

## Kommentar zum Worm-et-al.-Artikel „Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services“

erschienen im Wissenschaftsmagazin Science, Vol. 314, am 3. November 2006

Joachim Gröger; Siegfried Ehrich

Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Seefischerei, Palmaille 9, 22767 Hamburg, Germany  
joachim.groeger@ish.bfa-fisch.de, siegfried.ehrich@ish.bfa-fisch.de,

### Zusammenfassung

Folgende Kernbehauptungen bzw. Hypothesen werden in dem Artikel aufgestellt:

- Der Verlust an Biodiversität (Artenzahl) in einem Meeresgebiet reduziert tief greifend seine Produktivität und seine Stabilität in Stressperioden, hervorgerufen u. a. durch Überfischung und Klimaänderung.
- Die Zahl der kollabierten Arten nimmt zu. Dieser Trend projiziert den Kollaps aller wildlebenden Arten bzw. Bestände, die gegenwärtig befischt werden, auf das Jahr 2048.
- Diese Entwicklung ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt reversibel, denn das Meer besitzt noch ein großes Potential sich zu regenerieren. Dazu ist aber mehr Umweltschutz notwendig.

Die Forderung nach mehr Umweltschutz ist zu unterstützen, ihre „Verpackung“ muss von uns leider abgelehnt werden. Es wäre gut gewesen, wenn der Erstautor Worm auch einige Fischereibiologen in sein Autorenteam aufgenommen hätte. Denn die Fischereibiologen arbeiten seit Jahrzehnten weltweit mit standardisierten Verfahren und informativen Datensätzen und hätten das Autorenteam vor den Fallstricken warnen können, die in den von ihm benutzten Datensätzen lauern.

Die Worm-Studie erscheint uns sehr pauschalierend und plakativ – sowohl in analytischer, prognostischer als auch ökonomischer Hinsicht – und erweckt den Eindruck einer Marketingstrategie für ein bestimmtes Produkt, das verkauft werden soll. Die Darstellung ist dabei offenkundig so angelegt, dass der Eindruck einer repräsentativen und allgemeingültigen, d. h. scheinbar für alle marinen Ökosysteme geltenden und deshalb bisher einmaligen wissenschaftlichen Untersuchung erzeugt werden soll. Dies geschieht durch wissenschaftliche Vereinfachung in methodischer und systemarer Hinsicht sowie durch die Verwendung weltumspannender Daten. Diese wissenschaftliche Vereinfachung mit nicht-repräsentativen Daten führt dabei zu verzerrten bzw. falschen Ergebnissen.

Zu diesen bewussten methodischen Vereinfachungen gehören u. a. das Vorenthalten wichtiger statistischer Details und Kenngrößen wie Varianzen, Fehler, Vertrauens- oder Prognoseintervalle oder die Beschränkung auf zu simple Koeffizienten. Der negative Gesamteindruck wird noch dadurch verstärkt, dass nicht die Verfahren, die üblicherweise für ein Bestands-Assessment herangezogen werden, in die Analyse einbezogen wurden. Worm et al. beschränkten sich auf wenige für die Weltfischerei zudem nicht repräsentative Gebiete, die mit Ausnahme von 3 der insgesamt 11 Gebiete (etwa 75 %) zumeist in eher tropischen Breiten liegen. Dabei wurde die Nordsee als das weltweit am intensivsten genutzte Meeresgebiet nahezu vollständig ausgeklammert. Trotz einer starken Nutzung lässt sich jedoch in der Nordsee hinsichtlich der Fischfauna ein signifikanter Rückgang weder in der Biodiversität (Artenzahl) noch in der Gesamtbestandsbiomasse feststellen, obgleich sich auch hier in den letzten Jahren gewisse Verschiebungen in der artenbezogenen Aufteilung der Biomasse ergeben haben. All



