

Meeresschutzgebiete aus ökologischer Sicht

Wolf E. Arntz¹, Jürgen Laudien^{1,2}

¹Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven

²juergen.Laudien@awi.de

Abstract

Die Konzepte für das Fischereimanagement haben in den vergangenen hundert Jahren eine tiefgreifende Wandlung durchgemacht. Sie entwickelten sich in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts von monospezifischen Ansätzen, in denen einzelne Populationen oder Bestände weitgehend isoliert betrachtet wurden, zum Multispecies-Management, das auch Wechselbeziehungen zwischen genutzten Arten berücksichtigte. Die stark verbesserten Ortungs- und Fangtechniken und die Nutzung noch unterfischter Fanggründe und Bestände hielten die Anlandungen eine Zeitlang auf hohem Niveau. Die rückläufigen Weltfischereierträge in den letzten Dekaden des vergangenen Jahrhunderts, der Kollaps wichtiger Fischereien und die auch von der Fischerei zu verantwortende fortschreitende Degradierung mariner Ökosysteme zeigten jedoch, dass eine nachhaltige Nutzung der fischereilichen Ressourcen bei gleichzeitiger Erhaltung der Ökosysteme mit diesen Konzepten nicht möglich ist. Angesichts dieses Offenbarungseids und unter dem zunehmenden Druck der Naturschützer wurden daher die Konzepte des ökosystemverträglichen Fischereimanagements (EBFM, ecosystem-based fisheries management) und des räumlichen Fischereimanagements (SM, spatial management) entwickelt, bei denen die Prioritäten umgedreht sind: Das Management geht nicht mehr vom Fischereiobjekt, sondern vom Ökosystem aus, das horizontal und vertikal in Zonen unterteilt wird, die zu verschiedenen Zeiten befischt oder unter Schutz gestellt werden können. EBFM zielt darauf ab, gesunde Ökosysteme inklusive der Fischereien zu erhalten, die von diesen Ökosystemen ohne Schädigung getragen werden.

Möglicherweise sind diese neuen Konzepte nur wenig realistischer als die Ideen vom langfristigen Dauerertrag oder dem der nachhaltigen Fischerei, die der realen Welt überdimensionierter Fangflotten, unersättlicher Märkte und zahlreicher politischer Fehlentscheidungen nicht standhielten. Die traurige Tatsache ist, dass nicht nur die Fischerei, sondern auch die marinen Ökosysteme sich in einem sehr schlechten Zustand befinden. Um dem abzuhelpen, sind u.a. Schutzgebiete vorgesehen, in denen die Fischerei eingeschränkt oder verboten ist. Zusammen mit anderen Nutzungen wie Offshore-Windparks bedeutet diese neue Raumordnung einen massiven Eingriff in die bisherigen Rechte und Gewohnheiten der Fischer.

In dieser Arbeit werden vor dem Hintergrund der Ökosystem-Degradierung einige grundlegende ökologische Zusammenhänge in natürlichen, befischten und geschützten marinen Systemen diskutiert. Dabei stützen wir uns auf empirische und experimentelle Befunde aus Nord- und Ostsee sowie anderen marinen Ökosystemen. Unter dem Strich sollten Schutzgebiete im Rahmen der neuen Managementkonzepte langfristig auch der Fischerei dienen; inwieweit allerdings eine Fischerei unter der künftigen Raumordnung noch sinnvoll ist, steht dahin.

Verwendete Abkürzungen

EBFM	Ecosystem-based Fisheries Management	MPA	Marine Protected Area
EU	Europäische Union	MSY	Maximum Sustainable Yield
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	NAO	Nordatlantische Dekadische Oszillation
ICES	International Council for the Exploration of the Sea	PDO	Pazifische Dekadische Oszillation
ICNAF	International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries	SM	Spatial management
		TAC	Total Allowable Catch

Einleitung

Marine Ökosysteme sind komplex, abiotische und biotische Prozesse treten in Wechselwirkung, durch Rückkopplungsprozesse wird die Komplexibilität noch erhöht. Diese Erkenntnis ist die Grundlage der marinen

Ökologie und nicht neu, sondern im Grunde schon in Moebius' Biozönose-Begriff enthalten, der Ende des 19. Jh. für die Austernbänke der Nordsee geprägt wurde. Sie ist aber über 100 Jahre von der Fischerei und der

klassischen Fischereibiologie weitgehend ignoriert worden. Die traditionelle Fischereibiologie ging vom Fischereiojekt (Zielart, target species) aus und zielte auf einen (maximalen, optimalen) (Dauer-) Ertrag. Lange Zeit orientierte man sich fast ausschließlich an der Frage, wie man belebte marine Ressourcen mit den besten Methoden, möglichst geringem Aufwand und zu erträglichen Kosten nutzen kann. Befischungsstrategien und Modellvorstellungen bezogen sich auf einzelne Arten wie Kabeljau, Scholle und Hummer und schlossen das Ökosystem allenfalls insoweit ein, als man berücksichtigte, dass es Laich- und Weidegründe der Adulten, Strömungsdrift und Aufwuchsgebiete für die Larven und Jugendstadien gibt, und dass Klaffmuscheln und Kaisergranat auf Weichböden und Taschenkrebse und Hummer vor Felshöhlen am besten zu fangen sind. Der auf Einzelarten bezogene (monospezifische) Ansatz wurde in den kühlen und gemäßigten Gebieten der Nordhemisphäre entwickelt und im Rahmen internationaler Organisationen und Konventionen (International Council for the Exploration of the Sea [ICES], International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries [ICNAF]) zu großer Reife gebracht. Zahllose Experten trafen sich in Arbeitsgruppen, entwickelten Modellvorstellungen, gaben Empfehlungen für nachhaltige Befischung und machten Vorschläge zur Regulierung durch Maschenweiten und andere Maßnahmen, Verbesserung der Fangtechnik und zu Fangbeschränkungen. Da die Fischereien in diesem Teil der Welt auch über die besten statistischen Langzeitdaten verfügten und die beteiligten Länder bereit waren, z. B. im ICES zu kooperieren – auch im Bereich der angewandten Forschung, mit Ei-, Larven- und Jungfischsurveys und Terminfahrten, auf denen Länge, Geschlecht, Alter und Reifegrad der genutzten Arten festgestellt wurden – hoffte man noch bis in die 2. Hälfte des letzten Jahrhunderts, dass man die Situation in den Griff bekommen würde, zumal sich die Methoden und Modelle auch auf andere Fischereien z. B. in Auftriebsgebieten und auf dem patagonischen Schelf übertragen ließen.

Dieser Optimismus wurde gedämpft, als man feststellte, dass die gängigen Methoden nicht auf tropische Fischereien anzuwenden waren, weil für diese Ökosysteme nicht wenige, dominante, meist in Schwärmen lebende Arten typisch sind. Vielmehr sind sie durch eine Vielzahl nebeneinander existierender, oft sehr ähnlicher Arten charakterisiert, von denen nur wenige für eine große Einzelartenfischerei lohnen. Man behalf sich mit der Zusammenfassung ähnlicher Arten in „Gilden“, für die man (z. B. bezüglich ihrer trophischen Ansprüche, ihres Wachstums) gemeinsame Eigenschaften annahm. Allmählich wurde auch klar, dass solche Fisch-, aber auch Wirbellosen-Gemeinschaften in einem ökosystemaren Beziehungsgefüge leben, das durch intensive Fischerei nachhaltig negativ beeinflusst wird; in tropischen Gebieten of-

fenbar schneller als in gemäßigten/kalten nördlichen Regionen (Pauly 1979, 1987). Auch im Norden, aber z. B. auch vor Peru konzentrierte man sich nun nicht mehr nur auf einzelne Zielarten, sondern berücksichtigte im Rahmen von Multispecies-Ansätzen deren Nahrungsbasis, die Konkurrenz um Nahrung zwischen verschiedenen Arten sowie den Wegfraß von Eiern und Larven einer Art durch andere. Dabei wurden wichtige Wechselbeziehungen z. B. zwischen demersalen und pelagischen Arten sowie zwischen Konsum- und Industriefischereien deutlich (Hempel 1978, Pauly und Tsukayama 1987). „Beifänge“ interessierten aber allenfalls am Rande, und was mit dem Teil des Ökosystems geschah, der nicht in den Fängen auftauchte, blieb weitgehend unberücksichtigt.

Inzwischen begann die Weltfischerei zu stagnieren, was zunächst durch angebliche chinesische Rekordfänge und die Schwankungen der südamerikanischen Sardellen verdeckt wurde. Die Mär vom antarktischen Krill als unerschöpfliche Ressource erwies sich als Trugschluss, weil andere Konsumenten schnell die Rolle der dezimierten Bartenwalbestände übernahmen, und man ging dazu über, bis dahin ungenutzte Bestände (die von der FAO vorher ausgelotet worden waren, z. B. Hempel 1979) und Ressourcen auf niedriger trophischer Ebene verstärkt zu befischen. Die Aquakultur übernahm einen Teil der Versorgung, erwies sich aber zunehmend als ebenso problematisch für das marine Ökosystem wie viele Fischereien. Trotz verbesserter Fang- und Akustikmethoden und überdimensionierter Fangflotten gingen die Einheitsfänge und Erträge in den meisten Fischereien zurück, gleichzeitig häuften sich die Berichte über Kollateralschäden und Umweltzerstörung auch durch solche Fischereien, die man bis dahin als „relativ unschädlich“ eingeschätzt hatte, wie z. B. Treibnetz- und Langleinensfischerei. Erst da wurde vielen klar, dass die fischereilichen Ressourcen nicht unbegrenzt verfügbar und ziemlich empfindlich, und dass die genutzten Arten in ein Ökosystem-Gefüge eingebunden sind, in dem sie wie andere Arten ökologischen Regeln unterliegen (Arntz und Laudien 2006). Die Konsequenz ist, dass Fischereien in einer Weise reguliert werden müssen, die eine weitere Schädigung der marinen Umwelt weitgehend ausschließt, wobei Hoffnung besteht, dass die Fischerei durch die zu ergreifenden Maßnahmen letztlich selbst nachhaltiger wird; ein Ziel, das die meisten Fischereien bis heute verfehlt haben. Sicherlich trägt daran auch die „Gemeingut-Problematik“ Schuld (Temming 2005), die verantwortliches Handeln des einzelnen Fischers nicht (gerade) fördert.

Diese Arbeit befasst sich damit, wie die in letzter Zeit so häufig kritisierten Auswirkungen der Fischerei ökologisch zu verstehen sind, und inwieweit eine neue Raumordnung im Meer – v. a. Schutz- und Sperrgebiete – dazu dienen kann, Schäden künftig abzumildern oder

zu vermeiden. Dabei liegt das Hauptaugenmerk auf geschleppten Fanggeräten, bei denen die Auswirkungen meist sehr viel komplizierter sind als z. B. bei Treib- und Stellnetzen, deren negative Folgen ebenso unerwünscht, aber insofern einfacher zu beurteilen sind, als sie vorwiegend die direkte Mortalität von Vögeln und Seesäugetern, in wärmeren Gebieten auch von Schildkröten, betreffen.

Fischerei in Not

Die Fischereimisere

In neuerer Zeit häufen sich Berichte in Presse und Literatur, dass es schlecht um die marinen Ökosysteme steht, dass die Fischerei zu einem erheblichen Teil Schuld daran trägt, und dass sie selbst sich in katastrophalem Zustand befindet. „Die Fischerei“ ist natürlich eine undifferenzierte Aussage, die der Tatsache nicht gerecht wird, dass manche Fischereien mit Erfolg gemanagt werden, und dass auch der Einfluss von Fischereien auf marine Ökosysteme recht unterschiedlich ist.

Noch vor wenigen Jahrzehnten erschienen die Ozeane fast unerschöpflich, obwohl die Warnzeichen nicht zu übersehen waren. Angesichts zurückgehender Erträge und Einheitsfänge auf traditionellen Fanggründen lotete die FAO Reserven aus, deren Umfang die Situation noch in den 1970er Jahren nicht bedrohlich erscheinen ließ. Viele der damals postulierten Ressourcen erwiesen sich jedoch als kurzlebig, z. B. weil abgefischte Biomasse auf tiefen Kontinentalhängen und im extrem kalten Wasser der Antarktis sich nur langsam erholt. Gleichzeitig machten stärkere Maschinen, verbesserte Ortungsmethoden und moderne fangtechnische Entwicklungen die Fischerei so effizient, dass es möglich wurde, ganze Bestände auszufischen. Sinkende Einheitsfänge führten zu erhöhtem Fischereiaufwand, um der starken Nachfrage nach Meeresorganismen nachzukommen; in vielen Gebieten etablierten

sich überdimensionierte Fangflotten, die nur durch Subventionen aufrecht erhalten werden konnten.

