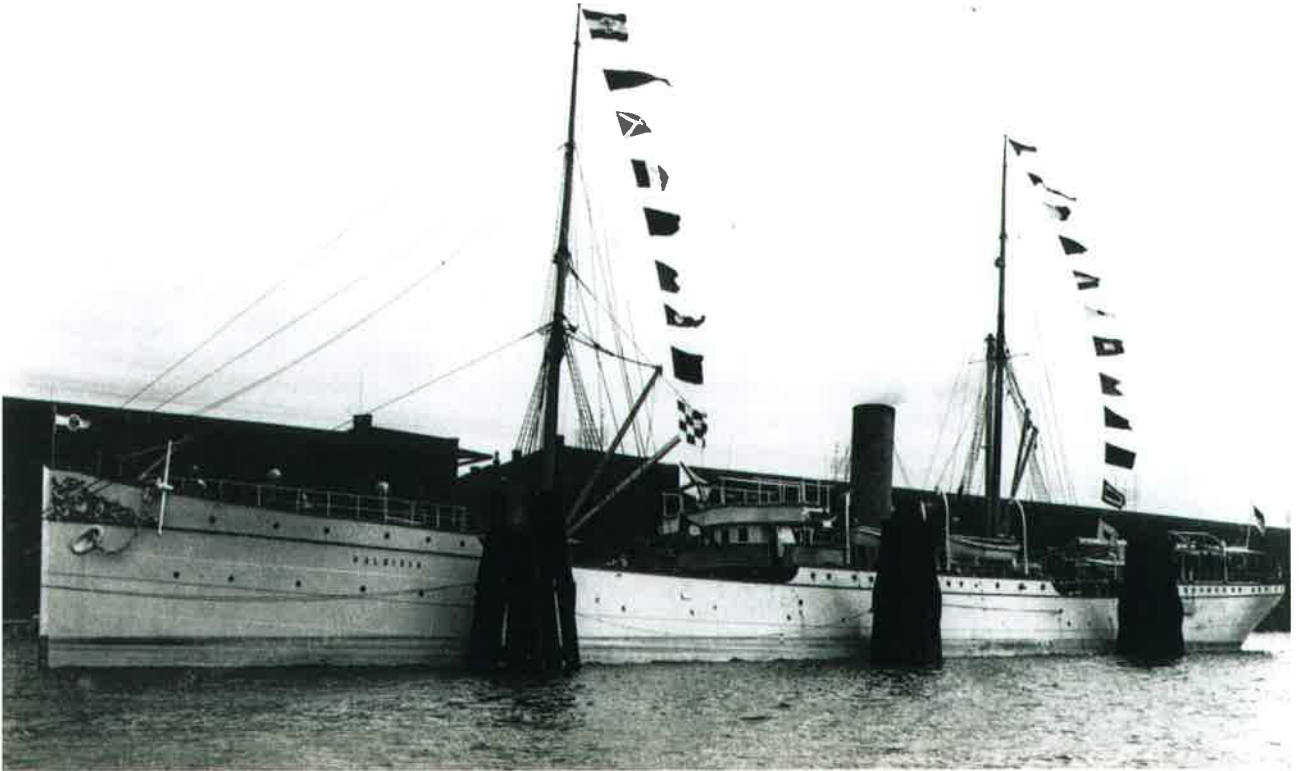


Abb. 2: Der Dampfer „Valdivia“ wurde für die erste deutsche Tiefsee-Expedition von 1898 - 99 durch das Reichsamt des Innern von der Hamburg-Amerika-Linie (HAL) gechartert.

phologie, die Entwicklungsgeschichte und die Abstammungslehre. Für sie war das Meer eine unerschöpfliche Quelle. Alle großen Tierstämme sind hier – und vielfach nur hier – vertreten. Die Baupläne der Tiere und die Entwicklung vom Ei bis zum erwachsenen Tier kann man nur durch das Studium der Meerestiere verstehen. Das gilt für Ernst Haeckels phylogenetische Fragestellungen, die Suche nach „missing links“ zwischen großen Tiergruppen, das Studium der Larvenformen, die Lehre, dass die Ontogenese eine verkürzte Rekapitulation der Phylogenese sei, d.h. dass die Individualentwicklung die Evolution widerspiegelt. Carl Chuns Expedition der „Valdivia“ (1898/99) war der wichtigste frühe deutsche Beitrag zur Erforschung der Tiefseefauna (Abb. 2).

Das Aufblühen der Arbeiten an Meeresorganismen führte in Europa und Nordamerika zur Gründung von Meeresstationen nach dem Vorbild von Anton Dohrns Zoologischer Station Neapel. Die Entwicklungsphysiologie, für die ebenfalls Meeresorganismen lange Zeit die wichtigsten Untersuchungsobjekte waren, erstarkte seit den Zeiten von Roux. Boveri erhielt für seine Forschungen am Seeigellei den Nobelpreis. Auch für die Arbeiten der Nerven-, Sinnes- und Stoffwechselphysiologen boten die Meeresstationen gute Forschungsmöglichkeiten und wichtiges Untersuchungsmaterial. Ergebnisse von grundlegender Bedeutung, auch für die Medizin,

sind dort im Laufe eines Jahrhunderts entstanden. Für die Ausbildung der Biologiestudenten sind die Meeresstationen wichtig und attraktiv. Als Forschungsstätten kommen sie jetzt im Rahmen der Suche nach biotechnologisch und pharmazeutisch interessanten Naturstoffen zu neuen Ehren.

Zur Meeresbiologie im engeren Sinne rechnen wir vor allem die Untersuchungen zur Vielfalt der Meeresorganismen, ihrer Lebensgeschichte und physiologischen Leistungen, ihres Verhaltens und ihrer Wechselbeziehungen des Fressens und Gefressenwerdens, ihrer Raum- und Nahrungskonkurrenz, ihrer Wanderungen, Krankheiten und Parasiten. Alle diese Kenntnisse sind auch für eine rationelle und umweltschonende Fischerei und Aquakultur nützlich.

Für den Meeresbiologen steht immer der einzelne Organismus, die Population oder die Lebensgemeinschaft im Mittelpunkt des Interesses. Die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Meeres werden dabei als Umwelt, d.h. als Rahmen für die Lebensprozesse betrachtet.

Biologische Ozeanographie

Auch die Biologische Ozeanographie hat ihre Wurzeln im späten 19. Jahrhundert. Victor Hensen

begründete die quantitative Erforschung von Biomasse und Produktion des Planktons als Nahrungsgrundlage der Fische. Die große Plankton-Expedition der „National“ (1889) in den nördlichen Nordatlantik machte dazu den Anfang. Seitdem gibt es in Deutschland kontinuierliche Wechselbeziehungen zwischen Phytoplanktonforschung und Meereschemie, die von Karl Brandt initiiert wurde. Ernst Hentschel, der als einziger Biologe an der Meteor-Expedition 1925-27 teilnahm, setzte diese Tradition durch die Zusammenarbeit mit dem Meereschemiker Hermann Wattenberg fort.

Viel später traten die marine Mikrobiologie und die Meeresgeologie als Partner hinzu. Im Mittelpunkt steht heute die Erforschung der biogeochemischen Stoffkreisläufe, in denen Organismen als Produzenten, Konsumenten und Destruenten wichtige Rollen spielen. Fragen der Klimasteuerung bilden jetzt die wichtigste Brücke zwischen der Grundlagenforschung auf diesen Feldern und der Anwendung im Hinblick auf den verstärkten Treibhauseffekt (global warming).

Heute wird die Fischerei als ein potentieller Nutznießer der biogeochemischen Meeresforschung angeführt. Es besteht kein Zweifel, dass Regionen mit hoher Primärproduktion, d.h. Flachmeere und Auftriebsgebiete, meist auch ergiebige Fischereigebiete sind. Die Beziehungen zwischen Nährstoffgehalt, Phytoplanktonproduktion und fischereilich nutzbaren Ressourcen sind aber keineswegs linear und der Fischereiertrag läßt sich nicht im einzelnen aus biogeochemischen Daten oder gar aus den physikalischen Parametern quantitativ vorhersagen.

Zwischen den Anfangsgliedern der marinen Produktion und der fischereilichen Nutzung als Endglied liegt das meist vielmaschige Geflecht von Wechselbeziehungen mit einer Fülle von raum-zeitlichen Inhomogenitäten und Diskontinuitäten und zahlreichen positiven und negativen Rückkopplungen. Bei der Erforschung dieser Phänomene in marinen Ökosystemen trifft sich heute die Biologische Ozeanographie mit der Meeresbiologie, die die Lebensleistungen und -bedürfnisse der Schlüsselarten des Systems untersucht. Der wissenschaftliche Erkenntnisgewinn dieser Arbeitsrichtung ist groß. Ob aber auf der so gewonnenen Wissensbasis einigermaßen verlässliche und aussagekräftige Prognosemodelle für die Fischerei entwickelt werden können, ist eine offene Frage.

Fischereiozeanographie

Nach direkten Abhängigkeiten der Fischerei von physikalischen, chemischen und biologischen Umweltfaktoren sucht die Fischereiozeanographie. Sie geht

davon aus, dass die Fische in ihren Wanderungen und in ihrem jeweiligen räumlichen Vorkommen von der horizontalen und vertikalen Verteilung der Wassermassen stark beeinflusst werden. Das gilt besonders für die Schwarmfische, wie Thune und Heringsartige, die sich z.B. an ozeanischen Fronten versammeln. Nicht nur die Temperaturverteilung, sondern auch die Konzentration von Phyto- und Zooplankton werden seit langem als – allerdings nicht sehr zuverlässige – Indikatoren für Fischvorkommen genutzt. Die Fischereiozeanographie ist einen weiten Weg gegangen, von Hardy's erstem Planktonindikator bis hin zur modernen Satelliten-Ozeanographie, die große Ozeangebiete mit „einem Blick“ erfasst und die Thunfischer in Echtzeit zu ihren Fangobjekten lenkt. Bei den meisten anderen Fischereien ist die Nachfrage nach Fischereiozeanographie noch bescheiden. Dennoch lieferte manchem Ozeanographen der Hinweis auf die Nützlichkeit seines Tuns zum Wohle der Fischerei Befriedigung und wirksame Argumente bei der Einwerbung von Schiffszeit und Forschungsgeldern.

Die Fischereibiologie

Die Fischereibiologie geht seit 125 Jahren eigene Wege, und dabei spielten die Nordsee und die skandinavischen Gewässer eine zentrale Rolle. Sie boten seit undenklichen Zeiten der Küstenbevölkerung Fisch in ausreichender Menge, selbst für den Verkauf von Salzheringen und Stockfisch ins Binnenland. Über Jahrhunderte hatte man die Schwankungen in den Fischereierträgen, z.B. die periodisch auftretenden Zusammenbrüche großer skandinavischer Heringsfischereien als Schicksalsschläge und Gottesurteile hingenommen. Erst in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts suchte man stattdessen nach wissenschaftlichen Erklärungen.

In der Nordsee war bis zu dieser Zeit die Fangkapazität der Segelfahrzeuge ohne Motorwinden so gering, dass die Produktionskraft der Bestände in der Regel durch die Fischerei nicht beeinträchtigt wurde. Diese Situation änderte sich, als die Nachfrage durch die schnellwachsende Bevölkerung in den Industriegebieten stieg. Eisfabriken und Kühltransporte mit der Eisenbahn schufen die logistischen Voraussetzungen für die Bedienung des Marktes mit Frischfisch, solange genug Rohware angelandet wurde. Die Motorisierung von Schiffs- und Windenantrieb und damit verbunden die Einführung der Scherbrettnetze verstärkte die Fangkraft des einzelnen Fischereifahrzeuges enorm und gleichzeitig wuchsen die Flotten der Nordseeanrainer. Entsprechend dem zunehmenden Fischereidruck wurden die Fischbestände – vor allem die Plattfische und Dorschartigen – dezimiert. Die Flotte musste ihre Fangreisen immer mehr in die tiefen, nördlichen Teile der Nordsee und

darüber hinaus in die nordnorwegischen und isländischen Gewässer ausdehnen, um trotz sinkender Bestandsdichte die wachsende Nachfrage zu befriedigen.

Diese Entwicklung war besorgniserregend für die Fischerei, aber auch für die staatlichen Verwaltungen. Zoologen und Physiologen sowie mit dem Meer vertraute Physiker wurden um Rat gefragt. In Deutschland wurde eine preußische „Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel“ gegründet, aus der später die Deutsche Wissenschaftliche Kommission für Meeresforschung (DWK) entstand. Die junge Biologische Anstalt Helgoland (BAH) als ein Kind dieser Entwicklung sollte sowohl den Interessen der Fischerei als auch der biologischen Grundlagenforschung dienen.

Die Aufgaben des ICES

Bei den andern Nordseeanliegern waren die Sorgen und die Antworten darauf ähnlich. Rund um die Nordsee bildete sich eine Gruppe von Administratoren und Wissenschaftlern, die ihre Erfahrungen austauschen und große Bestandsaufnahmen – und vielleicht auch Pflegemaßnahmen (z.B. Brutbesatz, Verpflanzungen) – gemeinsam durchführen wollten.

So kam es um die Jahrhundertwende, d.h. zehn Jahre nach der Gründung der BAH und über 20 Jahre nach Gründung der preußischen Commission, zur



Abb. 3: Bildnis von Walther Herwig.

Errichtung des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES), dessen erster Präsident der führende deutsche Fischereiaministrator Walther Herwig war (Abb. 3).