das widerspricht insgesamt den im Artikel genannten Hypothesen von Worm et al. Es wurden zudem durch die unkritische Verwendung von Fangdaten (unbereinigte sowie nicht normierte Anlandedaten, keine verlässlichen Aufwandsdaten) als Index für Bestandsbiomassen Negativtrends in den Bestandentwicklungen in fehlerhafter Weise als Bestandsrückgänge interpretiert. Dabei wurden z. B. die positiven, bestandsschonenden Effekte von Regulierungsmaßnahmen (Quoten, Aufwandsreduktion) sowie Veränderungen in den Marktmechanismen (Nachfrageeffekte) vollständig ignoriert. Dann wurden beim Vergleich von artenreichen mit artenarmen Ökosystemen simple mathematische Artefakte als signifikante Effekte fehlinterpretiert. Ferner wurde an verschiedenen Stellen weder eine dort notwendige Extremwertanalyse durchgeführt noch eine ausreichende wissenschaftliche Diagnostik der Ergebnisse präsentiert. Dann wurden in unzulässiger Weise symmetrische Korrelationen zur Beschreibung von asymmetrischen Kausalzusammenhängen verwendet, deren Größe in den meisten Fällen durch einen einzigen Extremwert getrieben wurden – abgesehen davon, dass die Werte insgesamt relativ niedrig waren. Die Worm'sche Definition des Bestandskollapses basiert ebenfalls in fehlerhafter Weise auf zwei Extremwerten. Die Prognosen wurden in unzulässiger Weise auf der Grundlage von 50 Datenpunkten über einen Zeitraum von mehr als 40 Jahren gemacht, und das ohne Angabe von Prognoseintervallen. Wegen all dieser Mängel sind jedwede Interpretationen, Prognosen und Schlussfolgerungen der Worm'schen Studie nicht zu akzeptieren.

Am Ende geben wir noch zu bedenken: Der „letzte Fisch“ wird kaum gefischt werden. Bei einer zu geringen Bestandsgröße wird die Fischerei eingestellt werden, da sie zu unökonomisch wird. Der nötige Fischereiaufwand wird zu hoch und ebenso der resultierende Verkaufspreis der „letzten Fische“.

Aufgrund heftiger internationaler Kritik an bisher erschienen Myers- und Worm-Artikeln (in „Nature“ und „Science“), die alle in eine ähnliche Richtung tendieren und überwiegend auf unkonstruktive (d. h. ohne Angaben von wissenschaftlich fundierten Lösungswegen) und handwerklich fehlerhafte Weise pauschalierend Umweltschutz fordern, ist auf der Website der University of Hawaii, Pelagic Fisheries Research Program, Joint Institute for Marine & Atmospheric Research, 1000 Pope Rd. MSB 312, Honolulu, HI 96822, USA ein Internet-Forum unter

[www.soest.hawaii.edu/PFRP/large\\_pelagics/large\\_pelagic\\_predators.html](http://www.soest.hawaii.edu/PFRP/large_pelagics/large_pelagic_predators.html)

eingerrichtet worden, von dem man weitere Informationen abrufen kann bzw. über das man sich auch an der Diskussion über die inhaltlichen und methodischen Mängel der bisherigen Artikel beteiligen kann.

## Einleitung

Es ist sicherlich lobenswert, auf das weltweite Problem der Übernutzung der Meere hinzuweisen und die Öffentlichkeit zu warnen. Denn sicherlich ist es richtig, dass die meisten kommerziell genutzten Bestände weltweit zu stark genutzt, d. h. überfischt werden. Dies führt oft dazu, dass die Zielarten der Fischerei in ihrer Abundanz sehr stark zurückgehen, allerdings werden sie allein durch die Fischerei selten ausgerottet (Beispiel: Atlantischer Stör). Tröstlich ist dabei, dass der Artikel richtig wiedergibt, dass sich stark überfischte Bestände erholen können, dass die meisten Schäden reversibel sind und dass Marine Protected Areas (MPAs) sich offenbar als nützliche Schutzmaßnahme erwiesen haben.