Die technische Entwicklung und die Gier der Märkte, nicht nur bezüglich des menschlichen Verzehrs, sondern auch hinsichtlich des Bedarfs an Fischmehl und Fischöl, waren wohl die wichtigsten Faktoren für den Niedergang der Fischerei; mangelnde Kontrolle (auch und gerade bei artesischen Fischereien) und unverantwortliches Handeln von Politikern, die vom ICES auf MSY-Basis vorgeschlagene Fangquoten bei der Festsetzung der zulässigen Gesamtfangmenge (TAC) willkürlich erhöhten, dürften in der EU auch eine Rolle gespielt haben (Döring et al. 2005, Temming 2005). Über die Unsicherheiten des MSY-Konzepts und andere Faktoren, welche ein nachhaltiges Management scheitern ließen, hat Temming (2005) einen lesenswerten Artikel geschrieben. Aus den Plänen der 1970er Jahre, den damaligen Weltfischereiertrag von etwa 70 Mio t mindestens zu verdoppeln (wobei man v.a. den antarktischen Krill im Auge hatte), wurde nichts. Die Fänge aus dem Meer stagnierten Ende der 1980er bei fast 80 Mio t und gehen seitdem zurück, wenn offensichtlich übertriebene Anlandungen aus China nicht berücksichtigt werden (FAO Fishery Statistics). Die meisten Bestände sind voll genutzt oder schon überfischt (Watson und Pauly 2001, Pauly et al. 2003); Reserven sind so gut wie nicht mehr vorhanden, viele Fischereien sind zusammengebrochen oder stehen vor dem Zusammenbruch, weil die Fänge in Anbetracht der hohen Betriebskosten nicht mehr lohnen. Selbst ICES und FAO wagen nicht mehr zu behaupten, die Fischereiwelt sei in Ordnung. Die Öffentlichkeit bekommt von dieser Entwicklung allerdings nur wenig mit, wenn man von höheren Preisen für Fischereiprodukte absieht. Die meisten Märkte sind immer noch sehr gut sortiert; nur Eingeweihte erkennen an der geringen Größe vieler Individuen und dem Auftauchen weniger wertvoller, zuvor nicht angelandeter Arten, dass viele Bestände überfischt sind (Abbildung 1).



Abbildung 1: Reichhaltiges Angebot an Fischen und Meeresfrüchten auf einem Fischmarkt in Barcelona

Taugen die Managementmethoden nicht?

Wurde der Niedergang der befischten lebenden Ressourcen nicht auch durch ungeeignete oder fehlgeschlagene Managementmethoden verursacht? Warum ist das Fischereimanagement so wenig erfolgreich? Wir wollen diese Diskussion hier nicht vertiefen; siehe hierzu Lane und Stephenson (1999), Hilborn et al. (2004), Dudley (2008), Hilborn und Minte-Vera (2008) und Worm et al. (2009). Ohne Zweifel haben Managementdefizite in manchen Fällen zum Niedergang von Beständen beigetragen (Cullis-Suzuki und Pauly 2010), aber meist, weil politische Entscheidungen gegen den Rat der Fischereibiologen getroffen wurden oder weil Zusammenhänge jenseits der Populationsdynamik nicht bekannt waren wie im Fall der Schwarmfischbestände in nord- und südamerikanischen Auftriebsgebieten, wo neben den biologischen Daten zwar interannuelle (El Niño), nicht jedoch dekadische Klimaschwankungen (PDO) berücksichtigt wurden (Chavez et al. 2003, Alheit und Niquen 2004). Dekadische Schwankungen sind z. B. auch für die nordostatlantischen Heringsbestände von Bedeutung (NAO; Alheit und Hagen 1997, 2002).

Generell gilt: Obwohl die meisten Untersuchungen zu dieser Thematik statistische Aspekte der Datenanalyse und Modellierung verwenden, kann den durch die Häufigkeit und Natur ökologischer Überraschungen bewirkten Unsicherheiten nicht einfach durch verbesserte analytische Methoden begegnet werden. Umsichtiges Management natürlicher und genutzer Gemeinschaften setzt vorbeugende und adaptive Managementansätze voraus (Doak et al. 2008).

Innerhalb der gesamten Ökologie haben die Fischereibiologen die mit Abstand ausgefeiltesten Methoden und Modelle entwickelt, die seit Jahrzehnten von unzähligen Fachleuten in den Fischereiorganisationen aufgenutzte Ressourcen angewendet werden. Zumindest für die eingangs erwähnten monospezifischen Bestände waren Methoden wie die „virtuelle Populationsanalyse“ grundsätzlich nicht falsch; sie sind auch in den sog. „neuen“ Ansätzen enthalten. Dass Überfischung und Kollaps vieler Bestände nicht nur in fischereibiologisch rückständigen Regionen auftraten, sondern auch in den durch ICES und andere Organisationen bestuntersuchten Gebieten, zeigt neben den oben erwähnten Gründen, dass noch andere Faktoren für den Niedergang eine Rolle spielten, die man in Mehrartenansätzen, im ökosystemgerechten Fischereimanagement (EBFM) und im räumlichen Fischereimanagement (SM) zu berücksichtigen versucht (s.u.).

Fischerei am Pranger

Wenn die geschilderten negativen Veränderungen auf die Fischerei beschränkt wären, würde das wahrscheinlich nur die Ausübenden und solche Personen sonderlich erregen, die in irgendeiner Weise von der

Fischerei abhängen (was weltweit allerdings eine hohe Zahl von Menschen ist). Man könnte sich dann auf den Standpunkt stellen, die Fischer seien schließlich selbst schuld, wenn sie den Ast absägen, auf dem sie sitzen. Das Problem ist jedoch, dass zu den soeben aufgeführten Gründen für die fischereiliche Misere ein weiterer hinzukommt: die Nichtberücksichtigung grundlegender ökosystemarer Regeln und Zusammenhänge seitens der Fischer. Fischerei ist ein Eingriff in marine Ökosysteme, der mit vielen anderen Prozessen in Wechselwirkung steht. Auswirkungen der Fischerei können Ökosysteme nachhaltig verändern und haben das in einer Vielzahl von Fällen auf drastische Weise getan. Negativmeldungen aus allen Teilen der Welt, die in den letzten Jahren einen erheblichen Teil der ökologischen Fachliteratur ausmachten (z. B. Jackson und Sala 2001, Jackson et al. 2001, Thrush und Dayton 2002, Dayton 2003, Dayton et al. 2003, ICES 2005, Reise 2005, Gray et al. 2007, Cullis-Suzuki und Pauly 2010) und eine ganze Reihe von Projekten initiiert haben, haben die Naturschützer alarmiert. Mittlerweile steht „die Fischerei“ am Pranger und muss angesichts der Forderungen der Ökologen und Naturschützer ums Überleben kämpfen. Fischereiorganisationen wie ICES, ICNAF und FAO haben den Ernst der Lage erkannt und die Thematik auf breiter Front aufgenommen.

Alle Fischereien haben Auswirkungen auf das Ökosystem

Jede Art der Fischerei ist ein Eingriff ins Ökosystem, aber es gibt starke Unterschiede hinsichtlich der schädlichen Auswirkungen. Dynamit- und Cyanidfischerei, in der Dritten Welt durchaus übliche Aktivitäten, bedürfen keines Kommentars, aber auch „normale“ Tauchfischereien können durch Selektion großer Individuen und das Absammeln von Schlüsselarten erhebliche Schäden verursachen (Tsounis et al. 2007). Der bekannteste Fall ist das Sammeln der Schnecke *Charonia tritonis*, welche zuvor den für Steinkorallen extrem schädlichen Seestern *Acanthaster planci* (Dornenkrone) in Schach hielt. Reusen und gekehrte Fallen sind vergleichsweise harmlos, aber wo Großreusen – wie die Bundgarne in der Ostsee – weite Meeresgebiete absperren, können sie Laichwanderungen behindern, z. B. von Aal und Meerforelle. Auch Ringwaden, Drehwaden und Strandwaden gehören zu den weniger Ökosystem-schädlichen Fanggeräten, wenn unbeabsichtigte Beifänge gleich freigesetzt werden. Bei Langleinen, Stell- und Treibnetzen liegt der Schwerpunkt der Schäden auf der hohen Mortalität von Seevögeln, marinen Warmblütern und – wo es sie noch gibt – Seeschildkröten. Beim Langleinenfang des „Schwarzen Seehechts“ in der Subantarktis kamen zahlreiche Albatrosse und Sturmvögel ums Leben, weil sie die Köder beim Ausbringen der Langleinen an der Meeresoberfläche aufnahmen und in die Tiefe gezogen wurden (Cherel et al. 1996, Kock 2001). Auch

Tabelle 1: Ökologische Bewertung der wichtigsten Fanggeräte und Methoden (auf der Grundlage einer Tabelle in Döring et al. 2005, stark verändert)

Fanggerät/Methode	Auswirkung auf				Ökologische Wertung
	Meeresboden/ Benthos	Marine Säuger	Seevögel	Beifang- organismen	
Grundschieppnetze (Scherbrettnetz)	starke Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	starke Beeinflussung	schädlich
Grundschieppnetze mit Selektionseinrichtung	starke Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	schädlich
Leichte Baumkurre	mittlere Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	weniger schädlich
Schwere Baumkurre	starke Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	starke Beeinflussung	schädlich
Dredge	starke Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	starke Beeinflussung	schädlich
Pelagische Schieppnetze	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	weniger schädlich
Ringwade	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	weniger schädlich
Ringwade mit Fischesamler (FAD)	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	starke Beeinflussung	schädlich
Stellnetz	keine Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	starke Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	weniger schädlich
Treibnetz	keine Beeinflussung	starke Beeinflussung	starke Beeinflussung	mittlere Beeinflussung	schädlich
Langleinen	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	weniger schädlich
Reusen und Aalkörbe	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	verträglich
Angelfischerei	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	keine Beeinflussung	gut verträglich

keine Beeinflussung
 geringe Beeinflussung
 mittlere Beeinflussung
 starke Beeinflussung

Stell- und Treibnetze töten häufig hohe Zahlen unbeabsichtigter „Beifänge“, wie im Fall der Seevögel auf den Bänken der Ostsee (Garthe et al. 2003, Döring et al. 2005, Wende et al. 2007), können aber auch Schaden anrichten durch den Fang einzelner Individuen seltener Fischarten. Wenn Stell- und Treibnetze nicht eine so hohe Zahl „unbeteiligter“ Arten dezimieren würden, wären sie fast ideale Geräte: Sie verändern den Meeresboden nicht, und sie können durch Anpassung der Maschenweiten sehr selektiv eingesetzt werden. Neben diesen Fischereimethoden stehen besonders die geschleppten Geräte und unter diesen die am Boden eingesetzten Grundschieppnetze und Baumkurren in der Kritik, mit denen wir uns hier besonders befassen wollen, weil ihre Auswirkungen marine Ökosysteme weltweit beeinträchtigt haben. Zusätzlich zur Wirkung auf Zielarten und Beifänge, von denen große Mengen als „Discards“ über Bord gegeben werden, verändern diese Geräte den Meeresboden in einer Weise, die ausgedehnte Gebiete (Eastwood et al. 2007) und das gesamte System in Mitleidenschaft zieht.

Die geschilderten negativen Auswirkungen verschiedener Fanggeräte sind im Prinzip seit Jahrzehnten bekannt

und publiziert (z. B. de Groot 1984, Rijnsdorp et al. 1998, Jackson et al. 2001 mit historischen Rückblicken). In einer „Bewertung der wichtigsten Fanggeräte in der Ostsee“ kommen Döring et al. (2005) zu dem Schluss, dass allenfalls Langleinen positiv zu bewerten sind (Tabelle 1), aber selbst das gilt nicht überall (s.o.). Die Fischerei hat sich zwar immer wieder bemüht, durch Regelungen (z. B. größere Maschenweiten, geeigneteres Geschirr wie z. B. Selektionsgitter, Fluchtwege, Elektroschock, akustische Signale) oder Änderung der Fangmethode (Aussetzen der Köder von Langleinen bei Nacht, unter Wasser) Schäden zu reduzieren (z. B. Wienbeck 1997, Dahm und Wienbeck 2002, ICES 2007a,b, 2008). Jahrzehnte intensiver Fischerei, ein immens gesteigener Aufwand und die durch stärkere Maschinen geförderte Tendenz zu schwererem Fanggerät am Meeresboden (Scherbretter, Rollergeschirre, Ketten, Matten) haben den Zustand vieler mariner Ökosysteme aber so gravierend verändert (Rauck 1985, Steinberg 1987), dass dringend weitere Maßnahmen ergriffen werden müssen, wenn der Nachwelt von dem einstigen Reichtum der Ozeane etwas erhalten werden soll.

Marine Ökosysteme und die Fischerei: eine gestörte Beziehung

Wie wirken geschleppte Fanggeräte am Meeresboden, und warum ist das für marine Ökosysteme von Bedeutung? Ganz grob lassen sich bezüglich der physikalischen Störungen und der biologischen Konsequenzen vier Wirkungen unterscheiden: physikalisch-chemische Auswirkungen auf das Sediment, Zerstörung der Komplexität des Lebensraums, Einwirkungen auf die Artenvielfalt und Veränderung der Struktur, Dynamik und Funktion von Populationen und Gemeinschaften.

Auswirkungen der Schleppnetzfisherei auf das Sediment

Die Scherbretter, Kufen, Rollergeschirre, Matten und Ketten von Grundsleppnetzen und Baumkurren hinterlassen Spuren am Meeresboden und verändern die Beschaffenheit des Sediments (Arntz und Weber 1970, Rauck 1985, Krost 1990, Paschen et al. 2000, de Groot und Lindeboom 1994, Lindeboom und de Groot 1998, Dannheim 2007, Demestre et al. 2006). Die Eindringtiefen variieren sehr je nach Sedimentbeschaffenheit. Ketten und Kufen von Baumkurren drangen in Feldversuchen des TRAPESE-Projekts der EU (Paschen et al. 2000) in der Nordsee zwischen <1 und 8 cm ein, de Groot (1984) gibt für leichte Kurren in der Nordsee 1-3 cm an; Rauck (1985) nennt keine Werte, beurteilt aber schwere Baumkurren sehr kritisch. Für die Kufen von Grundsleppnetzen im weichen Ostseeschlick nennen Rumohr und Krost (1991) 15 cm; Döring et al. (2005) zitieren weit höhere Werte. Die Geräte bewirken u.a. Veränderungen der Korngröße, der Sedimentchemie und des im Sediment vorhandenen Gehalts an organischem Kohlenstoff. Durch häufiges Überschleppen kann sich das Sediment zudem verdichten, was sich nachteilig auf den Porenwasseraustausch auswirkt. Kleine, leichte Partikel werden aufgewirbelt, so dass sich Trübstofffahnen bilden (Demestre 2006).