Der ICES war wissenschaftlich breit angelegt, aber mit dem klaren Ziel: „to prepare for a rational exploitation of the sea on a scientific basis.“ Von vornherein erhielt er neben der Forschung den Auftrag, die Regierungen hinsichtlich der Optimierung der Fischerei zu beraten. Dies wurde schließlich in den Statuten von 1964 festgeschrieben und in der Kopenhagen-Deklaration von 2002 betont. Dabei ist heute die Beratung nicht mehr auf Fischereifragen (einschließlich Aquakultur) beschränkt, sondern auf den gesamten marinen Umweltschutz ausgedehnt.

Heute gehören 17 europäische Länder sowie USA und Kanada dem ICES an. Sein Arbeitsgebiet ist der Nordatlantik und die angrenzenden Meere, mit Ausnahme des Mittelmeeres, für das eigene internationale Organisationen tätig sind. Die Doppelfunktion von Forschung und Regierungsberatung hat dem ICES eine erstaunliche Stabilität über zwei Kriege und den Eisernen Vorhang hinweg gegeben. Auch der Entstehung der EU und der globalen ozeanographischen und fischereilichen Organisationen mit ihren Alleinvertretungsbestrebungen konnte er trotzen. Mit regionalen Kommissionen wie der Helsinki-Kommission für die Ostsee arbeitet der ICES gut zusammen.

Etwa 1500 - 2000 Wissenschaftler aus ca. 200 Instituten der 19 Mitgliedsstaaten sind im ICES vereint. Die Fischerei- und Umweltdaten der nationalen Untersuchungs- und Überwachungsprogramme werden in unzähligen Arbeitsgruppen zusammengetragen und analysiert und anschließend in den beiden großen Beratungsgremien für Fischerei- und Umweltfragen bewertet und zu Empfehlungen verarbeitet.

Die Jahrestagungen des ICES haben sich in jüngster Zeit zu interessanten Veranstaltungen entwickelt, in denen europäische und amerikanische Meereswissenschaftler unterschiedlicher Disziplinen Beiträge zu ausgewählten Themen der Meeres- und Fischereiforschung liefern und in Gruppen diskutieren. Dabei wird die alte, besonders in den angelsächsischen Ländern ausgeprägte Kluft zwischen den „akademischen“ und den „regierungsgebundenen“, den „reinen“ Meeresforschern und den Fischereiwissenschaftlern langsam abgebaut. Dem wissenschaftlichen Nachwuchs wird die Chance geboten, sich international zu präsentieren.

Trotz der Ausrichtung auf praktische Fragen hatte die ozeanographische Grundlagenforschung immer einen festen Platz im ICES. Eine intensive gemeinsame

Erforschung der Hydrographie der nordeuropäischen Gewässer wurde intuitiv als eine wesentliche Voraussetzung für die Lösung der Fischereiprobleme betrachtet. Die Terminfahrten in Ostsee, Nordsee und norwegischen Gewässern zu verschiedenen Jahreszeiten sowie lange Messreihen, z.B. entlang des Kola-Meridians waren die Grundlage zum Verständnis der abiotischen Umwelt der Fische und ihrer Veränderlichkeit innerhalb des Jahres und zwischen den Jahren. Auf lange Sicht sind solche Datensätze unverzichtbar für die Fischereiforschung und für eine nachhaltige Meeresbewirtschaftung.

Beginnend mit dem Polarfront-Survey im Internationalen Geophysikalischen Jahr 1958/59 hat der ICES eine Reihe großer ozeanographischer Projekte unter Einsatz vieler Forschungsschiffe der Mitgliedsstaaten durchgeführt, die z.B. den Wasseraustausch zwischen Norwegischer See und dem Nordatlantik quantitativ erfassten. Günther Dietrich in Kiel war eine treibende Kraft bei diesen Gemeinschaftsprojekten, an denen regelmäßig deutsche Fischereiforschungsschiffe teilnahmen.

Die zweite Aufgabe des ICES war die Erforschung der Pflanzen und des Tierlebens in den nordeuropäischen Gewässern, wieder mit spezieller Hinwendung zu Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung und Wande-



Abb. 4: Adolf Bückmann war einer der bedeutendsten deutschen Fischereibiologen. Sein Wirken trug wesentlich zur internationalen Anerkennung der Deutschen Meeresforschung bei.

rungen der verschiedenen Speisefische. Gemeinsame, routinemäßige Aufnahmen von Plankton und Benthos als Nahrungsbasis der Fische wurden verabredet. Die daraus entstandenen Dauerprogramme liefern die Basis für die Aufdeckung von Langzeitrends und Periodizitäten in den marinen Ökosystemen unter dem direkten Einfluss des Menschen und unter den klimabedingten Veränderungen in der ozeanischen Zirkulation und Wassermassenverteilung.

Auch die Erforschung der Lebensgeschichte der verschiedenen Nutzfischarten einschließlich ihrer planktonischen Larvenphase fällt in das zweite Aufgabenfeld des ICES. Hier haben die deutschen Wissenschaftler frühzeitig besonders Wichtiges geleistet. Die Trennung der Heringsrassen mit statistischen Methoden (Heincke), die Unterscheidung der Fischeier im Plankton nach Arten (Ehrenbaum, Strodtmann), die Entdeckung der Fluktuationen in der Jahrgangsstärke und im Wachstum der Scholle (Bückmann) sind Beispiele dafür (Abb. 4).

Überfischung und Umweltveränderungen

Die dritte große Aufgabe des ICES war unmittelbar auf das Überfischungsproblem gerichtet. Die Väter des ICES fragten 1905 „how far the deep sea fishery as commercial industry stands in general on a rational basis“. Man wollte wissen, ob die Entnahme durch die Fischerei im rechten Verhältnis zur Produktion unter den jeweils herrschenden Bedingungen steht. Man fragte auch, ob die verwendeten Fangmethoden, die z.B. die Fische allzu jung erfassen, für die Produktionskraft des Bestandes gefährlich sein können.

Dies war die Geburtsstunde der internationalen Erforschung der Populationsdynamik der Fische. Sie hat inzwischen eine lange Entwicklung durchgemacht, von den Konzepten der Wachstumsüberfischung und der Nachwuchsgefährdung der einzelnen Bestände hin zu Mehrartenmodellen und zum Konzept der Ökosystemüberfischung, vom Ideal des höchstmöglichen Dauerertrages (MSY) zum Vorsorgeansatz.

Nie wird die Kontroverse enden, ob die natürlichen Veränderungen in den Umweltbedingungen und damit in der Nachwuchsproduktion und im Wanderverhalten oder aber die fischereilichen Eingriffe ausschlaggebend für das Schrumpfen der einzelnen Fischbestände sind. In den sechziger und frühen siebziger Jahren des 20. Jahrhunderts betonten die deutschen und norwegischen Wissenschaftler die natürlichen Einflüsse, während die Engländer der Fischerei die Schuld gaben. Dies war besonders krass bei der Beurteilung der Fischerei auf Jungheringe der Fall. Hier korrespondierte die jeweilige wissenschaftliche Meinung mit den spezifischen nationalen

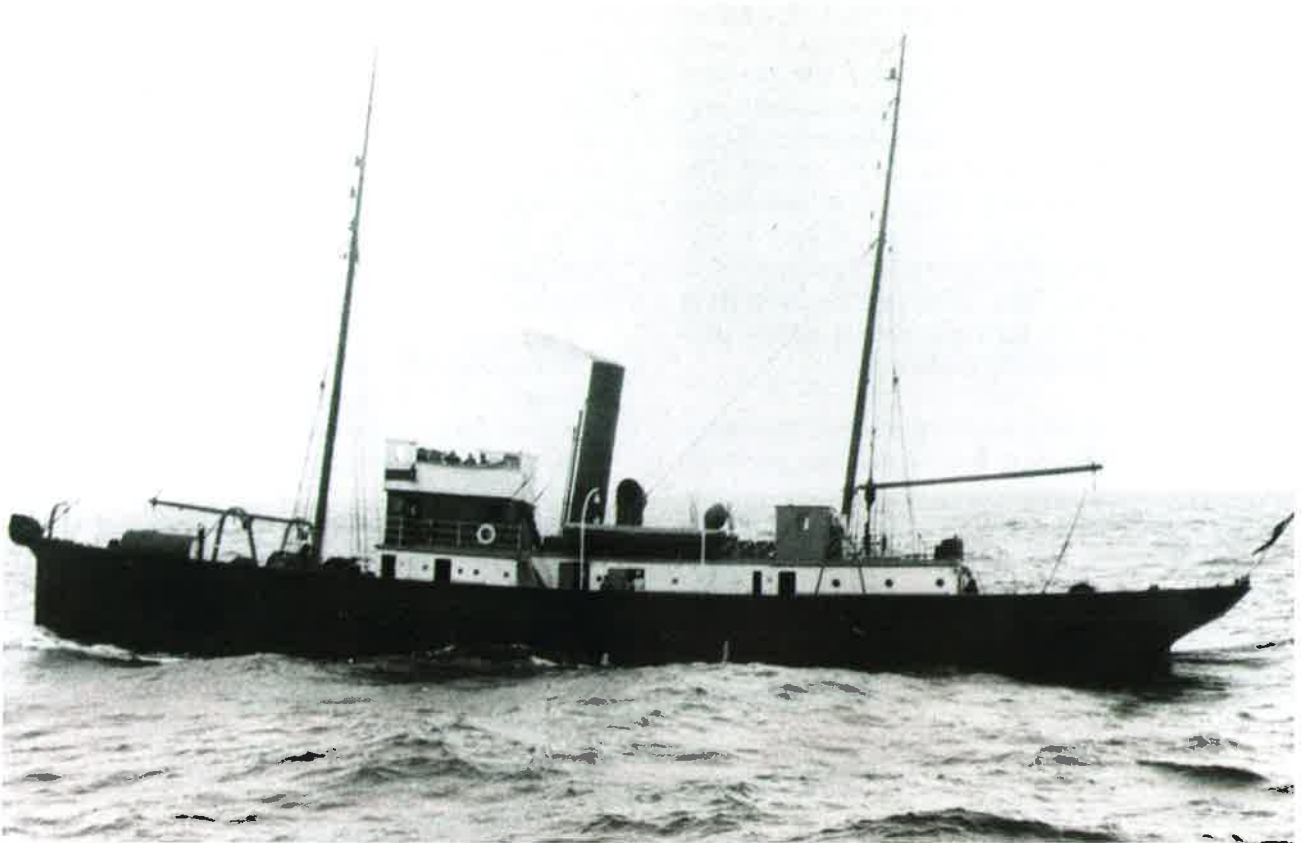


Abb. 5: Die „Poseidon“ wurde 1901 im Auftrag des Reichsamtes des Innern von der Vulcan-Werft in Vegesack gebaut und zur nationalen und international koordinierten Fischereiforschung in Ostsee, Nordsee und Nordatlantik genutzt.

Fischereiinteressen. Die Dänen, Norweger und Deutschen fingen Jungheringe für die Fischmehl- und Fischölfabriken, während die Briten und Niederländer ausschließlich an großen Speiseheringen interessiert waren. Geschult in den Arbeitsgruppen des ICES übernahm die nächste Generation deutscher Fischereibiologen den britischen Standpunkt, sehr zum Wohle eines pfleglicheren Umganges mit der Heringsbevölkerung der Nordsee.

Wir wissen heute: Die Fischbestände der Nordsee sind immerfort einem Wandel unterworfen, dessen Ursachen einerseits in der Fischerei und andererseits in klimatischen Veränderungen, vielleicht auch in der stärkeren Düngung der Küstengewässer zu suchen sind, während sich die Meeresverschmutzung mit toxischen Stoffen bisher kaum auf die Fischbestände ausgewirkt hat. Das Wechselspiel zwischen natürlichen und vom Menschen bedingten Bestandsschwankungen zu verstehen, ist eine der zentralen Aufgaben der Fischereibiologen. Dazu muss man die Lebensgeschichte der einzelnen Arten und die Abhängigkeit der einzelnen Entwicklungsstadien vom Futterangebot und vom Fraßdruck der Feinde kennen. Die Bedeutung langfristiger Veränderungen (regime shifts) in der Zusammensetzung und Produktivität von Ökosystemen ist erst seit Mitte der siebziger Jahre bekannt. Die Nordsee und die Georges Bank vor Neu-England waren die

ersten Gebiete, die wir unter diesen Gesichtspunkten als „Large Marine Ecosystems“ betrachteten. Inzwischen häufen sich die Anzeichen für regime shifts in verschiedenen Meeresregionen, teils als zyklische Schwankungen, teils als längerfristige Trends.

Wie oft bei solchen Kontroversen haben also beide Parteien recht. Auf kurzen Zeitskalen, deren Länge von der Langlebigkeit und dem Reproduktionsmodus der einzelnen Arten abhängt, ist wahrscheinlich die Fischerei der dominierende Faktor, während auf lange Sicht die „natürlichen“ Einflüsse überwiegen, an denen aber der Mensch über den verstärkten Treibhauseffekt, die Einschleppung von Räubern und Nahrungskonkurrenten und stellenweise durch Überdüngung mitbeteiligt ist.

Auf dem Weg zum Ökosystem-Management

Seit Jahrtausenden bedeutete die Nordsee für den Menschen tödliche Sturmflutgefahr, in historischer Zeit wurde sie dann zum Verkehrsweg und gelegentlich auch zum Schlachtfeld. Vor allem aber war sie eine wichtige Nahrungsquelle für die Anrainer. Fische und Fischbestände standen daher stets im Vordergrund der Nordseeforschung. Vor dreißig Jahren änderte sich die Situation: Es wurde deutlich, dass



Abb. 6: Die „Anton Dohrn“ stand bis 1972 im Dienste der Fischereiforschung. Sie kam im Nord-Atlantik, in der Nordsee und in der Ostsee zum Einsatz.

der Mensch die Nordsee nicht unbegrenzt als Vorfluter für die wachsenden Abwassermengen und als Deponie für andere Schadstoffe verwenden darf. Gleichzeitig begann der Erdölboom, die Nordsee wurde mit einem immer dichteren und größeren Netz von Explorations- und Förderplattformen und Pipelines überzogen. Die Kiesgewinnung trat hinzu. Diese neuen Nutzungsformen zusammen mit der ebenfalls expandierenden Fischerei riefen schließlich die Naturschützer auf den Plan, die heute die Nordsee nach ihren Gesichtspunkten bewirtschaftet sehen wollen und das zu einem Zeitpunkt, zu dem sich eine weitere Nutzergruppe, die Windkraftbetreiber anschickt, die Nordsee für ihre Zwecke aufzuteilen.

Die Fischereibiologie als angewandter Teil der Meeresforschung sieht sich damit vor eine neue Aufgabe gestellt. Zwar ist die Fischerei bis heute noch immer der ökologisch schwerwiegendste, aber relativ kurzfristig steuerbare Eingriff des Menschen in das Ökosystem Nordsee. Aber die Fischerei muss sich mit anderen Nutzern arrangieren und die Fischereiforschung muss ihr dabei helfen. Ein auf Nachhaltigkeit abzielendes Gesamtmanagement der Nordsee kann aufbauen auf der mehr als hundertjährigen Nordseeforschung, besonders der Fischereibiologie und muss zurückkehren zu systematischen, langfristig angelegten Bestandsaufnahmen aller wesentlichen Elemente des Ökosystems.

Dies kann in gewissem Umfang erleichtert werden durch moderne Beobachtungs- und Analysetechnologien, einschließlich molekularbiologischer Methoden und durch neue computergestützte Probenahme- und Messtechnik. Aber unentbehrlich bleiben die Meeresbiologen, die die Organismen und Organismengemeinschaften identifizieren und die richtigen Schlüsse aus den Befunden ziehen. Nur so können letztlich fundierte Empfehlungen für den rechten Umgang mit der Nordsee und ihrem Reichtum an Fischen und an biologischer Vielfalt erstellt werden.

Die Rolle der DWK

Die DWK wurde 1901 vom Landwirtschaftsministerium als Bindeglied zum ICES und als Beratungsgremium für die Beteiligung Deutschlands an der internationalen Fischerei- und Meeresforschung, speziell in den „deutschen Meeren“, d.h. der Nord- und Ostsee eingerichtet. Zu Anfang des 20. Jahrhunderts sowie zwischen den Kriegen und in den ersten zwanzig Jahren danach hatte die DWK eine große Bedeutung: Die führenden deutschen Meereswissenschaftler waren in ihr versammelt, und sie verfügte mit FS „Poseidon“ (Abb. 5) und ab 1956 mit FFS „Anton Dohrn“ (Abb. 6) über die wichtigsten deutschen Forschungsschiffe neben der „Meteor“. Sie hatte auch

eigenes wissenschaftliches Personal, das einzelnen Mitgliedern für Arbeiten im Rahmen von ICES-Programmen auf Zeit zugeordnet wurde. Die DWK publizierte eine wissenschaftliche Zeitschrift, die primär, aber nicht ausschließlich auf Fischereibiologie ausgerichtet war.

Seit den sechziger Jahren traten in Deutschland und überall in der Welt neue Institutionen und Organisationen mit z.T. erheblich größerer Forschungskapazität auf den Plan. Die Rolle und Selbständigkeit der DWK schrumpften im Zuge des Abbaues der deutschen Hochseefischerei. Die Beratung des Ministeriums wurde immer mehr von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei übernommen. Neue, interdisziplinäre Anforderungen, die zunehmend aus dem Umweltbereich auf die angewandte Meeresforschung zukamen, wurden von der DWK aufgrund ihrer Bindung an das Ernährungsministerium anfangs nicht aufgegriffen. Die Übernahme von Aufgaben in der Erforschung und Überwachung der Meeresverschmutzung verbreiterte in den letzten Jahren die Basis der DWK, hierin folgte sie dem Vorbild des ICES. Eine gestärkte DWK mit erweiterten Aufgaben als interministerielles Beratungsorgan der Bundesregierung und als Korrespondenzglied zu dem wissenschaftlich breit angelegten ICES könnte eine wesentliche Stütze für die angewandte Meeresforschung in Deutschland und für deren Vertretung im Rahmen der EU sein.

Leider hat die DWK im Gegensatz zum ICES ihre Rolle als Forum für einen regen wissenschaftlichen Austausch in der Meeresforschung großenteils eingebüßt, ohne dass eine andere Institution zum herausragenden Treffpunkt für die deutschen Meeresforscher mit regelmäßigen Vortrags-, Diskussions- und Planungsveranstaltungen im nationalen Rahmen wurde.

Meeres- und Fischereibiologie heute in Deutschland

Die deutsche Meeresforschung war in den letzten zwanzig Jahren relativ stark auf den offenen Ozean und die Polarmeere ausgerichtet, z.B. auf die Probleme des Klimawandels, heute und in geologischer Vergangenheit. Sie untersuchte die biogeochemischen Kreisläufe, die Wechselbeziehungen zwischen Meeres, Ozean und Atmosphäre in ihren Auswirkungen auf die globale ozeanische Zirkulation, die Ökologie des Meereises. Sie konzentrierte sich auf die technischen Herausforderungen der Satelliten-Ozeanographie und der Tiefseeforschung und neuerdings auf die Erforschung der Gashydrate. Auf diesen Forschungsfeldern wurden – vielfach im Rahmen internationaler Programme – wichtige Ergebnisse erzielt. Die traditionelle Meeresbiologie und Fischereibiologie

in unseren heimischen Meeren trat dabei in den Hintergrund.

Angesichts der vielfältigen neuen Formen der Meeresnutzung zeichnet sich jetzt eine Renaissance dieser biologischen Meereswissenschaften mit neuen Forschungsansätzen und engen interdisziplinären Verknüpfungen ab: Deutschland beteiligt sich intensiv am internationalen Programm GLOBEC (Global Ocean Ecosystem Dynamics) und entwickelt ökologische Partnerschaftsprojekte im Rahmen der verstärkten EU-Förderung meeresbiologischer Arbeiten.

Es wächst die Erkenntnis, dass man beispielsweise über die nachhaltige Umweltverträglichkeit von Windkraftanlagen in der Nord- und Ostsee nur diskutieren kann, wenn man über deren Einfluss auf die Biodiversität bescheid weiß. Dafür muss man die einzelnen Tierarten des Benthos bei Namen nennen können und ihre ökologischen Wechselwirkungen kennen. Dazu fehlt es aber in Deutschland an Experten. Die DWK, die Bundesforschungsanstalt für Fischerei und die Fischindustrie haben kürzlich auf das Schrumpfen der Forschungs- und Ausbildungskapazität auf dem Gebiet der Fischereibiologie besorgt hingewiesen. Es fehlt an Stellen, an wissenschaftlichem Nachwuchs und an Lehrpotential. Wir können auch die Nachfrage der Entwicklungsländer nach meeres- und fischereibiologischer Beratung und Ausbildung gegenwärtig nicht voll befriedigen. Gleichzeitig fordern wir aber weltweit einen pfleglicheren Umgang mit dem Meer und seinen lebenden Schätzen. Dazu bedarf es unseres partnerschaftlichen Engagements in der Dritten Welt.

Lange Zeit waren die Berufsaussichten für Meeres- und Fischereibiologen in Deutschland nicht gut. Angesichts der heutigen, weltweiten Hinwendung zu meeresökologischen Fragen im Rahmen des marinen Umwelt- und Ressourcenschutzes, besonders in den Küstenmeeren, dürfte sich die Situation auch in Deutschland bald zum Guten wenden. Die jüngsten meeresbiologischen Expeditionen zur Erforschung der antarktischen Tiefseefauna und der Besiedlung der Großen Meteor-Bank im Zentralatlantik sind dafür ebenso gute Anzeichen wie die steigende Anzahl von fischereiökologischen Kooperationsprojekten in Nord- und Ostsee und das neuerwachte Interesse an einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Marikultur.

Die Jahre 2001 und 2002 der Stiftung Deutsches Meeresmuseum

Harald Benke

Das Jahr 2001

Für die Stiftung Deutsches Meeresmuseum (DMM) stand das Jahr 2001 ganz im Zeichen des Doppeljubiläums „750 Jahre Katharinenkloster - 50 Jahre Deutsches Meeresmuseum“. Diesen beiden Ereignissen schuldend wurden unter der Schirmherrschaft des Präsidenten des Deutschen Bundestages, Herrn Wolfgang Thierse, zahlreiche Sonderausstellungen, Veranstaltungen und Tagungen konzipiert und durchgeführt. Die wichtigsten werden im folgenden vorgestellt.

Mit der Eröffnung der Ausstellung „Forschung für die Zukunft - DFG-Denkschrift *Meeresforschung im nächsten Jahrzehnt vorgestellt*“ am 22. Februar durch den Vorsitzenden der DFG-Senatskommission für Ozeanographie, Herrn Prof. Gerold Wefer, wurde die ehemalige Turnhalle, die dem DMM im Juli 2000 von der Hansestadt Stralsund übertragen worden war, als neues FORUM Meeresmuseum erstmals durch das DMM genutzt (Abb. 1). Die Qualität des Ausstellungs- und Veranstaltungsraumes fand sowohl in der Stadt, bei Politik, Verwaltung und Bürgern als auch in der Fachwelt sehr große Anerkennung.

Ebenfalls im FORUM Meeresmuseum fand vom 16. bis 19. Mai das internationale Symposium „Marine and Nature Museums at the Baltic Sea“ statt. Im Jubiläumsjahr war es dem DMM ein besonderes Anliegen, durch diese internationale Zusammenkunft von Museen der Ostsee-Anrainerstaaten an alte



Abb. 1: Eröffnung der Ausstellung „Forschung für die Zukunft – DFG - Denkschrift *Meeresforschung im nächsten Jahrzehnt vorgestellt*“ am 22. Februar 2001 durch den Vorsitzenden der DFG-Senatskommission für Ozeanographie, Herrn Prof. Wefer (Bildmitte, links), den Direktor des DMM, Dr. Benke (Bildmitte) und den Vorsitzenden des Beirats des DMM, Herrn Prof. Arndt (Bildmitte, rechts).

Kooperationen anzuknüpfen und neue Brücken zu bauen, gerade auch im Hinblick auf ein weiter zusammenwachsendes Europa mit dem bevorstehenden Beitritt Polens und der Baltischen Staaten zur Europäischen Union. Aus fast allen Anrainerländern der Ostsee waren Vertreter der Museen der Einladung des DMM gefolgt.

Die Jahrestagung der Arbeitsgruppe Naturkundlicher Museen im Deutschen Museumsbund wurde anlässlich des Jubiläums des DMM vom 11. bis 14. Oktober in Stralsund abgehalten. An der Tagung nahmen Museumsmitarbeiterinnen und Museumsmitarbeiter aus 59 Einrichtungen aus Deutschland, Litauen, Polen, Österreich und der Schweiz teil. Aber auch andere wissenschaftliche Gremien hielten anlässlich des Jubiläumsjahres ihre Sitzungen und Jahrestagungen im DMM ab. So war das DMM Gastgeber der 84. Sitzung der Senatskommission für Ozeanographie am 9. und 10. Oktober. Die Vereinigung der Forschungstaucher folgte dem Angebot des DMM und lud ihre Mitglieder zum 11. Forschungstauchersymposium „Wissenschaftliches Tauchen“ ins NAUTINEUM Dänholm ein (Abb. 2).

Der Höhepunkt der Veranstaltungen im Jubiläumsjahr war jedoch der Festakt am eigentlichen Geburtstag des DMM, dem 24. Juni, mit ca. 250 geladenen Gästen. Einen entsprechenden Rahmen gab die hierfür erstellte Sonderausstellung „Unser Museum wird 50!“, in der die Entwicklung des DMM vom kleinen Regional- zum besucherstärksten Museum der ehemaligen DDR bis hin zum Deutschen Meeresmuseum dargestellt wurde. Weiterhin erschien zu diesem Termin die Festschrift „Sieben Weltmeere hinter Klostermauern“, gemeinsam herausgegeben von dem ehemaligen und dem gegenwärtigen Direktor der Stiftung.

Das DMM erfuhr eine besondere Ehrung von Seiten der Bundesregierung durch die Herausgabe einer 10 DM-Gedenkmünze und einer Briefmarke mit dem Thema „750 Jahre Katharinenkloster - 50 Jahre Meeresmuseum“. Damit ist das DMM das zweite Museum in der Geschichte der Bundesrepublik Deutschland, dem eine Gedenkmünze gewidmet wurde. Am 13. Juni, dem offiziellen Emissionstag des Numisbriefes, wurden in einem Festakt Münze und Briefmarke von Vertreterinnen des Bundesministeriums der Finanzen und der Staatlichen Münze Berlin dem DMM übergeben (Abb. 3).

Als würdiger Abschluss des Jubiläumsjahres wurde vom 24.11.2001 bis 27.01.2002 im FORUM Meeresmuseum eine Ausstellung moderner Kunst mit dem Titel „...das Meer ist BLAU...“ gezeigt: zum 50. Geburtstag des DMM 50 Bilder vom Meer und vom



Abb. 2: Teilnehmer des 11. Forschungstauchersymposiums „Wissenschaftliches Tauchen“ im November 2001 im NAUTINEUM Dänholm.