Da viele Bodentierarten sehr klare Ansprüche bezüglich der Sedimentstruktur und Sedimentchemie haben (die ursprünglich von Petersen beschriebenen Bodentiergemeinschaften sind diesbezüglich weitgehend festgelegt; Dayton 2003), sind diese Veränderungen für sie von großer Bedeutung. Weichbodenorganismen tragen durch Bau von Höhlen, Gängen und anderen biogenen Strukturen auch selbst zur Struktur des Sediments bei und übernehmen wichtige funktionelle Rollen in biogeochemischen Prozessen wie z. B. dem Recycling von Nährstoffen (Krost 1990, Thrush und Dayton 2002). Langfristige Änderungen der Artenzusammensetzung in stark beschleppten Gebieten gehen vermutlich zum großen Teil auf Sedimentveränderungen zurück. Trübung des Bodenwassers und hoher Schwebstoffgehalt sind zudem für viele Suspensionsfresser schädlich, weil ihre

Filterapparate verstopfen (Moore 1977, Laudien et al. 2007).

Zerstörung von Komplexität und Diversität

Meeresböden sind nach Jahrzehnten der Schleppnetzfisherei sehr viel karger als zu deren Beginn, weil die Fischerei fast alle dreidimensionalen Strukturen zerstört hat. Selbst klassische Weichböden wie das Nordseewatt wurden ursprünglich nicht nur durch Miesmuschel- und Schillbänke, sondern auch durch Austernbänke, Sertulariariffe und ausgedehnte Seegraswiesen untergliedert (Reise 2005). Die verbliebenen Steingründe und Munitionssperrgebiete in der Nordsee haben noch heute eine reichere Epifauna als die umliegenden Weichböden unter Fischereieinfluss (Rachor und Günther 2001, ICES 2007a). Die Bänke und „Flachs“ der Ostsee dienen in erster Linie Seevögeln, v.a. Enten, und Jungfischen als Nahrungsgründe. Sie sind aber auch ein Refugium für benthische Fauna, wenn tiefere Gebiete aufgrund von O₂-Mangel und H₂S-Bildung lebensfeindlich werden (Pedersen et al. 2009). Im Nordatlantik wuchsen große Braunalgenbestände, im tieferen Wasser Kaltwasser-Korallenriffe auf den Fischgründen, bevor sie von den Grundsleppnetzen geschleift wurden (Freiwald et al. 2004, De Santo und Jones 2007).

Auch ein kahlgefischter Weichboden kann aufgrund der im Schlicksand lebenden Endofauna ein guter Weideplatz für Bodenfische, besonders für Jungfische sein (Arntz 1971, 1974). Artenvielfalt ist aber grundsätzlich dort angesiedelt, wo „Bioingenieure“ eine komplexe Struktur schaffen, die Schutz für Jungfische und Adulte sowie deren Nährtiere gibt (Dayton 2003). Die Vernichtung komplexer, meist biogener Strukturen am Boden führt auch zu Funktionsverlusten als Laich- und Aufwuchsgebiet, der Pufferkapazität und der Entgiftung durch Filtrierer (Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006).

Überall auf der Welt zeichnen sich komplexe Systeme wie Korallenriffe, Seegraswiesen, Mangrovenbestände und dreidimensionale Suspensionsfresser-Gemeinschaften durch hohe Biodiversität aus, Schiffswracks und andere Unterwasserstrukturen werden von einer reichen Fauna besiedelt. Vernichtung von Struktur lässt die Systeme verarmen, auch an fangfähigen Fischen. Uns ist ein Fischer von den Halligen bekannt, der in Südostasien auf Strecken, die er beschleppen wollte, Büsche versenkte, um Fische anzuziehen.

Erhaltung, und wo das nicht mehr möglich ist, Wiederherstellung natürlicher Sedimentstruktur und Komplexität von Strukturen ist also nötig, um die Voraussetzungen für natürliche Artenvielfalt und einen gesunden Fischbestand zu schaffen. Dazu müssen größere, zusammenhängende Gebiete auf Jahre, möglicherweise Jahrzehnte von Schleppnetzfisherei freigehalten werden.

Die Biodiversität wird nicht nur über die Zerstörung der Komplexität beeinträchtigt, sondern auch durch direkte Einwirkung der Fischerei und über interspezifische biologische Prozesse. Damit werden wir uns im nächsten Abschnitt beschäftigen.

Einwirkungen auf Populationen, Gemeinschaften und Ökosysteme

In der marinen Ökologie sind über Jahrzehnte v.a. drei Faktorenkomplexe diskutiert worden, die auf Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften starken Einfluss haben: Prozesse, die mit der Lebensgeschichte der Arten zusammenhängen (z. B. Larvenbiologie, Rekrutierung, Wachstum); biologische Interaktionen (z. B. Konkurrenz um Raum oder Nahrung, Feind-Beute-Beziehungen); und Umwelteinflüsse (z. B. Klimafluktuationen, Veränderung von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffkonzentration). In der Regel unterliegen Ökosysteme einer Kombination dieser Prozesse und Faktoren, wobei jeweils der eine oder andere dominieren kann. Mit allen steht die Fischerei in Wechselwirkung.

Für die Entwicklung rekrutierter, d.h. von der Fischerei erfasster Einartenbestände unter Fischereieinfluss gibt es seit langem brauchbare Modelle; allerdings wird die Angelegenheit bei Berücksichtigung der juvenilen Lebensstadien (Eier, Larven, Jungfische) wesentlich komplexer.

Befischung trifft zunächst die Zielarten und bewirkt im einfachsten Fall eine Abnahme ihrer Häufigkeit und der Durchschnittsgröße, weil z. B. durch Maschenselektion die größeren Individuen gezielt abgefischt werden. Monospezifische Modelle gehen davon aus, dass sich bei abnehmender Biomasse des Laicherbestands durch die Fischerei die Zahl der Rekruten pro Laicher erhöht, weil sich die geringere Biomasse der Laicher auf die Produktivität auswirkt. Moderate Fischerei ist also für einen Bestand nicht a priori schädlich. Bei Berücksichtigung der Interaktion mit anderen genutzten Arten, also beim Multispecies-Ansatz, muss durch Abfischung der großen Räuber auch der Druck auf kleinere Fische anderer Arten abnehmen, die dann ebenfalls besser überleben. Die geringere Mortalität kleinerer Fische führt aber dazu, dass diese mehr Eier, Larven und Jungfische fressen (Hempel 1978, Pope et al. 2006).

Die Trennung von fischereilicher Sterblichkeit und der v.a. durch Wegfraß verursachten natürlichen Sterblichkeit ist ein altes Problem der Fischereibiologen, das für einzelne Arten, aber nicht für Fischgemeinschaften verstanden ist, obwohl es Voraussetzung für ein Management im Ökosystem-Kontext ist. Im Gegensatz zu anderen Multispecies-Ansätzen spalten Pope et al. (2006) in ihrem Simulationsmodell den Fischbestand in Größenklassen auf, für welche die Auswirkungen des

Wegfraßes bestimmt werden. Theoretisch kann dann gezielt Fischereidruck auf einzelne Größenklassen ausgeübt werden, um den Bestand optimal zu befischen.

Ob das tatsächlich als Strategie umzusetzen ist, muss erst noch gezeigt werden. Bisher haben fast alle Fischereien, soweit es nicht um pelagische Schwarmfische wie Sardinen und Sardellen oder Industriefische wie Sandaal und Stintdorsch ging, immer die Großen abgefischt, ohne sich um die ökologischen Konsequenzen zu kümmern. So begünstigte in der Nordsee der Wegfang des Kabeljaus den mittelgroßen Räuber Wittling, der seinerseits die Sandaale und Garnelen verstärkt dezimierte (Temming 2005). Ein bekanntes Beispiel, das viele erst auf die Problematik aufmerksam gemacht hat, ist das „Herunterfischen der marinen Nahrungsnetze“ (Pauly et al. 1998). Die Spitze der trophischen Pyramide wird abgefischt; wenn die Erträge zurückgehen, werden Arten auf niedrigerer trophischer Ebene gefangen und dadurch die trophische Struktur des Nahrungsnetzes vereinfacht (Bundy et al. 2005). Der Wegfang der großen Räuber, die z. B. aufgrund ihrer Standorttreue (Zackenbarsche) oder geringen Nachkommenzahl (Haie, Rochen) oft besonders empfindlich gegen Überfischung sind, könnte erheblich größere Auswirkungen auf die Population, auf Gemeinschaften und das gesamte Ökosystem haben, als man früher angenommen hat. Das fortwährende Abfischen der Großen in einer Population, die oft identisch mit den Schnellwüchsigen sind, führt zu immer kleineren Fangobjekten. Zur Überraschung der Ökologen scheint dies sogar Wirkungen auf das Erbgut zu zeigen; der Bestand wird anscheinend mit der Zeit kleinwüchsiger (Kuparinen und Merilä 2007, Conover und Baumann 2009).

Der Wegfang von großen Quallenfressern (Fische, Schildkröten) fördert die Entwicklung der Medusen, die sich weltweit auch aus anderen Gründen (Eutrophierung, Zunahme von Hartböden durch Hafenausbau) stark ausbreiten und zudem die effizientesten Konkurrenten der Fische sind, weil sie sich bevorzugt von Zooplankton, Fischeiern und -larven ernähren. In vielen Meeresgebieten ist das Vakuum, das von überproportionalen Fischereien geschaffen wurde, bereits durch Medusen ausgefüllt, und es wird sehr schwer werden, diesen Prozess rückgängig zu machen (Purcell und Arai 2001, Lynam et al. 2004, 2005, 2006; Purcell et al. 2007).

Bestandsschwankungen in der Nordsee wurden in den 1960ern und 1970ern durch intensive Fischerei in Verbindung mit biologischen Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Lebensstadien von pelagischen und demersalen Nutzfischarten ausgelöst (Hempel 1978). Heringe und Makrelen gingen drastisch zurück, gleichzeitig nahmen Bodenfische, aber auch Industriefische stark zu, weil infolge der Überfischung

der pelagischen Arten mehr ihrer Eier und Larven überlebten. Im Nachhinein ist allerdings zu vermuten, dass auch Klimafaktoren an den Veränderungen beteiligt waren (s.u.).

Befischung einer Art wirkt sich immer auch auf andere Arten aus. Das gilt natürlich auch für Arten, die gefangen werden, obwohl die Fischerei nicht auf sie abzielt (Beifänge; wenn diese über Bord gegeben werden, Discards), und letztlich für viele Arten eines Ökosystems, die betroffen sind, obwohl sie gar nicht im Fang auftauchen (wirbellose Nährtiere, warmblütige Räuber etc.). In der Nord- und Ostsee wurden zuerst große Muscheln (*Arctica islandica*, *Mya arenaria*) und Schnecken (*Buccinum undatum*) von den Scherbrettern und Kufen zertrümmert (Arntz und Weber 1970, de Groot 1984, Rumohr und Krost 1991). Discards, Fischereiabfälle und herausgerissene, z.T. zertrümmerte Wirbellose bilden in vielen Fischereigebieten eine Zusatznahrung für Bodenfische und wirbellose Räuber (Arntz 1971, Witbaard und Klein 1994), wie auch Filmaufnahmen gezeigt haben (Rauck 1985).

Die Ökologie kennt viele Beispiele, wo die Entnahme einer Schlüsselart zu tiefgreifenden Veränderungen anderer Arten und des gesamten Ökosystems geführt hat (z. B. Dayton 1971, Ortiz und Wolff 2002). Die Kaskadenwirkung solcher Eingriffe ist besonders für küstennahe Biotope bis zu dem Stadium beschrieben worden, in dem fast nur noch Seeigel auf weitgehend unbelebten Meeresböden übrig bleiben (Sala et al. 1998; Dayton 2003, Dayton et al. 2003). Koexistenz und Konkurrenz innerhalb einer Art und zwischen Arten, Feind-Beute-Beziehungen, Förderung und Behinderung anderer Arten sind empfindliche Ökosystemprozesse, die von jeder Form der Fischerei berücksichtigt werden müssen, wenn Schäden vermieden werden sollen.

Die Fischereibiologen haben die Kaskaden von Nebenwirkungen einer Fischerei und die Rückkopplungseffekte auf die Fischerei selbst erst spät erkannt und versuchen nun, ihnen durch „ökosystemgerechtes (oder ökosystemverträgliches) Fischereimanagement“ (EBFM) Rechnung zu tragen und sie zu modellieren (s.u.).