Blau, aus der Region, aus Deutschland und der Welt. Neben deutschen Künstlern wie Rainer Fetting, Gerhard Hoehme oder Salome waren internationale Größen wie etwa Bram Bogart, Henri Michaux und Markus Prachensky vertreten. Auch war es uns gelungen, das Bild „KANKAI“ (Das Meer) des berühmten japanischen Malers Kazuo Shiraga als Leihgabe von einem australischen Sammler zu erhalten. Als Kurator für die Ausstellung konnte der bekannte Kunsthistoriker Manfred de la Motte (Berlin, Köln) gewonnen werden. Sowohl die Eröffnungsveranstaltung mit dem Festredner Björn Engholm als auch die Ausstellung selbst fand sehr großes Interesse. Zu der Ausstellung

wurde vom DMM ein Begleitbuch mit gleichem Titel herausgegeben.

Eine Besonderheit des DMM sind die hohen Besucherzahlen. Pünktlich zum Beginn des Jubiläumsjahres konnte am 15. 02. 2001 der 20-millionste Besucher seit Gründung des Museums begrüßt werden (Abb. 4). Zwar wurde im Berichtsjahr nicht der Besucherrekord nach der Wiedervereinigung des Jahres 2000 (630.316 Gäste) überboten, doch mit 597.221 Besuchern ist wieder ein sehr gutes Ergebnis erzielt worden (Abb. 5).



Abb. 3: Übergabe der 10 DM-Gedenkmünze und des Numisblatts durch Vertreterinnen des Bundesministeriums der Finanzen und der Staatlichen Münze Berlin am 13. Juni 2001 im FORUM Meeresmuseum.



Abb. 4: Begrüßung des 20-millionsten Besuchers seit Gründung des Museums am 15. Februar 2001 durch den Direktor des DMM, Dr. Benke.

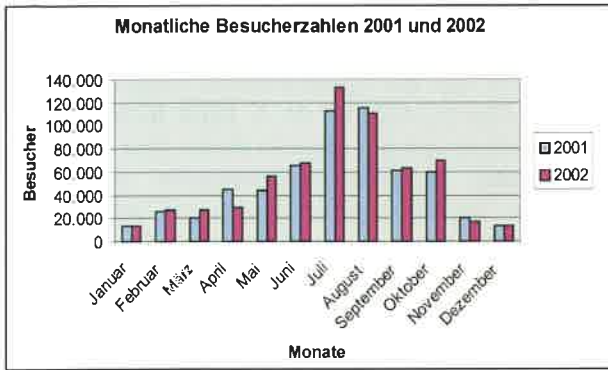


Abb. 5: Besucherzahlen in den Berichtsjahren 2001 und 2002.

Damit ist das DMM weiterhin das am meisten besuchte Museum in Norddeutschland. Diese hohen Besucherzahlen sind ein Beweis für die anhaltend große Attraktivität des Museums. Dies zu bewahren und noch weiter auszubauen, ist eine der wesentlichsten Aufgaben der Museumsmitarbeiter. Für ihre langjährige Tätigkeit am DMM konnten im Berichtsjahr folgende Mitarbeiter besonders geehrt werden:

25jährige Betriebszugehörigkeit:

Ute Mascow, Uwe Beese

20jährige Betriebszugehörigkeit:

Klaus Harder, Margot Matt

15jährige Betriebszugehörigkeit:

Jens Heischkel

10jährige Betriebszugehörigkeit:

Irene Braun, Andreas Tanschus,
Lisa Wendling, Ines Schult.

Herr Horst Schröder wurde im Berichtsjahr in den wohlverdienten Ruhestand versetzt (Abb 6). Am 01. 07. 2001 nahm der Nachfolger von Herrn Schröder, Herr Dr. Ralf Thiel, seine Tätigkeit am DMM als



Abb. 6: Festveranstaltung anlässlich des 65. Geburtstags des langjährigen Museumsmitarbeiters Horst Schröder.

Ichthyologe und Redakteur der Hauszeitschrift MEER UND MUSEUM auf.

Nicht nur für das Stammhaus am Katharinenberg in Stralsund, sondern auch für die Außenstelle NATU-REUM Darßer Ort (NDO) war das Berichtsjahr ein Jubiläumsjahr. Hier konnte das 10. Jahr ihres Bestehens gefeiert werden. Das Jubiläum wurde am 21. September mit einer Festveranstaltung begangen. Wie das Stammhaus in Stralsund ist auch diese kleine Außenstelle ein Besuchermagnet in der Region. Das NDO zählte im Berichtsjahr insgesamt 149.420 Besucher. Damit ist das NDO die weitaus meist besuchte museale Einrichtung im Kreis Nordvorpommern. Um dieses Ausstellungszentrum auch weiter attraktiv zu halten, wurden sowohl neue Ausstellungsinstallationen geschaffen („Landschaft in Bewegung – Küstenlandschaft auf dem Darß“, „Die letzten Wölfe in M-V“, „Reff- und Riegengarten“) als auch technische Erneuerungen durchgeführt.

Auch die jüngste Außenstelle des DMM, das NAUTINEUM Dänholm Stralsund (NDS), wurde im Berichtsjahr weiter ausgebaut. Wichtigstes Ziel war hier der Abschluss aller Arbeiten, die gemäß der Konzeption im Rahmen der „Gemeinschaftsinitiative PESCA“ mit Mitteln der EU und des Landes M-V gefördert wurden. Das größte Bauvorhaben im NDS war der Neubau der Bootshalle. In der 14 Meter hohen und ca. 400 Quadratmeter großen Holzkonstruktion wird der neu zu gestaltende Ausstellungskomplex „Zeesenfischerei/ Vorpommersche Küstenfischerei“ seinen Platz finden. Das Museums-Zeesboot STR 9, voll aufgetakelt und besegelt, stellt hierbei das Spitzenexponat dar (Abb. 7). Die offizielle Einweihung dieser Ausstellungshalle



Abb. 7: Museums-Zeesboot STR 9 im Neubau der Bootshalle im NAUTINEUM Dänholm.

erfolgte am 28. September in Anwesenheit zahlreicher Gäste und Vertreter des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei M-V.

Das Deutsche Meeresmuseum befasst sich im Bereich der wissenschaftlichen Öffentlichkeitsarbeit mit für das Bundesgebiet oder für die Region relevanten Themen. Eine auf diesem Gebiet wichtige Veranstaltung war das 7. Podiumsgespräch am 26. April zum Thema „Die Darß-Zingster Bodden in Vergangenheit und Zukunft – ihre nachhaltige Entwicklung im Rahmen des weltweiten AGENDA-Prozesses“. Das Thema bot sich mit der Fertigstellung des neuen Bandes 16 der Hauspublikation MEER UND MUSEUM „Die Darß-Zingster-Bodden – Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft“ geradezu an. Die Würdigung der mehr als 30-jährigen Forschungsarbeit der Universität Rostock auf diesem Gebiet und die damit geschaffenen wissenschaftlichen Grundlagen für eine zukunftsfähige Agendaarbeit in der Region war ein hervorragendes Thema für das Podiumsgespräch. Das DMM wurde mit dieser Veranstaltung seiner Mittlerfunktion an der Schnittstelle zwischen wissenschaftlicher Theorie und Praxis auf dem Gebiet der Meeres- und Küstenökologie gerecht. Der Umweltminister des Landes M-V, Herr Prof. Dr. W. Methling, hatte die Schirmherrschaft für diese Veranstaltung, an der er auch selbst teilnahm, übernommen.



Abb. 8: Kontrolle eines Schweinswal-Detektors durch Ursula Verfuß (links) im Rahmen des Forschungsvorhabens „Untersuchungen zur Nutzung ausgewählter Gebiete der deutschen und polnischen Ostsee durch Schweinswale mit Hilfe akustischer Methoden“.

Ebenso großer Beliebtheit erfreuten sich die jährlich in den Herbstferien stattfindenden „Tage des Meeres“ mit wissenschaftlichen und museumspädagogischen Programmen.

Im Juni des Berichtsjahres startete das Forschungsvorhaben „Untersuchungen zur Nutzung ausgewählter Gebiete der deutschen und polnischen Ostsee durch Schweinswale mit Hilfe akustischer Methoden“, das von Frau Dipl.-Biol. Ursula Verfuß koordiniert und

in enger Kooperation mit der Universität Rostock (Prof. Dr. R. Kinzelbach) durchgeführt wird. Das Vorhaben wird vom Bundesumweltministerium finanziert und hat eine Laufzeit bis 31. 5. 2003. Im ersten Teil des Projektes wurden die vom Briten Nick Tregenza entwickelten Schweinswal-Detektoren unter kontrollierten Bedingungen im Fjord- und Belt Center, Kerteminde, Dänemark, und unter semi-kontrollierten Bedingungen in einem Gebiet mit einem hohen Schweinswalaufkommen und guten Beobachtungsbedingungen bei Fyns Hoved, Fünen, Dänemark, getestet (Abb. 8).

In Museen wird der Einsatz von moderner Informationstechnik sowohl in der Ausstellung als auch im wissenschaftlichen und administrativen Bereich immer bedeutender. Mit der Umsetzung der 3. Ausbaustufe des IT-Konzeptes und der Einführung eines EDV-Netzwerkes (Intranet, Internet, Email und Netmeeting) wurden die Voraussetzungen für eine moderne Arbeitswelt geschaffen. Besonders relevant ist dies für den Wissenschaftsbereich, da hiermit nun eine erfolgreiche Kommunikation in der wissenschaftlichen Fachwelt gewährleistet werden kann. Weiterhin wurde die Homepage des DMM ausgebaut. Im Gegensatz zu den realen Besuchern konnte sich die Anzahl der virtuellen Besucher im Berichtsjahr weiter deutlich erhöhen. Informierten sich im Jahr 2000 noch 136.932 Interessierte unter www.meeresmuseum.de, so griffen 2001 bereits 369.369 Web-Besucher auf die Internetseiten zu. Damit hat sich der Zugriff auf die Homepage des DMM im Vergleich zum Vorjahr fast verdreifacht.

Nachdem die EU einer Förderung des Projektes „Umgestaltung des südlichen Besucherhofes und Neubau eines Seewasserbeckens für Meeresschildkröten“ zustimmte, konnte nun endlich mit der Realisierung dieses Vorhabens begonnen werden. Es wurden die Baustelle eingerichtet, Fäll- und Rodungsarbeiten durchgeführt und die Baugrube ausgehoben.



Abb. 9: Baustelle des neuen Meeresschildkrötenbeckens im Deutschen Meeresmuseum.

Die archäologischen Begleituntersuchungen konnten abgeschlossen werden. Mit diesem Projekt führt das DMM nun die umfangreichste Baumaßnahme seit der Sanierung der Katharinenhalle in den 70er Jahren durch, mit einschneidenden Maßnahmen für den Besucherverkehr (Abb. 9).

Der größte Erweiterungsschritt, der dem Deutschen Meeresmuseum einen international bedeutsamen Status einräumen soll, wird der Bau des OZEANEUMs, eines zweiten Hauses mit großen Kaltwasseraquarien und einer großzügigen Ausstellung zur Meeresforschung und Meereskunde, auf der nördlichen Hafeninsel in Stralsund sein. Im Aquarienbereich des Neubaus soll der Besucher eine Unterwasserreise von der Ostsee, dem Meer vor der Haustür, über Kattegatt, Skagerrak, Nordsee und Nordatlantik bis in die arktische Region machen können. Der museale Bereich wird mit modernen Medien und Großexponaten die deutsche und internationale Meeresforschung und die durch sie gewonnenen Erkenntnisse vorstellen. Die Hansestadt Stralsund hat bereits die für die Erweiterung notwendigen Grundstücke erworben. Zur Findung einer optimalen städtebaulichen und architektonischen Lösung wurde im Oktober des Berichtsjahres ein international offener, einstufiger Realisierungswettbewerb in zwei Phasen ausgelobt. Die Auslober, das Deutsche Meeresmuseum und die Hansestadt Stralsund, letztere vertreten durch die Stadterneuerungsgesellschaft Stralsund (SES), erwarten eine architektonisch anspruchsvolle und attraktive, gleichwohl sachorientierte Entwurflösung für das OZEANEUM.

Eines der größten Geburtstagsgeschenke wurde zum Ende des Jubiläumsjahres dem DMM gemacht. Auf Veranlassung des Beauftragten der Bundesregierung für Angelegenheiten der Kultur und der Medien (BKM) wurde von Prof. Paul Raabe in Anlehnung an die „Blaue Liste“ eine Liste der 20 national bedeutendsten kulturellen Einrichtungen in den Neuen Bundesländern (ausschließlich Berlin) erstellt, das sogenannte Blaubuch. Das DMM ist in dieses Blaubuch aufgenommen worden und belegt hier in der hierarchisch aufgestellten Liste den hervorragenden siebenten Platz. Ein schöneres Geschenk konnte dem DMM zu seinem 50. Jubiläum als Anerkennung der bisher geleisteten Arbeit nicht gemacht werden!

Das Jahr 2002

Im Jahre 2002 wurden mehrere Forschungsprojekte an Schweinswalen, Korallen und Fischen abgeschlossen, weitergeführt bzw. neu bewilligt. Zusätzlich zu dem Forschungsvorhaben „Untersuchungen zur Nutzung ausgewählter Gebiete der deutschen und polnischen Ostsee durch Schweinswale mit Hilfe

akustischer Methoden“, das im Jahr 2001 startete, wurden im Berichtsjahr zwei weitere Projekte begonnen, die mit gleicher Methode (Schweinswaldetektoren) weitere Meeresgebiete auf ihre Nutzung hin durch Schweinswale untersuchten. Im Rahmen dieser Projekte wurden Frau Dipl.-Biol. Annette Kilian, Frau Dipl.-Ing. Ines Baresel und Herr Dipl.-Biol. Christopher Honnef am DMM angestellt.