Fischerei als Störung

Für die Ökologen ist Fischerei eine „Störung“. Störungen gleich welcher Art spielen eine wichtige Rolle in marinen Ökosystemen, weil sie großen Einfluss auf wichtige Prozesse (z. B. Rekrutierung) und die Artenvielfalt haben. Auch hier ist der fischereiliche Einfluss zunächst nicht negativ. Bei moderater Fischerei werden Nischen im Ökosystem frei, die von anderen Organismen besetzt werden können; zudem führt das Mosaik befisherter und nicht befisherter Areale auf größeren räumlichen Skalen zu höherer Biodiversität (Dayton und Hessler 1972, Reise 1991, Remmert 1991). Gutt und Piepenburg (2003) haben eine Variante für die

Pflugwirkung von Eisbergen beschrieben, die in der Antarktis einen solchen Effekt in der Bodenfauna bewirkt. Nach der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Connell 1978) verkehrt sich dieser zunächst positive Effekt jedoch bei Zunahme der Störungen ins Gegenteil (Abbildung 2), und genau dort scheint die Mehrzahl der Grundscheppnetzfishereien heute angekommen zu sein. Die Biodiversität vieler stark befisherter Systeme ist also nicht nur deshalb niedrig, weil die Fischerei die dreidimensionale Struktur vernichtet hat, sondern weil die Störung für die betroffenen Arten ein so starker und nachhaltiger Eingriff ist, dass viele von ihnen ausfallen. Sie werden aus dem Sediment gerissen, mitgeschleift, zertrümmert; viele sterben direkt durch die physische Störung, andere werden gefressen. In der Nordsee wurden große, langsamwüchsige Bodentierarten, die eine geringe Zahl gut ausgestatteter Nachkommen haben (sog. K-Strategen), vorwiegend durch kleine, schnellwüchsige Arten (Opportunisten oder r-Strategen; MacArthur und Wilson 1967) ersetzt, die schnell eine große Zahl wenig geschützter Nachkommen produzieren können (Pearson und Rosenberg 1978, Arntz 1981b). Für viele Fische (Plattfische, Jungfische allgemein) sind diese Opportunisten – kleine Muscheln, Borstenwürmer und Krebstiere – übrigens eine sehr gute Nahrung (z. B. Arntz 1980); auch hier ist zumindest aus der Sicht der Fischerei nicht alles negativ.

Was die Biodiversität der deutschen Küstengewässer angeht, müssen wir vorsichtig sein. Viele Naturschützer und Ökologen verwechseln die hohe Produktivität unserer Systeme, die sich in enormen Individuendichten spiegelt, mit großer Artenvielfalt. Die südliche Nordsee, insbesondere das Wattenmeer, und die Ostsee sind aufgrund ihrer kurzen Existenz nach der letzten Eiszeit und der stark schwankenden, z.T. extremen

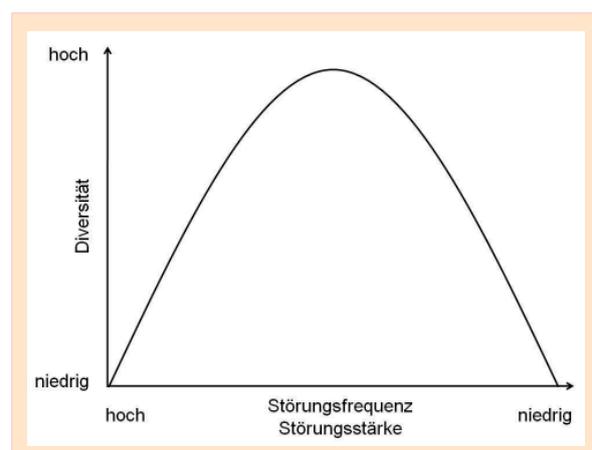


Abbildung 2: Nach der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Connell 1978) erhöht eine moderate Störung die Biodiversität eines Ökosystems; durch die Fischerei werden Nischen frei, die von anderen Organismen besetzt werden können. Bei Zunahme der Störungen verkehrt sich dieser zunächst positive Effekt jedoch ins Gegenteil.

Umweltbedingungen, artenarme Ökosysteme. Durch Einstellung der schweren Bodenfischerei kann die Biodiversität nicht die eines tropischen Korallenriffs oder antarktischer Epibenthos-Gemeinschaften erreichen, bei denen es sich um reifere Systeme handelt.

In verschiedenen Projekten ist versucht worden, den Einfluss der Fischerei auf Benthosgemeinschaften zu simulieren. Diese Projekte haben eine Menge Aufschlüsse darüber gebracht, welche Teile des Fanggeschirrs in welcher Weise das Sediment und die Organismen in Mitleidenschaft ziehen und wie das Ökosystem kurzfristig reagiert. Aufgrund der geringen Projektlaufzeit konnten aber alle diese Ansätze über langfristige Veränderungen und die Erholungsfähigkeit (Resilienz) der Ökosysteme nach Einstellung der Fischerei nur mehr oder weniger spekulative Aussagen treffen. Besser steht es um andere Störungen wie Eiswinter, Sauerstoffmangel und H₂S-Entwicklung, Verschmutzung und Hypertrophierung (s.u.). Bereits zu Beginn der 1980er hat der Erstautor in der westlichen Ostsee experimentell gezeigt, dass die Benthosgemeinschaft in diesem relativ einfachen System nach einer Störung zwei bis drei Jahre braucht, um sich hinsichtlich der Arten- und Individuenzahl zu normalisieren, während die Biomasse weiter exponentiell ansteigt (Arntz und Rumohr 1982). Bei komplexeren Systemen dürfte die Erholung deutlich länger dauern, insbesondere in Gebieten, die langfristig und großflächig von schwerer Grundschleppnetzfisherei beeinflusst worden sind. Das ist von Bedeutung für die Diskussion der Frage, wie lange ein Schutzgebiet bestehen muss, bis sich eine für das Gebiet typische Benthosgemeinschaft regeneriert. Die Frage, ob sich artenreiche oder artenarme Systeme schneller erholen, wurde für marine Systeme zugunsten artenarmer Systeme beantwortet; insofern hätten Nord- und Ostsee sogar Vorteile gegenüber Meeresgebieten mit größerem Artenreichtum.

Einige Autoren haben den Versuch gemacht, Indikatoren für den Zustand („gesund“ oder „geschädigt“) von Gemeinschaften und Artenpopulationen zu identifizieren. Hiddink et al. (2007) zeigten z. B., dass sich die Produktion in verschiedenen Bereichen der Nordsee nach meist zwei bis vier Jahren wieder auf dem Niveau vor einer aktuellen Störung befand. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich dabei nicht um die ursprünglichen Gemeinschaften, sondern um solche handelt, die durch jahrzehntelangen Fischereieinfluss stark verändert waren, und in denen die großen und langlebigen Arten eine reduzierte Rolle spielen. Auf dem Populationsniveau sind Größenstruktur, Abundanz und Biomasse, Rekrutierungserfolg, das biochemische Gleichgewicht von Protein zu Fetten und der Reproduktionsausstoß brauchbare Indikatoren. Schröder und Gutow (ICES 2008) entwickelten Indikatorkurven, welche den Einfluss wieder-

holter Fischerei auf Individualgewicht, Abundanzen und Produktion verschiedener r- und K-Strategen dokumentieren. Die Kurven unterscheiden sich in ihrer Steigung. Interessant ist, dass die Kurven von Abundanz und Individualgewicht bei K-Strategen sehr viel schneller abfallen als bei r-selektierten Arten: Der erste Fischereihol hat eine wesentlich größere Wirkung als die folgenden, nach dem dritten ändert sich nicht mehr viel, während die Kurve bei den r-Strategen langsamer abfällt. Das ist von großer Bedeutung bei der Beurteilung der Frage, inwieweit eine Reduktion des Fischereiaufwands geeignet wäre, die schädlichen Auswirkungen am Boden zu verringern. Wenn der erste Hol in einem Gebiet für die großen, langlebigen Arten so viel schädlicher ist als die folgenden, wird eine Reduktion des Fischereiaufwands auf häufig überschleppten Böden die Verhältnisse nicht wesentlich verbessern.

Ob allerdings die Abundanzen der r-Strategen in der realen Welt nach heftiger, wiederholter Befischung überhaupt zurückgehen, ist nach Feldbeobachtungen fraglich. Viele dieser Arten reagieren auf Störungen mit kurzfristigen Bevölkerungsexplosionen; gerade darin liegt ihre Stärke im Wettbewerb mit den weniger flexiblen K-Strategen.

Wechselwirkung der Fischerei mit anderen Ökosystem-verändernden Faktoren

Es wäre ungerecht, der Fischerei die gesamte Verantwortung für unerfreuliche Veränderungen in marinen Ökosystemen zuzuweisen. Viele andere, z. T. natürliche, z. T. anthropogene Stressfaktoren haben ebenfalls zu dem gegenwärtigen Zustand beigetragen. Nicht selten wirken auch Fischerei und andere Faktoren in einer Weise zusammen, die eine klare Trennung der Verantwortlichkeiten erschwert.

Eine besondere Rolle spielen dabei klimatische Faktoren. „Klima“ ist zu einem gewissen Grad latitudinal festgelegt (Tropen, gemäßigte Bereiche, Polargebiete) und fluktuiert auf sehr unterschiedlichen Skalen, vom täglichen Wetterwechsel über Saisonalität (heiße Sommer, Eiswinter), interannuelle Schwankungen (z. B. El Niño) und dekadische Oszillationen (NAO, PDO) bis zum Klimawandel in viel längeren Zeitspannen. Eiswinter (z. B. Ziegelmeier 1964, Beukema et al. 1988, Günther und Niesel 1999), Sauerstoffmangel-Situationen in heißen, windstillen Sommern (Rachor und Albrecht 1983) oder infolge von Eutrophierung (z. B. Pearson und Rosenberg 1978, Arntz 1981b, Weigelt und Rumohr 1986), schwere Stürme (Boesch et al. 1976, Yeo und Risk 1979) und starke Verschmutzung (Rosenberg 1976, Kennish 1998) sind Störungen, deren Auswirkungen denen der schweren Grundschleppnetzfisherei ähnlich sein können. Allerdings erholt sich das marine Ökosystem in der Regel schnell von ihnen, während fortgesetzte schwere Grundschleppnetz- oder Baumkurren-

Fischerei über lange Zeiträume zu chronischen Schäden führt. Solche chronischen Zustände können auch ohne Mitwirkung der Fischerei entstehen, wie z. B. an den Benthosgemeinschaften der Becken in der mittleren Ostsee, wo mangelhafter Wasseraustausch, eine ausgeprägte Dichteschicht und starke Eutrophierung zu fast permanentem Sauerstoffmangel am und über dem Meeresboden geführt haben (Andersin et al. 1977, Nehring et al. 1994).

Ein bekanntes Beispiel für die kombinierte Wirkung von Fischerei und Klimafaktoren sind die pelagischen Schwarmfische in den Küstenauftriebsgebieten des Humboldt- und Kalifornienstroms, die mit Ringwaden befischt werden. Noch lange nach dem starken El Niño 1972/73 gab man dieser Klima-anomalie die Hauptschuld am Zusammenbruch der peruanischen Sardelle (Arntz und Fahrbach 1991), obwohl der Kollaps schon früher eingesetzt hatte (Alheit und Niquen 2004). Erst in den 1980ern und 1990ern, nach einer Phase starker Sardinendominanz und zwei weiteren sehr starken El Niños, erkannte man die überragende Rolle der Pazifischen Dekadischen Oszillation (PDO), die während warmer bzw. kalter Regime entweder die Sardine oder die Sardelle fördert, die unterschiedliche Temperaturoptima haben (Chavez et al. 2003, Alheit und Niquen 2004). In ähnlicher Weise wirkt sie vor Kalifornien. Der starke Einfluss der Klimaschwankungen befreit die Fischerei allerdings nicht von dem Makel, im unrechten Moment die Bestände zusätzlich dezimiert zu haben. El Niño beeinträchtigt auch durchaus die Reproduktion der Sardellen und löst erhebliche Wanderungen von pelagischen Schwarmfischen aus, aber die Schwankungen der pelagischen Fischbestände werden in erster Linie durch die längerfristigen Oszillationen der PDO induziert.

Das gilt auch im Nordostatlantik, wo die Nordatlantische Dekadische Oszillation (NAO) zu Regimewechseln zwischen warmen und kalten Phasen führt. Diese dokumentieren sich in latitudinalen Verschiebungen borealer und lusitanischer Fisch- und Wirbellosenarten; so kann vermindertes Auftreten von Seezungen, die ihren Schwerpunkt im lusitanischen Bereich haben, in der Nordsee sowohl fischereiliche wie klimatische Gründe haben. Während der warmen 1990er Jahre traten Wolfsbarsche, Streifenbarben und Sardellen, die alle ihren Verbreitungsschwerpunkt in wärmeren Gewässern haben, sehr häufig in der Nordsee auf. Am besten dokumentiert sind Klimaschwankungen beim Hering, der über Jahrhunderte ein wichtiges Handelsobjekt in Nordeuropa und zeitweise die Grundlage des Reichtums der Hanse war (Alheit und Hagen, 1997, 2002).

In letzter Zeit kommt die globale Erwärmung als Faktor hinzu, die während warmer Regime der PDO und NAO verstärkend, während kalter Regime antagonistisch

wirkt. Beim Kabeljau (Dorsch) kommen anscheinend mehrere Faktoren zusammen. In der mittleren Ostsee, wo Dorscheier sich wegen des geringen Salzgehalts nur in oder unter der Halocline entwickeln können, wo aber meist die notwendige Sauerstoffkonzentration von >2 ml/l nicht erreicht wird, hat wahrscheinlich eine ganze Reihe von Faktoren ab den frühen 1980er Jahren zu einem Rückgang der Fänge mit historischem Tief 2005 geführt: Fehlen von Einstromlagen mit Verbesserung der Sauerstoffwerte, Überfischung der Laichbestände, hohe Eimortalität durch die infolge des Dorschrückgangs stark angestiegene Sprottenpopulation, Rekrutierungsfehlschläge durch ein „mismatch“ zwischen Larvenauftreten und Verfügbarkeit ihrer Beute (vorwiegend Copepoden-Nauplien) in der notwendigen Menge und Größe (Köster et al. 2003, 2005; Kraus et al. 2009; Schmidt und Hinrichsen 2008; Hinrichsen et al. 2009). Der Ostseedorsch hat sich auch nach dem größeren Einstrom 1993 bis heute nicht vollständig erholt (Köster et al. 2005, Hinrichsen et al. 2009).

In der Nordsee gingen die Bestände des Kabeljaus nach einem Maximum Anfang der 1970er Jahre bis heute ebenfalls drastisch zurück (Christensen et al. 2003); die Bodenfischgemeinschaft wird inzwischen nicht mehr von Kabeljau, sondern von Plattfischen dominiert (J. Rice in ICES 2008). Die intensive Befischung dürfte dazu stark beigetragen haben, aber auch hier spielen wohl andere Faktoren mit: Infolge der Erwärmung der Nordsee nahm die Biomasse der wichtigsten Larvennahrung, des Ruderfußkrebsses *Calanus finmarchicus*, ab; die gleichzeitige Zunahme des artverwandten *Calanus helgolandicus* nützte nicht viel, weil dieser nicht die geeignete Größe hat und sein Auftreten zeitlich nicht mit dem der Dorschlarven zusammenfällt; auch hier also ein mismatch (Beaugrand et al. 2003, Alheit et al. 2005). Eine direkte Auswirkung der Erwärmung in den 1990ern erscheint auch möglich: Nach Pörtner et al. (2008) befindet sich der Kabeljau nicht mehr im Temperaturoptimum; während die südlichen Bestände abnahmen, wurde die Art um Grönland wieder häufiger. Die geringe Wärmetoleranz gilt allerdings nicht für alle Altersstadien (Neat und Righton 2007). Interessant wird in den nächsten Jahren die Frage, ob das gegenwärtige kalte Regime der NAO die Lebensbedingungen der südlichen Kabeljaubestände soweit stärkt, dass es zu einer – angesichts des Klimawandels vielleicht nur vorübergehenden – Erholung kommt. Dazu bedarf es vermutlich aber auch stärkerer Zurückhaltung der Fischerei.

Nord- und Ostsee wären auch ohne Fischerei keineswegs in einem ungestörten Zustand; dazu sind die Umweltbedingungen zu variabel, teilweise extrem, Klimaschwankungen zu wirksam, und viele andere anthropogene Einflüsse (Eutrophierung, Verschmutzung, Verklappung und Extraktion, Verkehr, Urbanisierung

....) wirken dem entgegen. In mancher Hinsicht hat die Fischerei, insbesondere die schwere Grundschleppnetz- und Baumkurrenfischerei, aber Schäden angerichtet, von denen man sie nicht freisprechen kann.

Lösungsansätze

Sind Meeresschutzgebiete die Lösung?

Marine Schutzgebiete sind in den letzten 20 Jahren weltweit in großer Zahl eingerichtet und hinsichtlich ihrer Wirkung diskutiert worden. Auch bezüglich der Natura 2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) sind die Problematik und die Ziele mehrfach publiziert worden (z. B. Nordheim 1999, Rachor und Günther 2001, Döring et al. 2005, Wende et al. 2007, Krause und Nordheim 2008, Pedersen et al. 2009, Pusch und Nordheim 2009).

Mit der Einrichtung von marinen Schutzgebieten werden hauptsächlich zwei Ziele verfolgt: Verbesserung des Zustands überfischter Bestände von Nutzfischen und Wirbellosen, und Renaturierung von degradierten Ökosystemen (Biotopen, Habitaten) sowie Erhaltung und ggf. Wiederaufbau von gefährdeten Populationen anderer Meeresbewohner. Im ersten Fall liegt der Schwerpunkt auf dem Fischereimanagement, im zweiten auf dem Management des gesamten Ökosystems, wobei die Trennung nicht scharf ist. Beide Ansätze benötigen ungestörte Referenzgebiete, um das Ausmaß der Schädigung erkennen zu können.

In Meeresgebieten, die einer so intensiven und vielfältigen Nutzung unterliegen wie die Deutsche Bucht und die Ostsee, ist der Raum für jede einzelne Nutzungsart

beschränkt. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Küstenfischerei, die durch andere Nutzer bereits jetzt stark eingeschränkt und seitens der EU mit immer neuen Auflagen erschwert wird, die Überlegungen zur Einrichtung von Fischerei-Sperrgebieten und insbesondere von Nullnutzungszonen im Rahmen einer neuen Raumordnung mit großem Misstrauen verfolgt (Abbildung 3). Das wirft vor allem die Frage auf: Sind solche Gebiete tatsächlich geeignet, die Fischbestände und/oder das marine Ökosystem in einen gesunden Zustand zurückzusetzen?

Die meisten Autoren sind sich einig, dass Schutzgebiete sich auf Abundanz und Biomasse, Artenzahl und Diversität vieler Fisch- und Benthosarten innerhalb des fischereifreien Areals günstig auswirken, wenn das Gebiet ausreichend groß ist (z. B. ICES 2004, Marine Protected Areas [MPAs] meist im Mittelmeer). Auch das Schutzziel „mehr große, ältere Tiere“ wird meist erreicht und damit auch eine höhere Fruchtbarkeit mancher Arten, das Ziel „besseres Nahrungsangebot“ dagegen eher nicht (bei Ausschluss von Grundschleppnetz und Kurre schon deshalb nicht, weil Discards, zertrümmerte Fauna u. ä. für Allesfresser wegfallen). Auch andere erwartete Auswirkungen ließen sich nicht schlüssig nachweisen, wie dichteabhängige Veränderungen in der Populationsdynamik oder bessere Rekrutierung kommerzieller Arten (García-Charton et al. 2008).

Die Befunde aus MPAs kalt-gemäßigter Breiten sind ähnlich. In mehreren langfristigen, großen Schutzgebieten vor der Ostküste der USA wurden zunehmende Artenzahlen, Individuenzahlen und Biomasse der benthischen Megafauna verzeichnet. Mehr Individuen der Epifauna erreichten adulte Größe;



Abbildung 3: Mit der größten Kutter-Zusammenkunft der vergangenen 60 Jahre haben am 30.06.2009 Nordsee-Fischer im Fischereihafen Bremerhaven gegen neue Auflagen der Europäischen Union und den Erhalt der Küstenfischerei protestiert. (Luftfoto: Scheer, Bremerhaven)

wo sich die Populationen räuberischer Fische erholen, erlitt die Epifauna allerdings auch eine höhere natürliche Sterblichkeit. Bezüglich ihrer Rekrutierung zeigten die Epibenthospopulationen keine Unterschiede zum Umfeld. Der 14-monatige Ausschluss der Grundsleppnetz- und Baumkurrenfischerei aus einem kleinen Nordseeschutzgebiet resultierte in der Abwanderung von benthischen Räubern und Aasfressern (Dannheim 2007), vermutlich wegen des Fehlens der fischereibedingten „Zusatznahrung“, sowie verstärkter Ansiedlung und geringerer Mortalität sesshafter Arten aufgrund des Ausfalls physischer Störungen durch das Fanggeschirr. Für größere erwartete Veränderungen insbesondere der Nahrungsverfügbarkeit und -qualität war das Gebiet zu klein und die Beobachtungszeit zu kurz. Das gilt auch für andere Ansätze im Rahmen des RESPONSE-Projekts (Demestre 2006).

Eindeutige wissenschaftliche Belege für ein „Überschwappen“ (spillover) positiver Wirkungen eines marinen Schutzgebiets (MPA) auf umliegende, befischte Regionen sind selten, obwohl dieser Effekt in Modellrechnungen und Konzepten häufig genannt wird (z. B. Worm et al. 2006). Einzelne Autoren fanden einen „Biomasse-Export“ bis 2,5 km außerhalb der Schutzgebietsgrenze. Höheren Fischereiaufwand in der Nähe der Grenze, den man als indirekten Hinweis auf spillover werten kann, verzeichneten mehrere Autoren (ICES 2004).

Das Konzept der Nullnutzungszonen besticht angesichts unseres begrenzten Wissens v.a. durch seine Einfachheit, aber es wirft Probleme bei der Formulierung der konkreten Ziele und der Festlegung der erforderlichen Größe und Lage auf (Temming 2005), und in manchen Fällen ist diese Lösung auch zu umfassend. Zunächst ist also zu definieren, wie vollständig der Schutz sein soll: Ausschluss sämtlicher Fischereimethoden, auch der Reusen-, Stell- und Treibnetzfisherei, von Langleinen und Schleppangeln? Der pelagischen Schleppnetz- und Ringwadenfisherei, der Grundsleppnetz- und Baumkurrenfischerei? Nur der schweren Kurrenfischerei, die mit Matten und Ketten arbeitet? Das hängt natürlich davon ab, was geschützt werden soll; ob es um die Erholung von Fischbeständen, seltenen oder gefährdeten Wirbellosen und Fischen, Seesäugetern und Seevögeln, funktionell wichtigen Teilsystemen wie Korallenriffen und Seegraswiesen oder des gesamten Ökosystems geht. Für den Schutz von Seevögeln, Delfinen und Robben bedarf es u. U. gar keines abgesperrten Gebiets, wenn hinreichend wirksame akustische Signale die Tiere von den Geräten fernhalten. Meeresböden können sich andererseits nicht erholen, solange schwere Bodenfischerei jede sich bildende Struktur zerstört.

Im Idealfall sollten Schutzgebiete keine anthropogenen physischen und chemischen Störungen erfahren,

als Laich-, Aufwuchs-, Weide- und Rastgebiete dienen und dazu führen, dass die unter den jeweiligen Umweltbedingungen mögliche biotopspezifische Struktur, Artenvielfalt, Größen- und Altersstruktur, Abundanz und Biomasse von Organismen (Pflanzen, Wirbellose, Fische, Warmblüter) wiederhergestellt wird. Derart weitgehenden Schutz sollte man aber wegen der erwähnten Nutzerkonflikte nur wenigen Gebieten angedeihen lassen, deren Schutzwürdigkeit einleuchtend begründet werden kann (s.u.). Diese Gebiete dürfen nicht zu klein oder isoliert ausfallen, weil sie sonst unwirksam sind (Greenstreet et al. 2009, MAFCONS-Projekt); in dieser Hinsicht gibt es allerdings Ausnahmen (Bankers-Stewart in ICES 2004: Jakobsmuscheln). Der in solchen Gebieten wegfallende Fischereiaufwand darf auch nicht auf umliegende Areale verlagert werden, sondern die Quoten (TACs) müssen tatsächlich niedriger angesetzt werden (Babcock et al. 2005, Greenstreet et al. 2009), was in stark belasteten Meeresgebieten ohnehin notwendig wäre, um die Fischerei auf ein nachhaltiges Maß zu reduzieren.

Das „normalisierte“ Nahrungsangebot in geschützten Gebieten wird allerdings einige Komponenten verlieren, die zurzeit noch wichtig sind. So entfallen Discards und Schlachtabfälle ebenso wie von der Scherbrettfischerei und Kurren verletzte große Muscheln und Schnecken, die von Seevögeln, Fischräubern und wirbellosen Aasfressern verwertet werden (Lindeboom und de Groot 1998, Kaiser und de Groot 2000, Döring et al. 2005, Dannheim 2007). Das wird nicht ohne Auswirkungen bleiben: Seitens einiger Ornithologen besteht z. B. die Befürchtung, dass ein Wegfall der Discards die Silbermöwen in der Ostsee und Skuas in der Nordsee zwingen könnte, sich vorwiegend von den Küken anderer Vögel zu ernähren (Votier et al. 2004).

Nullnutzungszonen wird man v.a. dort einrichten, wo es um die Wiederherstellung des gesamten Ökosystems geht. Dabei sollte man die Standards zugrundelegen, die auf dem Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg (2002) beschlossen wurden: Aus jedem der wichtigsten Biotoptypen eines Ökosystems sollte ein repräsentativer Anteil geschützt werden. Dabei sollten Ökosystem-Eigenschaften unter Schutz gestellt werden, die einzigartig oder selten sind und/oder eine unersetzliche Ökosystemfunktion erfüllen. Diese Definition enthält zwar noch einigen Stoff für Interpretationen, aber sie ist eine brauchbare Basis für eine abgewogene und gut begründete Umweltpolitik. In der Ostsee macht es unseres Erachtens keinen Sinn, ausgerechnet die „seltenen“ submergenten Arten schützen zu wollen (Wende et al. 2007), die in der Salzwasser-Einstromzone der Rinnen und Becken an ihre Verbreitungsgrenzen kommen. Viele dieser Arten sind in der Nordsee und im Übergangsbereich des Skagerraks und Kattegatts ganz gewöhnliche,

häufige Arten. Ebenso verhält es sich mit der Seenelke *Metridium senile*, die überall dort im Feinsediment siedelt, wo ein Siedlungssubstrat zu finden ist – zu Zeiten, als man Abfälle noch über Bord warf, vorzugsweise auf den Flaschen, die den Boden unter den Fährlinien bedeckten! Auch Maifische und Flussneunaugen, deren stark wechselnde Habitate die Ästuarien sind, sollte man nicht als Argument für marine Schutzgebiete heranziehen (J. Rice in ICES 2008).