Daneben wurden die Sammlungsaktivitäten fortgesetzt. Anfang Februar konnte ein sehr schönes Pottwal-Skelett nach einer Walstrandung an der Schleswig-Holsteinische Westküste bei Büsum geborgen werden. Dieses war möglich durch die sehr gute Zusammenarbeit mit Kollegen des Multimar Wattforum in Tönning, der Universität Kiel und der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Im Mai wurde ein toter Zwergwal im Hafen von Kirchdorf, Insel Poel, geborgen. Das Seehund-Sterben erreichte am 30. 8/1. 9. mit dem Fund von zwei Seehunden östlich von Zingst auch die Mecklenburg-Vorpommerschen Gewässer. Es wurden 11 tote Seehunde gemeldet, vom Museum geborgen und alle Tiere zur Untersuchung auf Todesursachen an das Landesveterinär- und Lebensmitteluntersuchungsamt nach Rostock gebracht. Bei sieben Tieren wurde das Phocine Distemper-Virus (PDV-Epidemie) nachgewiesen. Anschließend wurden die Tiere in die Präparation des DMM zur konservatorischen Bearbeitung gegeben. Hinzu kommen in diesem Jahr Totfunde von 4 Kegelrobben und 26 Schweinswalen an der Ostseeküste von M-V. In den beiden Berichtsjahren wurde die bisher höchste Zahl toter Meeressäuger seit der Gründung des Meeresmuseums registriert (2001: 12 tote Robben und 27 tote Schweinswale).

Sammel-Exkursionen in Zusammenarbeit mit Prof. Dr. G. Arlt und Studenten der Universität Rostock führten nach Fiskebäckskil in Südschweden sowie an die südliche Adria bei Dubrovnik. Dabei wurden detaillierte biologische Bestandsaufnahmen erarbeitet und hochinteressante „lebende Sammlungsobjekte“ für unsere Meeresaquarien beschafft.

Die baulichen Erweiterungen des Meeresmuseums umfassen mehrere Maßnahmen. Die wichtigste laufende Arbeit ist die Erweiterung im Stammhaus am Katharinenberg durch den Neubau eines Seewasserbeckens für Meeresschildkröten und die Umgestaltung des südlichen Besucherhofes. Am 5. August überreichte der Wirtschaftsminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Herr Dr. Otto Ebnet, den Zuwendungsbescheid bei seinem Besuch im DMM. Im Berichtsjahr wurden die Rohbauarbeiten im Untergeschoss realisiert, die Großbehälter zur Wasseraufbereitung und Vorratshaltung installiert und mit dem Bau des 400.000-Liter-Beckens begonnen.



Abb. 10 : Besuch von Bundeskanzler Gerhard Schröder und Ministerpräsident Harald Ringstorff im Meeresmuseum am 1. August 2002.

Im Mai 2002 konnte der zweiphasige international offene Architektenwettbewerb zur Erweiterung des Deutschen Meeresmuseums auf der nördlichen Hafinsel der Hansestadt Stralsund (Projekt OZEANEUM) abgeschlossen werden. Fast 400 Architekturbüros beteiligten sich an dem Wettbewerb in der 1. Phase. Am 14./15. Mai bewertete die Jury unter Vorsitz von Frau Prof. Dr. Inken Baller die 30 Arbeiten der 2. Phase. Das Büro Behnisch & Partner, Stuttgart, ging als Sieger aus dem Wettbewerb hervor. Weitere Preisträger waren Thomas Krasenbrink, Aachen (2. Preis), Hascher, Jehle & Assoziierte, Berlin (3. Preis), Volkmar Nickol, Berlin (4. Preis) und Plasma Studio, London (5. Preis). Das Ergebnis dieses Wettbewerbes ist für die zukünftige Rolle des Deutschen Meeresmuseums in der internationalen Museumslandschaft und für die Rolle der Hansestadt Stralsund als Tourismusstandort von besonderer Bedeutung. Mit der Durchführung des Wettbewerbes und der Weichenstellung für eine Realisierung des OZEANEUMs (Bundeskanzler Gerhard Schröder besuchte zusammen mit dem Ministerpräsidenten Harald Ringstorff das Meeresmuseum am 1. August 2002) wurde für die gesamte Region eine wichtige wirtschafts- und kulturpolitische Entscheidung getroffen (Abb. 10).

In den Dauerausstellungen lag die Hauptaktivität in der historischen Fischerei-Ausstellung, und zwar in der mit Drittmitteln der EU vorgenommenen Überarbeitung des Bereiches „Entwicklung der weltweiten Seefischerei nach dem 2. Weltkrieg am Beispiel der



Abb. 11: Vitrine „Nutzfische der deutschen Seefischerei“ in der neu gestalteten Fischerei-Ausstellung.



Abb. 12: Ausschnitt aus der Sonderausstellung „MeeresWelten“.

Entwicklung der Küsten- und Hochseefischerei der DDR“. Insgesamt wurden 15 Positionen der Ausstellung inhaltlich und gestalterisch überarbeitet bzw. vollständig erneuert (Abb. 11). In der Außenstelle NATUREUM Darßer Ort wurde eine neue Dauerausstellung „Darßwald bei Nacht“ fertiggestellt. In der Außenstelle NAUTINEUM Dänholm Stralsund wurden die neuen Dauerausstellungen „Zeesenfischerei/Vorpommerschen Küstenfischerei“ und „Deutsche Meeresforschungstechnik“ abgeschlossen.

Nach knapp 5-monatiger Bau- und Realisierungsarbeit wurde im März 2002 auf der nördlichen Hafenseite in Stralsund eine kugelförmige, blaue Traglufthalle als Raum für die Sonderausstellung „MeeresWelten“ errichtet. Die Ausstellung wurde vom Fachbereich Meeresbiologie des DMM in Zusammenarbeit mit den Berliner Agenturen Archimedes und Sunbeam konzipiert. Sie wurde mit 600.000 € durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück, finanziert. Am 22. Mai 2002 konnte sie durch den Generalsekretär der DBU, Herrn Dr. h.c. Fritz Brickwede, eröffnet werden. In der ersten Saison (Mai bis Oktober 2002) besuchten etwa 40.000 Gäste die Umweltausstellung (Abb.12).

Im FORUM Meeresmuseum wurde noch bis zum 13. 01. 2002 die Kunstaussstellung „Das Meer ist Blau...“ zum Abschluss des Jubiläumsjahres 2001 präsentiert. Weiterhin wurden zwei aufwendige naturkundliche Sonderausstellungen im FORUM gezeigt: vom 07. 03. – 20. 05. 2002 die von Dr. Ruth Barnich, Senckenberg, konzipierte Ausstellung „Borstenswürmer – Schillernde Bewohner der Meere“ (Abb. 13) und danach die in Zusammenarbeit mit dem Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald erstellte Ausstellung „Fossile Meerestiere aus Pommern“, die Hauptausstellung zum Jahr der Geowissenschaften 2002 in Mecklenburg-Vorpommern. Die beiden Wanderausstellungen des DMM „Ostsee-Küsten“ und „Korallenriffe – bedrohte



Abb. 13: Detailansicht aus der Sonderausstellung „Borstenswürmer“.

Wildnis tropischer Meere“ wurden im Jahre 2002 in sechs auswärtigen Einrichtungen ausgestellt.

Das DMM unterstützte das Wissenschaftsjahr 2002, das „Jahr der Geowissenschaften“, das unter dem Motto „planet erde“ stand, mit zahlreichen Aktionen, Veranstaltungen und Ausstellungen. Dipl.-Geol. R. Reinicke gestaltete ein umfangreiches Programm in Begleitung der beiden Ausstellungen „Ostsee-Küsten“ (10 Vorträge in Lübeck, Greifswald, Warnemünde, Dietrichshagen, Wieck/Darß, Frankfurt/M., Schwerin und Stralsund) sowie „Fossile Meerestiere aus Pommern“ (Vorträge und Führungen) sowie im museumspädagogischen Programm. Zu nennen sind: Familiensonntag im Meeresmuseum „Steine vom Strand“, Vortrag „Bernstein“ in Greifswald, Exkursion „Steine am Strand“ auf Rügen und Exkursion nach Nordfriesland und Sylt mit dem Förderverein des Museums, Vortrag „Mönchgut – Erdgeschichte und Landschaft“ in Groß Zicker, Vortrag „Küstendynamik“ im NATUREUM Darßer Ort, „Tage des Meeres“ in den Herbstferien im Museum, Vortrag „Bornholm“ im Mürzitz-Museum in Waren. Im Mai war der Direktor des Forschungsinstitutes und Naturmuseums Senckenberg, Herr Prof. Dr. Steininger, in Stralsund zu Gast mit dem Vortrag „Ostsee – in Österreich und Ungarn“.

Im Rahmen der Umweltbildung wurde im April das sehr gut besuchte 8. Podiumsgespräch „Viel Wind um Windkraft vor der deutschen Küste“ durchgeführt. Im

Juni nahm das DMM mit Wissenschaftlern am 4. GEO-Tag der Artenvielfalt auf Rügen und Vilm teil. Im September hatte das DMM für eine Woche polnische und Stralsunder Schüler für eine Projektwoche (gefördert durch die Kommunalgemeinschaft POMERANIA) zu Gast.

Neben den Museumsaktionen wie „Tage des Meeres“ im Oktober und den einmal monatlich stattfindenden Familiensonnentagen im Winterhalbjahr mit thematischen Angeboten für alle Alters- und Interessengruppen, richteten sich alle sonstigen museumspädagogischen Aktivitäten an Kinder.

Während das DMM mit den unterrichtsbegleitenden Veranstaltungen zu Lehrplanthemen wie Wirbellose, Fische, Vögel, Säugetiere, Ökologie oder Verhalten den Biologie- und Heimatkundeunterricht unterstützte, bot das abwechslungsreiche Winterferienprogramm vor allem spielerisches Lernen für Grundschüler. Das Sommerferienprogramm mit seinen Fang- und Sammelexkursionen wurde dagegen überwiegend von 10- bis 14-jährigen Kindern gut angenommen. Aber auch Vorschulkindern wurde hier in vielen thematischen Veranstaltungen sehr anschaulich und altersgerecht Wissen über Meer und Meeres-tiere vermittelt.

Die interessanten Ausstellungen und Aquarien sowie die vielen Aktionen und Veranstaltungen veranlassten wieder sehr viele Menschen, das DMM zu besuchen. So wurde der Nachwende-Besucherrekord des Jahres 2000 mit 629.798 Besuchern nur knapp verfehlt. Das DMM ist damit weiterhin das meist besuchte Museum ganz Norddeutschlands. Die hohen Besucherzahlen zeugen von einer erfolgreichen Arbeit eines überdurchschnittlich stark engagierten Museumsteams, das über erfahrene Mitarbeiter verfügt. Für ihre langjährige Tätigkeit am DMM konnten im Berichtsjahr folgende Mitarbeiter besonders geehrt werden:

30jährige Betriebszugehörigkeit:

Dr. Karl-Heinz Tschiesche

25jährige Betriebszugehörigkeit:

Detlef Bittner

15jährige Betriebszugehörigkeit:

Harald Lüdtko, Sigrid Wewezer

10jährige Betriebszugehörigkeit:

Birgit Mächler, Detlef Vergin.

Die beiden die Stiftung Deutsches Meeresmuseum kontrollierenden bzw. beratenden Gremien sind der Verwaltungsrat und der Beirat. Der Verwaltungsrat setzte sich zum Ende des Berichtsjahres aus folgenden Mitgliedern zusammen:

Staatssekretär Dr. Manfred Hiltner (Vorsitzender, Ministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur des Landes M-V), Senator Wolfgang Fröhling (stellvertre-

tender Vorsitzender, Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), Dr. Manfred Ackermann (Beauftragter der Bundesregierung für Angelegenheiten der Kultur und der Medien), Prof. Dr. Ernst-Albert Arndt (Vorsitzender des Beirates), Detlef Erbentraut (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), LBDir Falk Meyer (Vorsitzender des Fördervereins), MdL Karsten Neumann (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), Rolf Schuhmann (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund).

Die letzte Sitzung des Verwaltungsrates im Berichtsjahr, am 29. 10. 2002, war auch die letzte Sitzung für die langjährigen Verwaltungsratsmitglieder Dr. Manfred Ackermann und Prof. Dr. Ernst-Albert Arndt. Beide Verwaltungsratsmitglieder haben sich sehr um das DMM verdient gemacht. Seit Bestehen der Stiftung Deutsches Meeresmuseum (1994) war Herr Dr. Ackermann Mitglied im Verwaltungsrat als Vertreter des Bundes. Ebenfalls seit Bestehen der Stiftung war Herr Professor Arndt der Vorsitzende des Beirates der Stiftung und somit auch Mitglied des Verwaltungsrates. Der heutige hervorragende Status des DMM ist im wesentlichen auch dem großen Engagement dieser beiden Persönlichkeiten zu danken. Sie wurden für Ihr großes Engagement für die Stiftung Deutsches Meeresmuseum geehrt.

Im Beirat der Stiftung gab es im Berichtszeitraum folgende personelle Veränderungen:

Herr Prof. Ernst-Albert Arndt gab, nachdem er nun das 75. Lebensjahr erreicht hatte, in der 14. Sitzung des Beirates am 28. 11. 2002 den Vorsitz ab. Herr Prof. Dr. Christian Dullo, Direktor des Forschungszentrums GEOMAR in Kiel, wurde als neuer Vorsitzender gewählt.

Im Jahr 2002 wurden wichtige Weichen für die weitere Entwicklung des DMM gestellt. So wurden mit dem Baubeginn des Meeresschildkrötenbeckens und der Umgestaltung des südlichen Besucherhofes wesentliche Erweiterungen auf dem Katharinenberg vorgenommen, die die Attraktivität des Stammhauses weiter steigern werden. Der Architektenwettbewerb zur Erweiterung des DMM auf der nördlichen Hafeninsel von Stralsund, dem OZEANEUM, lieferte mit dem Siegerentwurf des Büros Behnisch und Partner aus Stuttgart ein hervorragendes Ergebnis. Diese Maßnahmen sind wichtig, um die nationale und internationale Bedeutung des Deutschen Meeresmuseums zu kräftigen und weiter auszubauen.

Buchbesprechung

Das Mittelmeer – Fauna, Flora, Ökologie

Band 1: Allgemeiner Teil
Robert Hofrichter (Hrsg.)
Spektrum Akad. Verlag Heidelberg, Berlin 2002
604 S., 441 farbige Abbildungen u. Grafiken, 78 Tabellen

In dezentem, still-blauen Einband ist ein Buch erschienen, das es in sich hat! Unter dem Titel „Das Mittelmeer – Fauna, Flora, Ökologie“ entpuppt es sich bereits beim ersten Durchblättern als ein enzyklopädisches Feuerwerk von Informationen, das kaum Fragen zum Thema unbeantwortet lässt. Unter der Koordination des Salzburger Biologen Robert Hofrichter unternahm es ein über 100-köpfiges Team internationaler Fachautoren, einen „Riedl“ für das 21. Jahrhundert zu erarbeiten. In durchdacht funktionaler Gestaltung legen sie ein ausgereiftes meeres-biologisches Nachschlagewerk vor, das vom ersten Augenblick an instruktiv zum Weiterlesen verlockt.

Die „Einführung“ des Buches stellt mit Beispielen historischer Kartografie die geschichtliche Entwicklung des Mittelmeeres vor, die eng mit den Veränderungen des abendländischen Weltbildes zusammenhängt. Beginnend mit den ersten Seefahrern im 10. bis 3. Jahrtausend v. Chr. gibt eine 14-seitige Zeittafel mit Ereignissen und Kurzbiografien wichtiger Entdecker einen Überblick über die Erforschung des Mittelmeeres.

Eine Übersicht der „Geologie und Entstehungsgeschichte“ findet sich im zweiten Abschnitt. Kartographische Szenarien spannen den Bogen von tertiären tektonischen Prozessen sowie der Entstehung des Mittelmeeres seit der Trias bis zur messinischen Salinitätskrise und der nacheiszeitlichen Entwicklung.

Das Kapitel „Geographie und Klima“ ist eines der umfangreichsten des Buches, und geht mit seinem länderkundlichen Überblick weit über den üblichen Umfang in vergleichbaren Büchern hinaus. Beschreibungen der Küstenlandschaften und Tabellen mit sozioökonomischen, politisch-demografischen, natur- und kulturräumlichen Kennziffern der Anrainerländer referieren eine aktuelle Übersicht der Region. Eine Darstellung klimatischer Bedingungen schließt sich an. Ein weiteres Kapitel ist der „Ozeanographie und (dem) Wasserhaushalt“ der Meeresgebiete gewidmet.

Der nächste Abschnitt stellt „Vegetationslandschaften und (die) Flora des Mittelmeerraumes“ dar, ergänzt durch Exkurse u.a. über die Höhenzonierung, Korkeichen und Ölbäume. Es schließt einen 19-seitigen Überblick regionaler Besonderheiten ein. Den größten Umfang nimmt das Kapitel über marine „Lebensräume und Lebensgemeinschaften“ ein. Gegliedert nach typischen Habitaten werden charakteristische Arten der Flora und Fauna mit anschaulichen Abbildungen vorgestellt. Exkurse berichten u.a. über Meeresleuchten, das Coralligène und die Sandlückenfauna.

Das Kapitel „Ökologie“ stellt die Einbindung der Organismen in ihrem Lebensumfeld dar. Autökologische Grundbegriffe werden anhand von Beispielen der marinen Lebensgemeinschaften erklärt und synökologische Zusammenhänge von Produktion, Nahrungsnetz und mikrobieller Schleife erläutert.

Mit dem Kapitel „Biogeografie und Biodiversität“ schließt sich eine Analyse des Zusammenwirkens historischer und ökologischer Faktoren hinsichtlich der Organismenverbreitung an. Die hohe Anzahl endemischer Arten, zusammen mit atlantischen Elementen und indo-pazifisch-tropischen Einwanderern durch den Suezkanal in die sog. Lesseps'-sche Provinz, spiegeln die wechselvolle Geschichte des Mittelmeeres wider.

Die beiden abschließenden Kapitel des Bandes sind der „Umweltsituation ...“ und dem Konfliktfeld „Fischerei und Aquakultur ...“ gewidmet. Beide ließen sich im verfügbaren Rahmen nur exemplarisch darstellen: Eutrophierung, Öl, Chemie, Tourismus. Die weitreichende Übersicht und langjährige Erfahrung des Autorenkollektivs im Gebiet wird deutlich anhand von Rückbezügen auf frühere Beobachtungen, die teilweise einschneidende Veränderungen während der letzten Dekaden aufzeigen.

Mit dem aktuellen Raubbau am Ökosystem Meer kehrt das Buch zum Thema des vorliegenden Bandes von MEER UND MUSEUM zurück. Das Mittelmeer gehört zu den am stärksten ausgebeuteten Fischereigebieten der Erde, fast alle Ressourcen werden bis zur Belastungsgrenze befischt. Wege zu einer nachhaltigen Fischerei sind bekannt, erscheinen aber praktisch fast nicht umsetzbar, wie abschließend am Fallbeispiel des Thunfisches und des sogenannten Thunfischkrieges 1994 berichtet wird.

Der „Hofrichter“ stellt eine umfassende Bestandsaufnahme des Naturraumes Mediterran für Biologen und interessierte Reisende bereit, die ihresgleichen sucht. Index-Vignetten am Seitenrand erleichtern das Wiederfinden der zehn Hauptabschnitte. In der Gestaltung abgesetzt, werden sie durch 49 Exkurse und Essays ergänzt, die besondere Themen vorstellen. Ausführliche Legenden ermöglichen den direkten Informationszugriff aus den farbig gestalteten Karten, Grafiken und Originalfotos. Ein allgemeines Glossar, Literaturhinweise zu jedem Abschnitt und ein ausführliches Register komplettieren die Abteilung Leserservice.

Mit dem Buch legen Autoren und Verlag ein preiswertes, modernes, wissenschaftliches Standardwerk vor, das dank klarer Diktion und präzise aufbereiteter Abbildungen auch fachinteressierten Einsteigern gut verständlich ist. „Das Mittelmeer“ hat das Zeug zum Klassiker, den man jedes Mal mit Bedauern aus der Hand legt, weil man gerne noch weiter stöbern möchte.

Götz B. Reinicke, Stralsund

Englischsprachige Zusammenfassungen der Fachbeiträge

Fishes and invertebrates of the Baltic Sea and North Sea in the sea water aquarium of the German Oceanographic Museum

Karl-Heinz Tschiesche and Jutta Randzio

The authors of this contribution describe structure, technical equipment and environmental conditions of the sea water aquarium of the German Oceanographic Museum in Stralsund. Furthermore, information will be provided concerning e.g. species composition and feeding of the animals in their tanks. The sea water aquarium consists of 35 fish-tanks holding anything from a hundred to 50,000 litres of water. The tanks contain fauna and flora of the cool waters of the Baltic Sea, the North Sea and the North Atlantic as well as the warm tropical seas. The contribution contains a checklist of about 80 species of invertebrates and 40 fish species which are living in the cool water tanks.

Baltic Sea and North Sea as a habitat for sharks, rays and rabbitfishes

Michael R. George

A checklist is provided including all species of sharks, skates, rays and ratfishes or rabbitfishes recorded from the North Sea and Baltic Sea from historical records to recent catches. A total of 26 shark species, 17 skates and rays and one chimaeroid fish species were listed. The main focus is on the distribution in the German zone. The most common species in this area were described and also its special ecology. The main threat of all chondrichthyan fishes lies in the extensive human fishery impact in combination with the special reproduction strategy of this group, e.g. low fecundity, long gestation period and high age at first maturity. Nearly all species of chondrichthyans are overexploited and their stocks are declining more or less drastically. This means there is an urgent need to create an effective conservation program, not only in Germany.

The fish fauna in the Baltic proper, lagoons and estuaries

Helmut M. Winkler and Horst Schröder

The contribution is reviewing the recent knowledge concerning the fish fauna in the German part of the Baltic Sea. The existing fish species list is the result of a compilation of fish records available from all kinds of scientific and commercial sources (literature, scientific institutions, random observations made by fishermen etc.). Some kind of fish species monitoring was started in several areas ten years ago. Actually there are altogether 151 fish species in the German Baltic Sea area. 100 out of them are of marine origin, 12 are diadromous, and 27 freshwater, and 12 are nonindigenous species. Only 50 % of these species occur permanently in this area, the remaining are regular or nonregular visitors from the North Sea. During the last 10 years only 76 % of the species included in the list were at least once recorded in the German area of the Baltic Sea.

Estuaries – important habitats for fishes of the North Sea and Baltic Sea

Ralf Thiel

Several studies have examined the spatial and temporal variations of fish assemblages in estuaries of the Baltic Sea and North Sea. This contribution summarizes the present knowledge with regard to the role of estuaries as habitats for fishes. The fish-ecological functions of estuaries are analysed and discussed and different ecological guilds of fishes using estuaries as habitats are described. Factors affecting the composition of estuarine fish assemblages are presented.

The estuaries of the North Sea and Baltic Sea are recognized as productive habitats used by a number of commercial and non-commercial fish species for foraging, shelter and reproductive activities. Most of these systems act as important nursery areas for many fish species.

Eight different ecological guilds were found to be present in those estuaries. However, the reviewed studies demonstrate that the contributions of different ecological guilds to ichthyofaunas of estuaries can differ between

the systems. In a number of estuaries of the North Sea, the fish faunas are dominated by marine species, the most abundant of which are termed marine estuarine opportunists. However, in some estuaries of the North Sea and in the Baltic Sea estuaries, the contributions of freshwater or diadromous species is very high.

In most estuaries, a number of fish species is endangered. Species which migrate through estuaries, or commercially fished, are most threatened. Estuaries are the coastal areas most impacted by man. As an example, the present species diversity was used in comparison with the historical reference situation to evaluate the actual status of the fish assemblage in the Elbe estuary. This evaluation revealed a significant reduced abundance or even lack of a number of species. These structural shift in the fish assemblage during the last 100 years was estimated as indicator for the effects of degrading human impact.

Water temperature, salinity, oxygen concentration and other environmental factors were found to be important key variables structuring the fish assemblages of North Sea and Baltic Sea estuaries.

On the history of fishing in the North Sea and the Baltic Sea

Gerd Wegner

Since the Mesolithic days fisheries have played an essential role for human food supply in the areas around the North Sea and the Baltic Sea. Carvings and paintings on rocks and excavated remainders from stone age times indicate the use of, i.e., cod, herring, salmon, flat fishes, mussels and seals for human consumption. During medieval times the western and southern Baltic Sea became centers of fishing and fish trade. One of the bases of Hanseatic commercial power was salted herring distributed from the Scania markets over Central Europe. During the 17th and 18th century herring fisheries in high sea and coastal areas of the North Sea prevailed over all other Baltic and North Sea fishing. The huge amounts of herring encountered year by year on the same grounds gave rise to a herring migration theory which centered around a polar stock well protected beneath the northern ice. Independent of the amount of extraction, this central stock would send its generations every year into the nets of mankind. During the second half of the 19th century, increasing European fishing fleets were able to reduce North Sea fish stocks remarkably for the first time. To avoid future overfishing, an 'International Marine Research' was established. The research done up to now was not able to protect the stocks in both of the seas against overexploitation by enlarged fleets. Although inexhaustible according to the polar stock theory, the North Sea herring stock collapsed during the 1960ies. As future basis of EU Common Fisheries Policy the precautionary approach will hopefully avoid such miseries influenced by fisheries.

Fundamentals of population dynamics of exploited fish stocks

Joachim Gröger

This chapter describes the basics of the population dynamics of exploited fish stocks. It starts with an overview, defining the fundamental principles and key words as well as the general frame and the focus of the subject. In terms of a thread, this background is essential to understanding the various relations between subsequent paragraphs and chapters. The overview is followed by a paragraph discussing the different concepts of information gathering, i. e., the advantages and disadvantages of using commercial data sources as well as the requirements and properties of research surveys and scientific market sampling. The next section deals with the analysis of specific but important biological aspects, such as the determination of fish age, the growth pattern and aspects of migration and stock separation. This section is followed by a paragraph describing the two fundamental concepts of stock assessment, i. e. holistic and analytic models. The first addresses models of the logistic Schaefer type (including a simplified bioeconomic approach), and the second distinguishes between models of the Russel, the Beverton/Holt and VPA-based types. Furthermore, it includes aspects of forecasting and simulating management scenarios. The last section of this chapter is dedicated to the objective of implementing a responsible stock management under the restrictions of sustainability and precaution. It also discusses aspects of risk analysis and the introduction of additional measures (such as increasing the net selectivity, reducing the commercial fishing fleets and implementing certification systems of environmental amicability). The text is complemented by several illustrations to enhance a quick understanding.