Insbesondere hinsichtlich der Auswirkungen der schweren Grundfischerei auf die Bodenfauna erscheint nur die Einrichtung geschützter Gebiete über längere Zeiträume geeignet, eine Rückkehr zu natürlichen Gemeinschaften herbeizuführen, die unter den lokalen Umweltbedingungen für das marine Ökosystem typisch sind. Wegen der jahrzehntelangen Belastung fehlt uns heute weitgehend die Kenntnis, wie solche Ökosysteme früher einmal ausgesehen haben (z.B. Rumohr und Kujawski 2000). Vergleiche mit sublitoralen Wattproben aus den 1920er Jahren zeigten, dass damals wesentlich mehr Struktur vorhanden war und seitdem ein starker Rückgang von Mollusken und Krebstieren und eine Zunahme von Borstenwürmern zu verzeichnen ist (Reise 1982, Riesen und Reise 1982). Unter den Fischen sind besonders viele Haie und Rochen, typische K-Strategen, stark zurückgegangen (George 2009), aber exakte Vergleiche sind aufgrund der unterschiedlichen Fangmethoden nicht möglich. Dieses Defizit allein ist ein Grund, geschützte Gebiete einzurichten, weil kurzlebige Projekte das Problem nicht lösen können. Möglicherweise lassen sich Offshore-Windparks nutzen, das Benthos vor mechanischen Einwirkungen zu schützen (Dannheim 2007), da hier die Grundschleppnetzfisherei ohnehin großen Einschränkungen unterworfen sein wird; das würde die Schwierigkeiten mit konkurrierenden Raumnutzungsplänen in anderen Gebieten reduzieren. Allerdings sind die Fundamente der Windmühlen anthropogene Hartböden in Weichbodengebieten, welche die Zusammensetzung der Bodenfauna stark verändern können (z. B. Arntz 1981a, Orejas et al. 2005, Joschko et al. 2008). Die Naturschützer lehnen Offshore-Windenergieanlagen in MPAs auch aus anderen Gründen ab und empfehlen sie allenfalls als Umzäunung (Rachor und Günther 2001).

Eine starke Interessenüberschneidung zwischen Fischerei und Naturschutz gibt es auf den Flachs und Bänken der Ostsee, die gleichermaßen gute Fanggebiete für die Stellnetzfisherei und gute Nahrungsgebiete für viele Seevögel sind (Döring et al. 2005). Der Gesamtbeifang in der Stellnetzfisherei ist in Nord- und Ostsee auf 100.000-200.000 Vögel pro Jahr geschätzt worden (Žydelis et al. 2009). Natürlich ist die Mortalität unzähliger Seevögel in den Stellnetzen nicht hinnehmbar, aber eine vollständige Schließung dieser Fischereigründe wäre von der Fischerei kaum

zu verkraften. Es bleibt zu hoffen, dass alternative Fanggeräte eine Lösung bringen (s.u.), die aber aus Sicht der Fischer realistisch ausfallen muss.

Wo es um die Wiederherstellung gesunder Nutzfischbestände geht, wird man auf zeitweise Schließung von Gebieten, Fangverbote oder -beschränkungen für bestimmte Arten und Minimalmaschenweiten etc., also das Methodenrepertoire der Fischereibiologen zurückgreifen müssen. Die Fischerei selbst muss von Methoden absehen, die zum Zusammenbruch vieler genutzter Bestände, zu Ungleichgewichten im Ökosystem und im Extremfall in die Nähe der Ausrottung von Arten geführt haben. Hier sind Lösungen für Überfischung, die Beifangproblematik, zur Reduktion des stetig steigenden Aufwands, zur Abschaffung sinnloser Subventionen und zu nachhaltiger Bewirtschaftung gefragt. Darüber hinaus sind in letzter Zeit Modellvorstellungen entwickelt worden, die versuchen, das Interesse der Fischereibiologen und Fischereimanager an gesunden Fischbeständen mit dem Interesse der Naturschützer an gesunden Ökosystemen zu verbinden.

„Ökosystemverträgliche Fischerei“ – ein schöner Traum?

Der auch als „ökosystemgerechtes Fischereimanagement“ (EBFM) bezeichnete Ansatz, zu dem auch das „räumliche Fischereimanagement“ (SFM) zu rechnen ist, geht wahrscheinlich auf Daniel Paulys frühe Kritik an rücksichtslosen Fischereipraktiken („hit and go fisheries“, „fishing down the food web“) zurück. Er erhielt durch die Klagen mariner Ökologen und Naturschützer über die schwere Belastung oder Zerstörung vieler Ökosysteme durch die Fischerei (Jackson et al. 2001, Thrush und Dayton 2002, Dayton 2003, Dayton et al. 2003) starken Auftrieb. Mit dem Niedergang vieler Fischereien, unübersehbaren Umweltschäden und der wachsenden Bedeutung des Naturschutzes gewann das neue Konzept an öffentlicher Beachtung und gehört mittlerweile auch beim ICES zu den zentralen Themen (ICES 2004, 2005, 2007a,b, 2008).

Auch das EBFM-Konzept sieht geschützte Gebiete vor, die permanent oder temporär gesperrt werden; bei zeitweiliger Schließung soll die Fischerei zwischen verschiedenen Gebieten rotieren. Das mag für pelagische Fischereien funktionieren, trägt aber dem Befund nicht Rechnung, dass eine Reduktion schwerer Baumkurren- und Grundschleppnetzfisherei für das Boden-Ökosystem nur wenig bringt (Schröder und Gutow in ICES 2008, s.o.). Eine dreidimensionale Zonierung von Fischereien soll sicherstellen, dass pelagische und Grundfisch-Bestände getrennt behandelt werden können. Das ist eigentlich nichts wirklich Neues; schon aufgrund unterschiedlicher Fangmethoden hat es diese Trennung immer gegeben. In Zukunft soll es für die verschiedenen pelagischen und demersalen Bestände aber nicht nur spezifische Quoten, sondern auch zeitlich

limitierten Zugang geben, der elektronisch kontrolliert werden soll. Mindestmaße und Schonzeiten sollen nicht nur in bezug auf die Fischart, sondern auch innerhalb des dreidimensionalen Raumes reguliert werden. Ortsveränderungen aller Altersklassen (Larvendrift, Laichwanderungen, Wechsel von Weidegründen) sind von der Fischerei zu berücksichtigen, Interferenz ist zu vermeiden. Trophische Wechselwirkungen zwischen Fischen und anderen Arten des Ökosystems (z. B. Nahrungskonkurrenz zwischen Fischen und Seevögeln auf Flachs und Bänken) sollen viel stärker beachtet werden. Das Bestandsmanagement soll aus einer Metapopulationsperspektive auf der Basis genetischer Methoden erfolgen und die Verbindung (connectivity) zwischen Teilpopulationen einbeziehen (Fogarty und Botsford 2007). Und schließlich sollen ozeanographische und ökologische Prozesse generell viel stärker berücksichtigt werden. Ein permanentes Monitoring zur Erfolgskontrolle soll sicherstellen, dass Fehlentwicklungen rechtzeitig entdeckt und durch passende Maßnahmen abgestellt werden.

Viele der Vorschläge des EBFM-Konzepts, vor allem die direkt auf die Fischbestände zielenden Maßnahmen, werden von den Fischereibiologen schon lange angewendet; auch eine „Fischereiozeanographie“ gibt es seit langem, u.a. im ICES. Neu ist zum einen die Perspektive; das heile Ökosystem steht im Mittelpunkt, und die Fischerei muss u. U. eingestellt werden, wenn andere Komponenten des Ökosystems geschädigt werden. Neu ist aber auch die Forderung (Wilén 2004),

alle geschilderten Maßnahmen simultan durchzuführen und zu kontrollieren. Wie das mit vertretbarem Aufwand geschehen soll, bleibt unklar. Ein so komplexes Konzept als konzeptionelle Übung durchzuspielen, was eigentlich alles berücksichtigt werden müsste, oder als Tätigkeitsfeld für Modellierer ist doch eine andere Sache, als es in Echtzeit in Managemententscheidungen für den Einsatz von Fischereifloten umzusetzen und deren Erfolg kontinuierlich zu kontrollieren. Schutzgebiete als Teil des EBFM-Konzepts sind im Vergleich dazu ein sehr realistischer Ansatz.

Koexistenz zwischen Fischern und Naturschützern?

Angesichts des desolaten Zustands vieler mariner Ökosysteme, an dem die Fischerei vielerorts nicht unschuldig ist, werden sich die Fischer auf weitere Einschränkungen einstellen müssen. Aber müssten die Fischer nicht selbst daran interessiert sein, dass solche Maßnahmen ergriffen werden, weil unter den gegenwärtigen Bedingungen der Aufwand zu hoch ist und die Erträge meist weit unter denen liegen, die in einem sanierten Ökosystem zu erzielen wären?

Im Fall der Nord- und Ostsee ist momentan nicht abzusehen, ob der Konflikt zwischen verschiedenen Nutzungsarten, die über die neue Raumordnung koordiniert werden sollen, der Küstenfischerei eine echte Überlebenschance bietet. Vermutlich würden die Fischer langfristig tatsächlich von Schutzgebieten und Schonmaßnahmen profitieren, aber für den Erho-

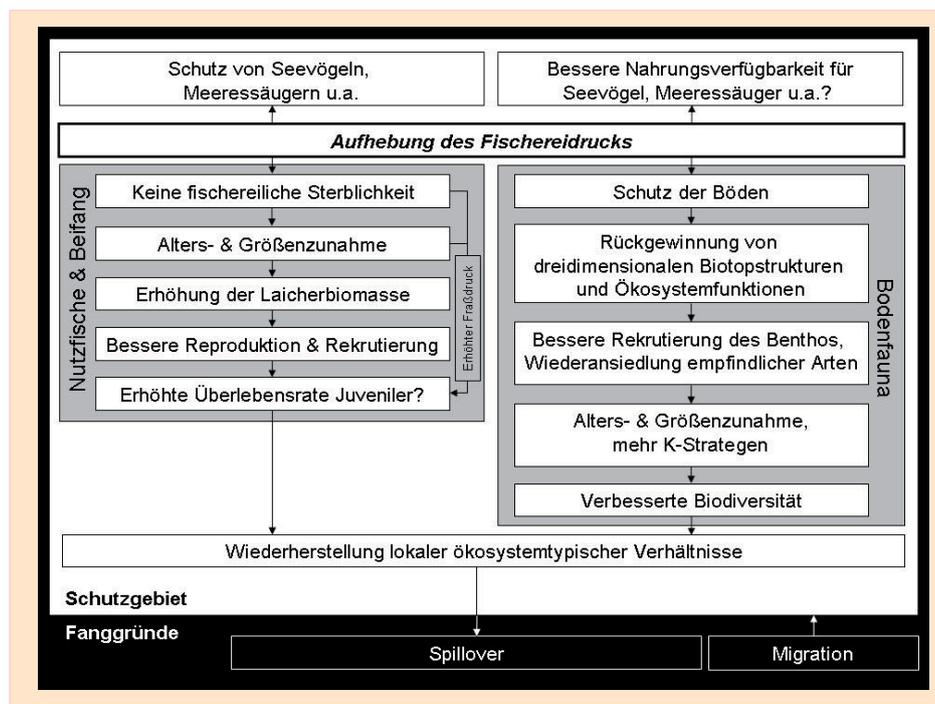


Abbildung 4: Stark vereinfachte Darstellung von Entwicklungen in einem Nullnutzungs-Schutzgebiet (no-take area), die zur Wiederherstellung lokaler ökosystemtypischer Verhältnisse führen und sich günstig auf benachbarte Gebiete auswirken können (spillover). Links Fische, rechts Bodenfauna. (Auf der Grundlage einer Abbildung in Döring et al. 2005, stark verändert).

lungszeitraum – der nicht kurzfristig anzusetzen, sondern eher in Dekaden zu messen ist – werden sie Auflagen hinnehmen müssen, deren unmittelbare ökonomische Folgen nur mit erheblichen Subventionen abzuwenden wären. Es ist einfach zu postulieren, dass die verbesserten Bedingungen im Schutzgebiet sich z. B. über verbesserte Nahrungsbedingungen, gesteigerte Reproduktion, Export von Eiern und Larven oder günstige Aufwuchsbedingungen vorteilhaft auf umliegende befischte Areale auswirken müssten (Abbildung 4), aber der wissenschaftliche Beleg für solche Spillover-Effekte ist noch mager. Erste verwertbare Aussagen könnten in absehbarer Zeit aus den für die Fischerei gesperrten Offshore-Windparkgebieten kommen. Ob es aufgrund der Unterwasserkonstruktionen und des damit verbundenen zusätzlichen Nahrungsangebots zu positiven Anlockeffekten auf die Fische kommt, ist unsicher. Die Haltung der europäischen Fischer zu Schutzmaßnahmen wäre vielleicht insgesamt positiver, wenn sie anstelle der jährlichen Quotenregelung durch den Ministerrat der EU, die zum schnellen Ausfischen der TACs ermuntert, mehr individuelle Verantwortung und längerfristige Nutzungsperspektiven hätten (Döring et al. 2005, Temming 2005). Das würde aber ein sehr aufwendiges Nutzungs- und Kontrollsystem nötig machen. Im Kleinen scheint es mit der individuellen Verantwortung besser zu klappen, wie Versuche in Chile und Peru mit der Übertragung von marinen Schutzgebieten an Fischerkooperativen zeigen (Stotz 1997, Meltzoff et al. 2005, González et al. 2006, Gelcich et al. 2010). Auch im EU-Rahmen sind Projekte geplant, welche die Eigenverantwortung der Fischer stärken sollen.