Situation and perspective of the German fish-processing industry

Matthias Keller

The focus of this article is to describe the actual status of the German fish-processing industry. However, the contribution starts with an overview about the historical development of that industry in Germany. After that, the different products are described and their importance is compared and analysed. Finally, the local distribution of the fish-processing industry in Germany is presented.

Status of commercially important fish stocks of the Baltic Sea

Otto Rechlin

The fish stocks dealt with in this article are restricted to those regulated by the International Baltic Sea Fishery Commission with catch quotas. For coastal fisheries in the Baltic Sea some freshwater fishes like perch, pike-perch, eel or whitefish (*Coregonus spec.*) are of high importance but fisheries on these species are not regulated internationally. Most important for the Baltic Sea fisheries are cod, herring, sprat and salmon.

The cod forms two stocks with restricted intermixing in the Baltic Sea: the atlantic-cod-like *Gadus morhua* of the western part and the cod of the central Baltic *Gadus morhua morhua*. After an absolute peak in stock size and in total catch around 1980 the cod stock of the central Baltic Sea decreased to a record low level in 1999 and has not recovered since then. The western Baltic cod stock also decreased during the 1980ies but stabilized afterwards. High fishing pressure and the lack of repeated influxes of saltwater with high oxygen content into the Baltic Sea are the main reasons for an continuous and in total low cod stock biomass of the Baltic Sea since the middle 1980ies. There might be no prospect of an improved situation without improved conditions for cod spawning in the basins of the central Baltic Sea in terms of high salinity and high oxygen content of deep water layers. Consequently the danger of over fishing increases for the western Baltic cod stock because of increasing concentrations of fisheries on this last reserve.

In contrast to the neighbouring North Sea spring spawners dominate with numerous populations the Baltic Sea Herring whereas autumn spawners nearly vanished after 1970. For the western Baltic Sea herring stock which migrate for feeding as far as to the eastern North Sea a stock assessment is not available since 1994. However, herring larvae surveys and hydro acoustic surveys on young fish show strong recruiting year classes in 1999 and in 2000.

The spring spawning herring stock in the central Baltic Sea consists of a number of different populations with spawning sites along the surrounding coasts but mixing in the open sea during the feeding season. Some of these populations seem strongly to decline and others do not. As a result the assessment of the total unit ends up with an in total declining stock size since 1984.

The Baltic Sea sprat is assessed as one large unit. This fish shows strong medium term fluctuations in stock size mainly dependent on the size of the cod stock as main predator. At the same time when the cod stock rapidly decreased in the central Baltic Sea the sprat stock grew up during the 1980ies. The sprat resources have been exploited heavily for industrial purposes since the early 1990ies and now the stock size is decreasing again even without a strong cod stock.

The Baltic Sea salmon is endangered by the loss of spawning habitats mainly in the rivers along the northern coasts. Artificial production of salmon fingerlings for release in the sea in several countries does not prevent the loss of the genetical diversity of the stock but increases this problem. Therefore as a measure to prevent the Baltic Sea salmon from distinction a large "salmon action plan" of fisheries and environmental organisations is brought on its way.

With the foundation of the International Baltic Sea Fishery Commission in 1974, after the signing of the "Convention on Fishing and Conservation of the Living Resources in the Baltic Sea and the Belts" in September 1973, international rules for a responsible exploitation of fish resources have been established and in so far the Baltic Sea became a positive example for other areas of the world oceans. Despite of this development major problems are not solved yet and the Convention is not in all its aspects implemented in practice. Activities on national levels to reach the goals of the Convention step by step have been left to the parties of this Convention.

Causes of major changes in marine fish stocks in the Baltic Sea

Dietrich Schnack

Among the fish species in the Baltic Sea only few have developed large stock biomasses. They are well studied as attractive fishery resources and characterized by conspicuous fluctuations: Herring and Sprat are dominating as planktivorous pelagic species and cod as carnivorous demersal species. During the last 2 decades the cod stock in the central Baltic developed from a historic maximum in the early 80s to a historic minimum in the early 90s and remained low since. The sprat stock developed in an opposite way. Herring shows an independent development with low fluctuations in total abundance and a general reduction in stock biomass; this species differs from the other two in reproductive biology and stock structure, which for comparison would require detailed regional assessments, not included here. Cod and sprat are more large scale in stock structure and show a substantial overlap in spawning time and place. The causes of the observed opposite stock development under comparable conditions are discussed in this contribution.

In general, the reproductive strategy of these species, with high fecundity but small and delicate early live stages, allow a quick growth in stock size under favorable conditions; but on average, the early mortality is extremely high and year class success correspondingly uncertain, highly variable in most cases, and hardly related to the parent stock size; rather the parent stock size follows year class success. The regulating factors differ among the species, according to the following characteristics:

Cod is very much bound to the permanent halocline in the deep basins of the central Baltic. The eggs can survive only in the saline deep water, and are thus affected by oxygen deficiencies during stagnation periods, when now major inflows of well oxygenated saline waters from the North Sea occur. The larvae ascend to upper water layers just below the seasonal thermocline; here they are depending on adequate by food supply and wind induced drift. Survival of juveniles is improved by wind conditions resulting in a quick drift to shallow, near shore areas, where they change from a pelagic to a demersal life, usually outside the reach of the adults. Cannibalism becomes important when the juvenile and/or adult stock is large with extending and more substantially overlapping areas of distribution.

Sprat are more adapted to warmer conditions than cod. They spawn in the Baltic usually above the thermocline; the eggs sink down but have in general a higher buoyancy than cod eggs and remain distributed above the halocline. Thus, they are much less affected by oxygen deficiencies, but survival can be limited by low temperatures in the intermediate water layers. Strong winter cooling, which keeps intermediate water layers cool for an extended period of the year, is thus negative for sprat but may be favorable for cod as it is a prerequisite for a good oxygen supply of the deep water at inflow conditions. The larvae of sprat ascend far up into the warm surface layers and are drifted further inshore than cod where they keep there pelagic life. These differences could well be related to the observation that for cod, the egg to larval stage is the most critical period, whereas for sprat the period from larvae to juveniles is more critical in year class formation.

In addition to the abiotic factors, biological interactions are important:

Cod feed on herring and sprat. On the other hand, herring and sprat feed on cod eggs. Thus, there is a reciprocal limitation in stock development, stabilizing the dominance of either cod or sprat once established through abiotic factors. Herring is less important as egg predator and as prey for cod. Large stocks also limit themselves by cannibalism and competition for food. The quantitative importance of the predator-prey interactions is modified through hydrography again, influencing the overlap in distribution of both groups. Under improved oxygen conditions and in the last years due to late spawning of cod, the predation effect by sprat on cod eggs appears to be minor only.

Fishery acts like an additional predator in this system, which however is hardly or not sufficiently regulated in "stock size" by the size of the prey population. Due to continuously high fishing pressure on cod despite low reproductive success, fishery acts in the same direction as the presently unfavorable natural conditions for cod and favors the dominance of the planktivorous species, resulting in a high grazing rate on zooplankton in the central Baltic. Quantitative estimates have shown that substantial reduction in fishing pressure would have a similar effect as an improvement of reproductive conditions for cod to about average levels. This would largely improve the stock size and the catch level for cod.

It can be concluded that fluctuations in stock sizes and alternation of cod and sprat dominance is a natural process in the Baltic Sea, which cannot be avoided, but which is largely influenced and could be substantially modulated by the fishery. The observed shift in stock size, the main regulating factors and feedback mechanisms and the required conditions for a hypothetical shift back to cod dominance are schematically summarized in Figure 5. The effect of sprat fishery on the cod stock cannot yet be quantitatively assessed. It appears to reduce the predation on cod eggs under certain conditions, but will reduce at the same time the food supply for cod, affecting its growth and spawning success. The cod stock and catch level could, however, well be improved by a substantial reduction of fishing pressure on cod, which would limit the sprat stock and the grazing level on zooplankton naturally by increased predation on sprat.

On herring in the Greifswalder Bodden

Tomas Gröhsler

The coastal area in the Southern Baltic Sea is characterized by shallow waters so called 'Bodden'. Due to specific hydrographic and biologic conditions these Bodden area is unique in the world. The Greifswalder Bodden is the biggest Bodden which inhabits a number of fresh and sea water fish species. The main spawning area of the Western Baltic herring stock is situated in this area. Every year during spawning time in spring the herring is entering the Greifswalder Bodden. Most of the German Baltic herring fish is caught in this area.

Situation, Problems and Perspectives of the North Sea Fishery

Cornelius Hammer and Christopher Zimmermann

The state of the most important North Sea stocks is presented and discussed. These stocks are North Sea herring, cod, saithe, haddock, plaice, sole, mackerel and sandeel. The major fishery biological aspects concerning these stocks in the given situation are introduced. The precautionary principle is explained in the context of the North Sea plaice, the discarding problem in connection with the haddock and the stock recruitment relationship in the framework of the cod assessment.

The North Sea herring – an example for the arduous implementation of a sustainable fishery management

Christopher Zimmermann and Cornelius Hammer

The North Sea autumn spawning herring was the first European fish stock to be managed according to the precautionary approach. This paper deals with the difficulties experienced during the implementation of a sustainable fishery management for this highly important and heavily fished resource. It further explains what is needed to define accurate reference points and how science assesses the actual state of the stock. Benefits and problems of this single species assessment are discussed in comparison to other valuable European fisheries, which are increasingly managed following the North Sea herring's example.

By-catch and discard of the German fishery in the North Sea

Kay Panten, Lutz Rippe and Marcus Fleck

The study has shown that the fishery of saithe in the North Sea produces a very low by-catch of other fish species. In contrast, the by-catch of the cod fishery is about 50 % of the total catch. Very high proportions of by-catch and discard were recorded in the beam trawl fisheries with plaice and sole as target species. Both types of fishery are characterized by high proportions of small individuals which are discarded from board. Actually, several methods are tested to reduce the by-catch of small individuals of fish.

Shrimp and bivalve fishery in the Schleswig Holstein wadden sea

Thomas Borchardt

Finfish fishery is without importance in the Wadden sea. Nowadays only shrimp and bivalve fishery is profitable. In both branches economical concentration processes have taken place. Actually shrimp (*Crangon crangon*) and mussel (*Mytilus edulis*) fishery have stabilized on a favourable level. While the profit of the shrimp fishery mainly depends on market conditions, in the mussel fishery the recruitment situation is the key factor.

Since the whole Schleswig Holstein Wadden sea is a national park since 1985, fishery has to cope with nature conservancy demands as well. E.g. a zone free of resource exploitation was installed in the Wadden sea in 1999. Bivalve fishery in the national park is restricted and strongly regulated by a management programme. It completely bans the fishery on Cerastoderma and Ensis, and prohibits mussel fishery in the core zones of the national park and in the eulittoral zone. The programme also includes regulations for Spisula fishery in the seaward area of the national park, and for one oyster (*Crassostrea gigas*) cultivation site. Moreover, an extensive monitoring programme was implemented.

The regulations are set up in a way that a sustainable fishery seems to be guaranteed.

Wales and Seals in the coastal waters of the Baltic Sea and the North Sea and the threatening impact of human activities. Do German coastal waters provide sustainable habitats for the survival of marine mammals?

Karl-Herrmann Kock, Ursula Siebert and Klaus Harder

Marine mammals played a key role within ecosystems of the Baltic and the North Sea up to first decades of the 20th century. In the Baltic, marine mammals had a strong influence on the abundance of fishes, such as the cod (*Gadus morhua*) in particular. Wales and seals have declined in the Central Baltic substantially in the past. Numbers recorded today are but a small fraction of animal numbers estimated for the early 20th century. In the North Sea the situation is less dramatic. The Grey Seal (*Halichoerus grypus*) and the Harbour Seal (*Phoca vitulina*) still show large populations, and also the Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) in 1994 occurred at a level of more than 300.000 animals.

This report provides an overview on the development and the conditions of population maintenance of the marine mammals in the German coastal waters of the Baltic and the North Sea.

It is shown that the German coastal waters provide sufficient habitat area and sufficient protection for marine mammals. This is particularly true for the Harbour Seal and the Grey Seal, on both the North and the Baltic Sea coasts. With respect to habitats used seals are fairly adaptive. They are able to adjust to habitat alterations, and they can recover quickly from epidemics, as it could be observed from the recovery of the Harbour Seal from the Phocine Distemper Virus in 1988/89. The Harbour Porpoise, however, has a much more limited potential to get along with habitat alterations. Estimates of various investigations showed that an annual population growth of 1-2 % is the limit, in some exceptional cases an annual growth rate of 4 % seems to be possible.

Losses of waterfowls in gill nets of the coastal fishing - the example of the Island Usedom

Bernd Schirmeister

The subject of the presented composition is the representation of the losses of waterfowls by set-nets of the coastal fishing at the coast of Usedom. For that from 1989 to 2001 the fishing grounds of the fishermen were searched for drowned waterfowls. It was tried to be on the shore at the times of landing in order to increase the exactness of registration. Often the fishermen even kept the waterfowls.

The main point of the investigations was the coast of the Baltic Sea at Ahlbeck and Heringsdorf. Checks to a smaller extent were also done at other places of the external coast (Zinnowitz, Karlshagen), at the Achterwasser (Balm), at the Stettiner Haff (Kamminke) as well as at the large lakes Gothensee and Schmollensee.