Das Ausmaß der gegenwärtigen negativen Veränderungen sowohl in den Fischbeständen selbst als auch in den marinen Ökosystemen lässt dort, wo es um die Renaturierung ursprünglicher Verhältnisse geht, weniger restriktive Maßnahmen als die vollständige Schließung bestimmter Meeresgebiete aus ökologischer Sicht nicht als sinnvoll erscheinen. Das sollte man aber mit Augenmaß betreiben und dabei die oben zitierten Johannesburger Kriterien zugrundelegen, damit die Fischerei überleben kann. Wo es „nur“ um das Fischereimanagement geht, ist die Einrichtung von vollständig und langfristig geschützten Nullnutzungszonen nur eines von vielen Instrumenten, um den Aufwand zu senken und eine nachhaltigere Befischung zu erreichen. In manchen Fällen wären kurzfristige Schließungen eher die geeignete Maßnahme, z. B. für die jahreszeitlich und kurzfristig wechselnden Aufwuchsgebiete juveniler Dorsche in der mittleren Ostsee, die v.a. durch die Industriefischerei gefährdet sind, aber das überfordert die Flexibilität der Managementstrukturen (Döring et al. 2005). Mittelfristig sollten bestimmte Praktiken ausgeschlossen werden, wie die schwere Baumkurrenfischerei mit Matten und Ketten oder die schwere Grundschleppnetzfischerei, die nicht nur

wegen ihrer zerstörerischen Auswirkungen, sondern auch wegen des unverhältnismäßig hohen Aufwands in der Kritik stehen. Das hat in den Niederlanden bereits zur Aufgabe vieler Kutter geführt. Elektrische Impulse scheinen ein schonenderer und besserer Weg zu sein, die Zielarten aufzuscheuchen (ICES 2008); das HOVERCRAN, eine in Belgien entwickelte elektrische Baumkurre mit reduziertem Bodenkontakt, wurde sogar prämiert. Das Gerät befindet sich jedoch noch in der Testphase und wird wegen der hohen Umrüstkosten kaum von den Fischern akzeptiert werden, bevor Versuche zeigen, dass die Fänge denen herkömmlicher Geräte vergleichbar sind (Wätjen pers. Mitt.). Fischerei und Fangtechnik suchen seit vielen Jahren nach Alternativen für destruktive und wenig ökonomische Methoden (ICES 2007a,b, 2008; Pedersen et al. 2009). Zur Reduktion von Beifängen an Fischen und Wirbellosen wurden weitere methodische Verbesserungen wie z. B. Selektionsgitter eingeführt (Kaiser et al. 2007). In der Nordsee-Garnelenfischerei ist in bestimmten Monaten der Einsatz von Siebnetzen vorgeschrieben (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung 2010). Ob leichte Krabbenfischerei überhaupt als schädlich einzustufen ist, ist umstritten (ICES 2008); derzeit bemüht sich diese Fischerei mit Nachbesserungen um Zertifikate für Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit. Im Fall der Ostseebänke, auf denen Stellnetze einen sehr hohen Zoll an Seevögeln fordern (z. B. Österblom et al. 2002), könnten zeitweilige Schließungen helfen; außerdem müssen akustische Einrichtungen zum Vergrämen der Warmblüter verbessert werden (Döring et al. 2005). Dass Reusen zum Dorschfang die Stellnetze wirkungsvoll, d. h. ohne allzu große Fangeinbußen, ersetzen könnten (Pusch und Nordheim 2009), muss wohl erst noch belegt werden, während Langleinen zu diesem Zweck bereits erfolgreich eingesetzt werden. In Gebieten, wo Seevögel die Köder von Langleinen beim Ausbringen an der Oberfläche verschlingen, hat sich das Aussetzen bei Nacht unter Wasser bewährt (Kock 2001). Selbst Natura 2000-Gebiete müssen nicht zwangsläufig für die gesamte Fischerei gesperrt werden, um die Schutzziele zu erreichen, wenn sich Techniken durchsetzen, die eine nachhaltige und ökosystemverträgliche Fischerei erlauben (Döring et al. 2005).

Mehr Verständnis für die Argumente der anderen Seite ist sowohl den Naturschützern wie den Fischern anzuraten, wenn es auf Dauer zu einer Koexistenz kommen soll. Sowohl intakte marine Ökosysteme als auch eine nachhaltige Fischerei ohne zerstörerische Auswirkungen repräsentieren Werte, die zu erhalten sich lohnt; schließlich haben beide hohen Anteil an der Attraktivität der Küstenzonen. Nach der Ernennung des Wattenmeeres zum „Weltnaturerbe“ wird die Kleine Küstenfischerei noch stärker im Blickpunkt der Öffentlichkeit stehen als bisher. Dies ist eine

Herausforderung, gemeinsam mit Umweltverbänden, Politik und Wissenschaft an einer für alle Seiten akzeptablen Lösung zu arbeiten, in der sowohl eine auf Nachhaltigkeit beruhende Fischerei als auch der Naturschutz miteinander existieren und voneinander profitieren können.

Zitierte Literatur

- Alheit, J.; Hagen, E., 1997: Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. *Fisheries Oceanography* 6: 130-139
- Alheit, J.; Hagen, E., 2002: Climate variability and historical NW European fisheries. In: Wefer, G.; Berger, W.; Behre, K.-E.; Jansen, E. (Hrsg.): *Climate Development and History of the North Atlantic Realm*. Springer, Berlin: 435-445
- Alheit, J.; Niquen, M., 2004: Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Prog. Oceanogr.* 60: 201-222
- Alheit, J.; Möllmann, C.; Dutz, J.; Kornilovs, G.; Loewe, P.; Mohrholz, V.; Wasmund, N., 2005: Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1205-1215
- Andersin, A.B.; Lässig, J.; Sandfler, H., 1977: Community structure of soft-bottom macro-fauna in different parts of the Baltic. In: Keegan, B.F.; O'Ceidigh, P.; Boaden, P.J.S. (Hrsg.): *Biology of Benthic Organisms*. Pergamon Press, Oxford: 7-20
- Arntz, W.E., 1971: Die Nahrung der Kliesche (*Limanda limanda* (L.)) in der Kieler Bucht. *Ber. Dt. Wiss. Kommn. Meeresforsch.* 22: 129-183
- Arntz, W.E., 1974: Die Nahrung juveniler Dorsche in der Kieler Bucht. *Ber. Dt. Wiss. Kommn. Meeresforsch.* 23: 97-120
- Arntz, W.E., 1980: Predation by demersal fish and its impact on the dynamics of macrobenthos. In: Tenore, K.R.; Coull, B.C. (Hrsg.): *Marine Benthic Dynamics*. Univ. of South Carolina Press, Columbia: 121-149
- Arntz, W.E., 1981a: Entwicklung von marinen Bodentiergemeinschaften bei Ausschluß von Räubern: Nur Artefakte? *Meeresforsch.* 28: 189-204
- Arntz, W.E., 1981b: Biomass zonation and dynamics of macrobenthos in an area stressed by oxygen deficiency. In: Barrett, G.; Rosenberg, R., (Hrsg.): *Stress Effects on Natural Ecosystems*. John Wiley & Sons: 215-225
- Arntz, W.E.; Fahrbach, E., 1991: *El Niño - Klimaexperiment der Natur*. Birkhäuser, Basel: 264 S.
- Arntz, W.E.; Rumohr, H., 1982: An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 64: 17-45
- Arntz, W.E.; Weber, L.V., 1970: *Cyprina islandica* L. (Mollusca, Bivalvia) als Nahrung von Dorsch und Kliesche in der Kieler Bucht. *Ber. Dtsch. Wiss. Komm. Meeresforsch.* 21: 193-205
- Arntz, W.E.; Laudien, J., 2006: Die Mär vom grenzenlosen Reichtum: Was macht die Ozeane (un)produktiv? *HGG-Journal (Heidelberger Geogr. Ges.)* 19+20: 3-22
- Babcock, E.A.; Pikitch, E.K.; McAllister, M.K.; Apostolaki, P.; Santora, C., 2005: A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 469-476
- Beaugrand, G.; Brander, K.M.; Lindley, J.L.; Souissi, S.; Reid, P.C., 2003: Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426: 661-664
- Beukema, J.J.; Dörjes, J.; Essink, K., 1988: Latitudinal differences in survival during a severe winter in macrozoobenthic species sensitive to low temperatures. *Senckenb. Marit.* 20: 19-30
- Boesch, D.F.; Diaz, R.J.; Virnstein, R.W., 1976: Effects of tropical storm Agnes on soft-bottom macrobenthic communities in the James and York estuaries in the lower Chesapeake Bay. *Chesapeake Sci.* 4: 246-259
- Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, 2010: Bekanntmachung über die Einhaltung fischereirechtlicher Regelungen durch deutsche Fischereibetriebe vom 17. Dezember 2009 (basierend auf Artikel 25, Abs. 2 der Verordnung EG 850 von 1998), *Bundesanzeiger, Amtlicher Teil* vom 08.01.2010: 78-83
- Bundy, A.; Fanning, P.; Zwanenburg, K.C.T., 2005: Balancing exploitation and conservation of the eastern Scotian shelf ecosystem: Application of a 4D ecosystem exploitation index. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 503-510
- Chavez, F.P.; Ryan, J.; Lluch-Cota, S.E.; Niquen, M., 2003: From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299: 217-221
- Cherel, Y.; Weimerskirch, H.; Duhamel, G., 1996: Interactions between longline vessels and seabirds in Kerguelen waters and a method to reduce seabird mortality. *Biol. Conservation* 75: 63-70
- Christensen, V.; Guénette, S.; Heymans, J.J.; Walters, C.J.; Watson, R.; Zeller, D.; Pauly, D., 2003: Hundred year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish Fish.* 4: 1-24
- Connell, J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310
- Conover, D.O.; Baumann, H., 2009: The role of experiments in understanding fishery-induced evolution. *Evol. Applications* 2: 276-290

Danksagung

Wir danken unseren Kollegen Dr. Ute Jacob, Dr. Rainer Knust, Prof. Dr. Holmer Sordyl und Kai Wätjen für hilfreiche und kritische Anmerkungen zu einer früheren Version der Arbeit. Ein herzliches Dankeschön geht auch an W. Scheer, der uns das Luftfoto (Abbildung 3) zu Verfügung stellte.

- Cullis-Suzuki, S.; Pauly, D., 2010: Failing the high seas: A global evaluation of regional fisheries management organizations. *Mar. Policy* 34: 1036-1042
- Dahm, R.; Wienbeck, H., 2002: Aktuelle Planungen zur Beifangproblematik in der Krabbenfischerei. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 49: 81-86
- Dannheim, J., 2007: Macrozoobenthic response to fishery – trophic interactions in highly dynamic coastal ecosystems. *Diss. Univ. Bremen*: 226 S.
- Dayton, P.K., 1971: Competition, disturbance, and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.* 41: 351-389
- Dayton, P.K., 2003: The importance of the natural sciences to conservation. *Am. Natural.* 162: 1-13
- Dayton, P.K.; Hessler, R.R., 1972: Role of biological disturbance in maintaining diversity in the deep sea. *Deep-Sea Res.* 19: 199-208
- Dayton, P.K.; Thrush, S.; Coleman, F.C., 2003: Ecological Effects of Fishing in Marine Ecosystems of the United States. Report prepared for the PEW Oceans Commission, Arlington: 44 S.
- De Groot, S.J., 1984: The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* 9: 177-190
- De Groot, S.J.; Lindeboom, H.J. (Hrsg.), 1994: IMPACT I. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. RIVO-DLO, Ijmuiden, and NIOZ, Texel (NL): 257 S.
- De Santo, E.M.; Jones, P.J.S., 2007: The Darwin Mounds: From undiscovered coral to the development of an offshore marine protected area regime. In: George, R.Y.; Cairns, S.D. (Hrsg.): Conservation and Adaptive Management of Seamount and Deep-Sea Coral Ecosystems. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Univ. of Miami, USA: 147-156
- Demestre, M. (Hrsg.), 2006: Response of benthic communities and sediment to different regimes of fishing disturbance in European waters (RESPONSE). Final Report. ICM Barcelona
- Doak, D. ; Estes, J.A. + 12 weitere Koautoren, 2008: Understanding and predicting ecological dynamics: Are major surprises inevitable? *Ecology* 89: 952-961
- Döring, R.; Laforet, I.; Bender, S.; Sordyl, H.; Kube, J.; Brosda, K.; Schulz, N.; Meier, T.; Schaber, M.; Kraus, G., 2005: Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 274 S. + XXIV
- Dudley R.C., 2008: A basis for understanding fishery management dynamics. *Syst. Dyn. Rev.* 24:1-29
- Eastwood, P.D.; Mills, C.M.; Aldridge, J.N.; Houghton, C.A.; Rogers, S.I., 2007: Human activities in UK offshore waters: An assessment of direct, physical pressure on the seabed. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 453-463
- Freiwald, A.; Fossa, J.H.; Grehan, A.; Koslow, T.; Roberts, J.M., 2004: Cold-water Coral Reefs. UNEP-WCMC, Cambridge: 86 S.
- Fogarty, M.J.; Botsford, L.W., 2007: Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20: 112-123
- García-Charton, J.A.; Pérez-Ruzafa, A. + 17 weitere Koautoren, 2008: Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J. Nature Cons.* 16: 193-221
- Garthe, S.; Ullrich, N.; Weichler, T.; Dierschke, V.; Kubetzki, U.; Kotzerka, J.; Krüger, T.; Sonntag, N.; Helbig, A.J., 2003: See- und Wasservogel der deutschen Ostsee-Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 170 S.
- Gelcich, S.; Hughes, T.P.; Olsson P.; Folke, C.; Defeo, O.; Fernández, M.; Foale, S.; Gunderson, L.H.; Rodríguez-Sickert, C.; Scheffer, M.; Steneck, R.S.; Castilla, J.C., 2010: Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1012021107>
- George, M.R., 2009: An annotated checklist of North Sea cartilaginous fish species. *J. Appl. Ichthyology* 25: 33-39
- Günther, C.-P.; Niesel, V., 1999: Effects of the ice winter 1995/96.- In: Dittmann, S. (Hrsg.): The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer, Berlin: 193-205
- Gray, J.S.; Dayton, P.K.; Thrush, S., 2007: Fishing for facts on the environmental effects of trawling and dredge fisheries: Reply to Loekkeborg. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 497-500
- Gutt, J.; Piepenburg, D., 2003: Scale-dependent impact on diversity of Antarctic benthos caused by grounding of icebergs. *MEPS* 253: 77-83
- Greenstreet, S.P.R.; Fraser, H.M.; Piet, G.J., 2009: Using MPAs to address regional-scale ecological objectives in the North Sea: Modelling the effects of fishing effort displacement. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 90-100
- Hempel, G. (Hrsg.), 1978: Synopsis of the Symposium on North Sea Fish Stocks – Recent Changes and Their Causes. *Rapp.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* 172: 445-449
- Hempel, G., 1979: Fischereiregionen des Weltmeeres – Produktion und Nutzung. *Geographische Rundschau* 31: 492-497
- Hiddink, J.G.; Jennings, S.; Kaiser, M.J., 2007: Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *J. Appl. Ecol.* 44: 405-413
- Hilborn, R.; Stokes, K. + 15 weitere Koautoren, 2004: When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management* 47: 197-205
- Hilborn, R.; Minte-Vera, C.V., 2008: Fisheries-induced changes in growth rates in marine fisheries: Are they significant? *Bull. Mar. Sci.* 83: 95-105
- Hinrichsen, H.-H.; Kraus, G.; Böttcher, U.; Köster, F., 2009: Identifying eastern Baltic cod nursery grounds using hydrodynamic modelling: Knowledge for the design of Marine Protected Areas. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 101-108
- ICES, 2004: Theme Session on Conserving Biodiversity and Sustaining Fisheries through MPAs (Y). 9 S.
- ICES, 2005: Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 12-19 April 2005, Copenhagen. *ACE:04*. 146 S.

- ICES, 2007a: Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMPA), 10-12 April 2007, Copenhagen. ICES CM 2007/MHC:06. 68 S.
- ICES, 2007b: Interim Report for the ICES/BfN project „Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas“ (EMPAS). 67 S.
- ICES, 2008: Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMPA), 2-4 June 2008, Copenhagen. ICES CM 2008/MHC:11. 160 S.
- Jackson, J.B.C.; Sala, E., 2001: Unnatural oceans. In: Gili, J.M.; Pretus, J.L.; Packard, T.T. (Hrsg.): A Marine Science Odyssey into the 21st Century. Scientia Marina 65, suppl. 2: 273-281
- Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X. + 17 weitere Koautoren, 2001: Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293: 629-638
- Joschko, T.J.; Buck, B.H.; Gutow, L.; Schröder, A., 2008: Colonisation of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. Mar. Biol. Res. 4: 350-360
- Kaiser, M.J.; Graham, N.; Rose, C.S.; Wiebe, P.H., 2007: Ecosystem-sensitive approaches to fishing: Reconciling fisheries with conservation through improvements in fishing technology. ICES J. Mar. Sci. 64: 1610-1611
- Kaiser, M.J.; De Groot, S.J., 2000: Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Science, Oxford, 399 S.
- Kennish, M.J., 1998: Pollution Impacts on Marine Biotic Communities. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., 310 S.
- Kock, K.-H., 2001: The direct influence of fishing and fishery-related activities on non-target species in the Southern Ocean with particular emphasis on longline fishing and its impact on albatrosses and petrels: A review. Rev. Fish Biol. Fish. 8: 1-26
- Köster, F.W.; Möllmann, C. + 9 weitere Koautoren, 2003: Fish stock development in the central Baltic Sea (1974-1999) in relation to variability in the environment. ICES Mar. Sci. Symp. 219: 294-306
- Köster, F.W.; Möllmann, C. + 13 weitere Koautoren, 2005: Baltic cod recruitment – the impact of climate variability on key processes. ICES J. Mar. Sci. 62: 1408-1425
- Kraus, G.; Pelletier, D.; Dubreuil, J.; Möllmann, C.; Hinrichsen, H.-H.; Bastardie, F.; Vermard, Y.; Mahévas, S., 2009: A model-based evaluation of Marine Protected Areas: The example of eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). ICES J. Mar. Sci. 66: 109-121
- Krause, J.; Nordheim, H. v., 2008: Meeresschutzgebiete – weltweit und in der deutschen Nord- und Ostsee. Natur und Landschaft 83: 118-123
- Krost, P., 1990: Der Einfluss der Grundscheppnetzfisherei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (westl. Ostsee). Ber. Inst. Meereskunde Kiel 200: 150 S.
- Kuparinen, A.; Merilä, J., 2007: Detecting and managing fisheries-induced evolution. Trends Ecol. Evol. 22: 652-659
- Lane, D.E.; Stephenson, R.L., 1999: Fisheries-management science: A framework for the implementation of fisheries-management systems. ICES J. Mar. Sci. 56: 1059-1066
- Laudien, J.; Herrmann, M.; Arntz, W.E., 2007: Soft bottom species richness and diversity as a function of depth and iceberg scour in Arctic glacial Kongsfjorden (Svalbard). Polar Biol. 30: 1035-1046
- Lindeboom, H.J.; De Groot, S.J. (Hrsg.), 1998: IMPACT-II. The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea Benthic Ecosystems. NIOZ, Texel and RIVO-DLO, IJmuiden (NL): 404 S.
- Lotze, H.K.; Lenihan, H.S. + 8 weitere Koautoren, 2006: Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312: 1806-1809
- Lynam, C.P.; Hay, S.J.; Brierley, A.S., 2004: Interannual variability in abundance of North Sea jellyfish and links to the North Atlantic Oscillation. Limnol. Oceanogr. 49: 637-643
- Lynam, C.P.; Heath, M.R.; Hay, S.J.; Brierley, A.S., 2005: Evidence for impacts by jellyfish on North Sea herring recruitment. MEPS 298: 157-167
- Lynam, C.P.; Gibbons, M.J.; Axelsen, B.E.; Sparks, C.A.J.; Coetzee, J.; Heywood, B.G.; Brierley, A.S., 2006: Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. Current Biology 16: 492-493
- MacArthur, R.; Wilson, E.O., 1967: The Theory of Island Biogeography. Princeton Univ. Press. 203 S.
- Meltzoff, S.K.; Lemons, M.; Asfour, L.; Guardia-Montoy, G.; Gonzales, R., 2005: Sustaining El Niño-induced scallop booms with aquaculture: Livelihood transitions of artisanal fishing people in the Paracas National Reserve, Peru. Culture and Agriculture 27: 1-15
- Moore P.G., 1977: Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 15: 225-363
- Nehring, D.; Matthäus, W.; Lass, H.-U.; Nausch, G., 1994: Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee im Jahre 1993. Ocean Dynamics 46: 151-162
- Neat, F.; Righton, D., 2007: Warm water occupancy by North Sea cod. Proc. Biol. Sci. 274: 789-798
- Nordheim, H.v., 1999: Meeresschutzgebiete für den Nordost-Atlantik und die Ostsee im Rahmen der Oslo-Paris- und der Helsinki-Übereinkommen. Dt. Hydrogr. Z. 1999 Suppl. 10: 117-124
- Orejas, C.; Joschko, T.; Schröder, A.; Dierschke, J.; Exo, M.; Friedrich, E.; Hill, R.; Hüppop, O.; Pollehne, F.; Zettler, M.; Bochert, R., 2005: Ökologische Begleitforschung zur Wind-energienutzung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in Nord- und Ostsee (BeoFINO); Abschlussbericht: 333 S.
- Ortiz, M.; Wolff, M., 2002: Dynamical simulation of mass-balance trophic models for benthic communities of north-central Chile: Assessment of resilience time under alternative management scenarios. Ecol. Modelling 148: 277-291
- Österblom, H.; Fransson, T.; Olsson, O., 2002: Bycatches of common guillemots (*Uria aalge*) in the Baltic Sea gillnet fishery. Biol. Conserv. 105: 309-319
- Paschen, M.; Richter, U.; Köpnick, W., 2000: TRAPESE – Trawl Penetration in the Seabed. Final Report, EU Project No. 96-006. Neuer Hochschulschriftenverlag, Rostock

- Pauly, D., 1979: Theory and management of tropical multispecies stocks: A review with emphasis on the southeast Asian demersal fisheries. *ICLARM Stud. Rev.* 1: 35 S.
- Pauly, D., 1987: Managing the Peruvian upwelling ecosystem: A synthesis. In: Pauly, D.; Tsukayama, I. (Hrsg.). *The Peruvian Anchoveta and its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change*. *ICLARM Stud. Rev.* 15: 325-342
- Pauly, D.; Tsukayama, I., 1987: The Peruvian Anchoveta and its Upwelling Ecosystem: Three Decades of Change. *ICLARM Stud. Rev.* 15: 351 S.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R.; Torres, F. Jr., 1998: Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863
- Pauly, D.; Alder, J.; Bennett, E.; Christensen, V.; Tyedmers, P.; Watson, R., 2003: The future of fisheries. *Science* 302: 1359-1361
- Pearson, T.H.; Rosenberg, R., 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311
- Pedersen, S.A.; Fock, H. + 10 weitere Koautoren, 2009: Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 155-169
- Pope, J.G.; Rice, J.C.; Daan, N.; Jennings, S.; Gislason, H., 2006: Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters – results from a simple size-based model. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1029-1044
- Pörtner, H.-O.; Bock, C.; Knust, R.; Lannig, G.; Lucassen, M.; Mark, F.C.; Sartoris, F.J., 2008: Cod and climate in a latitudinal cline: Physiological analyses of climate effects in marine fishes. *Climate Research*, 37: 253-270
- Purcell, J.E.; Uye, S.-I.; Lo, W.-T., 2007: Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: A review. *MEPS* 350: 153-174
- Purcell, J.E.; Arai, M.N., 2001: Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: A review. *Hydrobiologia* 451: 27-44
- Pusch, C.; Nordheim, H. v., 2009: Ökosystemgerechte, nachhaltige Fischerei. Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 15 S.
- Rachor, E.; Albrecht, H., 1983: Sauerstoff-Mangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 19: 209-227
- Rachor, E.; Günther, C.-P., 2001: Concepts for offshore nature reserves in the southeastern North Sea. *Senckenb. Marit.* 31: 353-361
- Rauck, G., 1985: Wie schädlich ist die Seezungenbaumkurve für Bodentiere? *Inf. Fischwirtsch.* 32: 165-168
- Reise, K., 1982: Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: Are polychaetes about to take over? *Neth. J. Sea Res.* 16: 29-36
- Reise, K., 2005: Coast of change: Habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helg. Mar. Res.* 59: 84-95
- Reise, K., 1991: Mosaic cycles in the marine benthos. In: Remmert, H. (Hrsg.): *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 61-82
- Remmert, H., 1991: The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. In: Remmert, H. (Hrsg.): *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 1-21
- Riesen, W.; Reise, K., 1982: Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: Revisited after 55 years. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.* 35: 409-423
- Rijnsdorp, A.D.; Buys, A.M.; Storbeck, F.; Visser, E.G., 1998: Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 403-419
- Rosenberg, R., 1976: Benthic faunal dynamics following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos* 27: 414-427
- Rumohr, H.; Krost, P., 1991: Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special reference to *Arctica islandica*. *Meeresforsch.* 33: 340-345
- Rumohr, H.; Kujawski, T., 2000: The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1389-1394
- Sala, E.; Boudouresque, C.F.; Harmelin-Vivien, M., 1998: Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: Evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 83: 425-439
- Schmidt, J.O.; Hinrichsen, H.-H., 2008: Impact of prey field variability on early cod larval survival: A sensitivity study of a Baltic cod individual-based model. *Oceanologia* 50: 205-220
- Steinberg, R., 1987: Beobachtungen an unterschiedlichen Baumkurren-Typen. *Inf. Fischwirtsch.* 34: 85-86
- Temming, A., 2005: Nachhaltige Befischung eines Ökosystems – ein Widerspruch in sich? Jahresbericht über die Deutsche Fischwirtschaft 2005. BM für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn: 115-120
- Thrush, S.; Dayton, P.K., 2002: Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Ann. Rev. Ecology Systematics* 33: 449-473
- Tsounis, G.; Rossi, S.; Gili, J.-M.; Arntz, W.E., 2007: Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): Case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems* 10: 975-986
- Votier, S.C.; Furness, R.W. + 13 weitere Koautoren, 2004: Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature* 427: 727-730
- Watson, R.; Pauly, D., 2001: Global overfishing. In: Earle, S. (Hrsg.): *National Geographic Atlas of the Ocean: The Deep Frontier*. National Geographic, Washington: S. 163
- Wende, W.; Herberg, A.; Köppel, J.; Nebelsieck, R.; Runge, K.; Wolf, R., 2007: Meeresnaturschutz und Raumordnung. Kriterien für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone in Nord- und Ostsee. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39: 79-85
- Weigelt, M.; Rumohr, H., 1986: Effects of wide-range oxygen depletion on benthic fauna and demersal fish in Kiel Bay 1981-1983. *Kieler Meeresforsch.* 31: 124-136
- Wienbeck, H., 1997: Erster Einsatz von Trenngittern in der kommerziellen Garnelenfischerei. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 44: 23-26

- Wilén, J.E., 2004: Spatial management of fisheries. *Mar. Resour. Econ.* 19: 7-19
- Witbaard, R.; Klein, R., 1994: Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, Bivalvia). *ICES J. Mar. Sci.* 51: 99-105
- Worm, B.; Barbier, E.B. + 12 weitere Koautoren, 2006: Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790
- Worm, B.; Hilborn, R. + 20 weitere Koautoren, 2009: Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325: 578-585
- Yeo, R.K.; Risk, M.J., 1979: Intertidal catastrophes: Effect of storm and hurricanes on intertidal benthos of the Minas Basin, Bay of Fundy. *J. Fish. Res. Bd Canada* 36: 667-669
- Ziegelmeier, E., 1964: Einwirkungen des kalten Winters 1962/63 auf das Makrobenthos im Ostteil der Deutschen Bucht. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 10: 277-282
- Žydelis, R.; Bellebaum, J.; Österblom, H.; Vetemaa, M.; Schirmeister, B.; Stipniece, A.; Garthe, S., 2009: Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. *Biol. Conserv.* 142: 1269-1281