Altogether 10701 waterfowls of 26 different species were counted. The most frequent species were the long-tailed duck (6600 specimens), followed by the great cormorant (approx. 1982 specimens), the common scoter (555 specimens), the red-throated diver (370 specimens), the red-necked grebe (205 specimens) and the great-crested grebe (204 specimens).

Furthermore the sex relation of the duck species was researched. With some species such as the greater scaup and the goosander quite balanced loss conditions showed up. With the most species such as the long-tailed duck, the common goldeneye, the common scoter and the velvet scoter a clear male surplus was to be determined.

The analysis of the proportions of different age groups of the losses resulted in a differentiated picture. The old waterfowls predominated with species such as the black throated diver, the slavian grebe and the blackheaded gull, the young waterfowls were clearly more strongly represented with the great cormorant, the herring gull and also with the red-throated diver.

During the investigation altogether 57 ring finds resulted, distributed on 10 species from 11 countries. Most ring finds came from the great cormorant and the black-headed gull. The ring finds prove the origin of the waterfowls predominantly in the area of the Baltic Sea with southwest passage direction. Altogether five remote finds, which ringing places were over 1000 km away, succeeded.

The Atlantic sturgeon - an example for the threats imposed upon migratory fish species

Jörn Gessner and Gerd-Michael Arndt

Migratory fish species are utilizing marine and freshwater habitats during the completion of their life-cycle. Two main types of migratory fish are described: anadromous – migrating from the sea into the river for reproduction; and catadromous species – migrating from freshwater to sea-water for reproduction. Throughout Europe 14 spe-

cies of migratory fish are recorded, including salmonids, sturgeons, coregonids, shads, eel and flounder. The potential for movements between different habitats reduces the risk of local catastrophic events.

In anadromous species the time span that they are dependant upon the fresh water spawning sites varies but in sturgeon it is relatively short. Additionally, the potential to utilize marine food-webs for growth, reduces concurrence and thereby contributes to the potential of these species to constitute high abundances and extremely large stocks and good growth performance.

Nevertheless, as most anadromous species share some characteristics with regard to their spawning habitat and their migration patterns. Most migratory species depend on gravel as spawning substrate. Eggs are deposited in the interstitial of the gravel but require sufficient water-quality and oxygen to develop. Long-term alterations of critical habitat criteria are detrimental to the population affected.

In the past fisheries has benefited from the mobility of the migratory fish species even at times when the fishery was immobile. The harvest of the species in those days was limited to spawning migrations, allowing a well focused utilization of single stocks. This changed when fisheries became increasingly mobile and mixed stock fisheries for juvenile fish began at sea. Additionally, degradation of critical habitat reduced the reproductive success of the stocks to an extent that recruitment was not sufficient to sustain the populations.

Various impacts have contributed to this development: hydro-constructions such as damming, straightening and removal of gravel from rivers as well as pollution by communal, agricultural and industrial wastes have had their share in the reduction of migratory fish populations.

The sturgeon as the largest freshwater species, with an extremely long reproductive cycle is especially vulnerable towards overfishing. But due to its biological characteristics (spawning in main river channels on rock and gravel at high water temperatures) it is also vulnerable against environmental changes that have an impact upon the success of reproduction. For this reason the sturgeon was the predecessor for all other migratory fish species when it came to the consequences of anthropogenic impacts of riverine habitats associated with the industrial revolution.

This makes the sturgeon the flagship species for the restoration of rivers. River restoration serving the requirements of the sturgeon will have beneficial effects on other migratory species too, aiding them to repopulate the rivers.

Development of selective, environment friendly and energy saving fishing technologies for the sea fishery

Erdmann Dahm and Otto Gabriel †

This publication is focused on the investigations of the Institute for Fishing Technology and Fish Quality (IFF) in the brown shrimp fishery in the North Sea and the cod fishery with trawls in the Baltic Sea. The results of these investigations have been taken into account by the EU in formulating new technological regulations. In addition this publication summarises other issues, investigations and existing results from the North Sea fishery (heavy beam trawl gear, trawl fishing, porpoise-by-catch in set nets) and the Baltic Sea Fishery (by-catch in flatfish catches, in trawl-fishing of eel and herring as well as seabird by-catch in cod set nets).

Fisheries and fisheries policy in the North Sea and the Baltic: The View of an Environmental Organization

Christian von Dorrien and Heike Vesper

This contribution describes the current problems caused by fisheries and especially the Common Fisheries Policy of the European Union (CFP) in the North Sea and Baltic Sea, and provides recommendations for an improvement of fisheries policies. The regulation of EU fisheries is shortly described. After a brief explanation of overfishing, the current status of overfishing is given for stocks, with more details about the cod crisis in the North Sea.

Overcapacity of fleets, the failing of the EU to reduce it and the driving factor of perverse subsidies are described in the following chapter. The negative impact of fisheries on marine ecosystems is highlighted by the examples of by-catch and impacts of benthic fishing gear. As one example for the threat to species, the by-catch of harbour porpoise is described. Finally, the need to change the CFP towards an ecosystem based fisheries management, with full integration of environmental objectives and following the precautionary approach is emphasized. To ensure abundant fish stocks and a healthy marine environment and to secure a long-term future of the fishing industry, recovery plans for overfished stocks, a cut of overcapacity and reduced and reformed subsidies are urgently needed.

The Baltic Sea as an example for a sustainable and ecosystem based fishery

Jürgen Ritterhoff and Henning von Nordheim

Since several years many commercially exploited fish stocks in the Baltic Sea are under a high fishing pressure and below safe biological limits. Furthermore indirect effects of fishing activities on the ecosystem are manifold and are responsible together with the direct effects for the structural change of the ecosystems in the Baltic Sea.

Only an ecosystem based fisheries management will be able to revise this development and to establish a sustainable fisheries. This means especially a consequent implementation and application of the precautionary principle for the whole ecosystem and not only for some target species. Further marine protected areas, where fishing activities could be regulated, have a key role in the implementation of the ecosystem approach.

Despite that fishing will always have an impact on the ecosystem, this impact has to be minimized as far as possible. First steps in an adaptive ecosystem based fisheries management for the Baltic Sea are: Recovery of the eastern cod stock to its former ecological function as one of the main top-predator in the system; minimizing by-catch of juvenile fishes, marine mammals, sea birds and other non-target species; ban for discarding by-catch; designation of marine protected areas; closer cooperation between all relevant authorities, institutions and fora dealing with fisheries and nature conservation in the Baltic Sea including stakeholders.

Marine Science and Fisheries research – a historical note

Gotthilf Hempel

What would have become of marine science without fisheries and vice versa? The quest for continued fishing yields was the motor – and also the alibi - for much of the marine research in the North Sea and in other shelf seas and upwelling regions.

The hey days of German marine biology – both pure and applied – were in the late 19th and early 20th century. Morphology and life history, evolution and ecology of marine organisms were studied in detail and contributed greatly to the concepts of biology in general. Fisheries biologists added the study of population dynamics of single species, and – more recently – of multi-species communities.

The early regional organizations (e.g. International Council for the Explorations of the Sea – ICES) and their national counterparts (e.g. German Scientific Commission for Marine Research – DWK) were partly or primarily directed to fisheries research. In the second half of 20th century fisheries lost much of its driving force for marine science. Other themes came into focus: variability in ocean circulation and air-sea interaction, biogeochemical cycles, paleo-oceanography and paleoclimate. Biological oceanographers study production, consumption and remineralisation of marine communities as part of the nutrient and carbon budget of the ocean. A new challenge for marine biologists and biological oceanographers alike are the changes in productivity and biodiversity in ecosystems under the combined stress of fisheries, pollution, eutrophication and climate change.

In the years to come, the two main fields, of marine research will be the open ocean in its importance for global climate, and the shelf seas in their relation to the growing needs of coastal populations in terms of food, waste disposal and recreation. The integration of the various disciplines including fisheries research as well as the close cooperation between science institutions in all parts of the world will become increasingly important for solving burning questions related to global warming and sustainable use of marine resources and amenities.

Dipl.-Biol. Lutz Rippe, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Dr. Jürgen Ritterhoff, Wiss. Mitarbeiter des Fachgebiets Meeres- u. Küstennaturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Insel Vilm;

Bernd Schirmeister, Ornithologe, Seebad Ahlbeck;

Prof. Dr. Dietrich Schnack, Professor für Fischereibiologie am Institut für Meereskunde, Kiel;

Dipl.-Biol. Horst Schröder, ehem. Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Dr. Ursula Siebert, Wiss. Mitarbeiterin des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (FTZ), Büsum;

Dr. Ralf Thiel, Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Dr. Karl-Heinz Tschiesche, Leiter des Fachbereichs Aquarium des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Dipl.-Biol. Heike Vesper, Referentin Meeresfischerei des WWF Deutschland, Fachbereich Meere & Küsten, Bremen;

Dipl.-Oz. Gerd Wegner, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Dr. Helmut M. Winkler, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Biodiversitätsforschung, Fachbereich Biowissenschaften, Universität Rostock, Rostock;

Dr. Christopher Zimmermann, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg.

Mitarbeiter dieses Bandes

Dipl.-Biol. Gerd-Michael Arndt, Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V., Wiss. Mitarbeiter von Fisch und Umwelt M.-V. e.V., Rostock;

Dr. Harald Benke, Direktor des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Dr. Thomas Borchardt, Dezernent für Meeressäuger, Fischerei und Schifffahrt, Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning;

Dr. Erdmann Dahm, Wiss. Direktor des Instituts für Fischereitechnik und Fischqualität, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Dr. Christian von Dorrien, ehem. Referent für Fischerei des WWF Deutschland, Fachbereich Meere & Küsten, Bremen;

Dipl.-Biol. Marcus Fleck, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Prof. Dr. Otto Gabriel, ehem. Direktor des Instituts für Fischereitechnik und Fischqualität, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, † 13.07.2002;

Dr. Michael R. George, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH, Neu Broderstorf;

Dipl.-Biol. Jörn Gessner, Gesellschaft zur Rettung des Störs e. V., Wiss. Mitarbeiter des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin;

Dr. Joachim Gröger, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Ostseefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Rostock;

Dr. Tomas Gröhsler, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Ostseefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Rostock;

Dr. Cornelius Hammer, Direktor des Instituts für Ostseefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Rostock;

Dipl.-Biol. Klaus Harder, Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Prof. Dr. Dr. Gotthilf Hempel, Persönlicher Berater des Präsidenten des Senats für den Wissenschaftsstandort Bremen/Bremerhaven, Bremen;

Prof. Dr. Gerd Hubold, Direktor der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Dr. Matthias Keller, Bundesverband der deutschen Fischindustrie und des Fischgroßhandels e. V., Hamburg;

Dr. Karl-Herrmann Kock, wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Dr. Henning von Nordheim, Fachgebietsleiter Meeres- und Küstennaturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Insel Vilm;

Dipl.-Biol. Kay Panten, Wiss. Mitarbeiter des Instituts für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg;

Jutta Randzio, Stellv. Leiterin des Fachbereichs Aquarium des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Dr. Otto Rechlin, ehem. Direktor des Instituts für Ostseefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Rostock;

Dr. Götz-Bodo Reinicke, Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

Fotonachweis

- Archiv des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (1): Seite 203.
- Archiv des Deutschen Meeresmuseums (10):
Seiten 211, 212 unten, 213, 214 rechts, 216, 217.
- Archiv des Deutschen Schifffahrtsmuseums Bremerhaven (3): Seiten 204, 208, 209.
- Archiv des Nationalparkamtes „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ (3): Seiten 136, 140, 141.
- Bates, Q. (2): Seiten 188, 189.
- Benke, H. (3): Seiten 151 unten, 152 oben, 214 links.
- Bückmann, W. (1): Seite 207.
- Dahm, E. (1): Seite 184.
- Dana-Press-Photo, Kolding/Dänemark (1): Seite 23.
- Debelius, H. (8): Seiten 15, 18, 19, 20, 21.
- Diercking, R. (1): Seite 38 oben rechts.
- Droese, J. (2): Seiten 107, 109.
- Fiedler, W. (4): Seite 38 links und unten rechts.
- Florian, D. (1): Titelfoto.
- Gabriel, O. (1): Seite 179.
- George, M. R. (1): Seite 15.
- Graner, F. (1): Seite 152 unten.
- Gröger, J. (4): Seite 62.
- Hensel, E. (1): Seite 167.
- Klotz, R. (1): Seite 156 unten.
- Krause, R. (1): Seite 38 Mitte rechts.
- Kuhlmann, H. (1): Seite 176.
- Lammel, B. (1): Seite 190.
- Luther, T. (1): Seite 33.
- Nellen, W. (2): Seite 42.
- Panten, K. (1): Seite 132.
- Reinicke, G.-B. (1): Seite 212 oben.
- Rosenberger, T. (3): Seiten 154, 155, 156 oben.
- Schirmeister, B. (8): Seite 165.
- Schröder, H. (3): Seiten 33, 34.
- Siebert, U. (1): Seite 151.
- Thiel, R. (2): Seiten 39, 40.
- Tschiesche, K.-H. (6): Seiten 7, 8, 9, 10.
- Wegner, G. (1): Seite 206.
- Winkler, H.-M. (1): Seite 32.
- Zimmermann, Ch. (1): Seite 124.

Meer und Museum

Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseum, Band 17, 2003

Herausgeber

Dr. rer. nat. Harald Benke

Redaktion und Layout

Dr. rer. nat. Ralf Thiel

Bezug

Deutsches Meeresmuseum
Museum für Meereskunde und Fischerei · Aquarium
Katharinenberg 14-20, D 18439 Stralsund

ISSN 0863-1131



Deutsches Meeresmuseum

Museum für Meereskunde und Fischerei · Aquarium
Stralsund · 2003