Die Erarbeitung wissenschaftlicher Empfehlungen für eine nachhaltige Nutzung von Fischbeständen und für einen schonenden Umgang mit der marinen Umwelt ist seit langem die Hauptaufgabe der Fischereibiologen. Leider waren diese Bemühungen aus vielen Gründen (überwiegend politisch) nicht erfolgreich. Bei aller berechtigter Kritik an dem bisherigen Fischereimanagement sollten aber auch die Meeresbiologen mit dem hehren Ziel,

den Naturschutz im Meer mit ihren Arbeiten zu fördern, dieses in einer wissenschaftlich differenzierten und vor allem korrekten Weise tun, insbesondere bei der Verwendung von Zeitserien und statistischen Methoden. Und genau hier liegt auch der Schwerpunkt unserer Kritik an diesem Artikel.

Es sollte an dieser Stelle auch noch betont werden, dass Boris Worm weder Fischereibiologe noch Statistiker ist und mit den Methoden beider Arbeitsbereiche leider überhaupt nicht vertraut ist, wie sich aus der Arbeit ergibt.

## Probleme mit den verwendeten Daten

### Datenmaterial

Bei näherer Betrachtung der dem Worm-Artikel zugrunde liegenden Datenbasis konnten wir feststellen, dass es sich um eine Meta-Analyse vorwiegend aggregierter Datenbestände, z. B. von der FAO, handelt. Solche sekundären Datenzusammenfassungen bestehen wie in diesem Fall meistens aus einer Vielzahl sehr unterschiedlicher Datenbestände. Meta-Analysen

werden häufig dann durchgeführt, wenn man keine eigenen Datenbestände oder kein ausreichendes eigenes Datenmaterial besitzt. Man verwendet externe Datensätze, deren Qualität man auch nicht kontrollieren bzw. überprüfen konnte. Dabei ergibt sich die Gefahr, dass man inhärente Probleme und Fehler sehr leicht übersieht, weil man das Wissen über die Datenerhebung nicht hat.

Hier sind nun u. a. Fischanlandedaten verwendet worden, um Abschätzungen und Trends von Fischbestandsgrößen aufzuzeigen, und zwar teilweise normiert als Catch-per-Unit-Effort-Daten (CPUE, 9 Datensätze), überwiegend allerdings in einer nicht normierten Form als reine Anlandedaten. Die CPUE-Daten stammen vorwiegend aus Ländern, die keine oder eine nur unzureichende Fischereiaufwandstatistik haben (Afrika, Asien, Karibik). Sie beziehen sich überwiegend auf kleine lokale Bereiche wie Korallenriffe (6) oder Buchten (1). Nur 3 Datensätze beziehen sich auf Bodenfische. Die FAO besitzt überhaupt keine hoch auflösenden, international standardisierten Aufwandsdaten, wie sie z. B. für die Bestandsberechnungen in Nord- und Ostsee von der EU-Kommission den Nationen abgefordert werden und in den Arbeitsgruppen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) verwendet werden. Gute Aufwandsdaten sind für die Standardisierung von Fang- und Anlandedaten und damit für deren Verwendung als Indizes zur Abschätzung von Bestandsgrößen unablässig. Welche Daten- und damit Analyseprobleme ergeben sich nun aus diesen Einschränkungen für die verwendeten Daten?

#### **Falsche Genauigkeit der Daten**

Grundsätzlich weisen die in Meta-Analysen verwendeten Datenreihen folgende Merkmale auf: Heterogenität, Strukturbrüche, Varianzinhomogenitäten, Pseudo- und Multikollinearitäten, Asynchronität sowie unterschiedliche Skalierung und unterschiedlicher Grad der Aggregation. Dies kann zu einer Inflation von Schätz- bzw. Modellfehlern führen sowie zu einer Überbetonung bestimmter Effekte durch zufällig korrelierte Zeitreihen oder (Zeit-)Bereiche, weil Prozesse häufig saisonal sind und es dadurch zu zufälligen Korrespondenzen kommt.

Ein weiteres generelles Problem bei aggregierten Daten ist, dass die geschätzten Varianzen künstlich geringer gehalten werden als bei nicht aggregierten Daten. Das führt zu einer Unterschätzung von Schätzfehlern, damit zu einer Überschätzung der Genauigkeit von Modellen und in der Summe zu verkehrten Vertrauens- und Prognoseintervallen, deren hohe Qualität für zuverlässige Vorhersagen unablässig ist. Anders ausgedrückt, wenn man statt Einzelwerten Jahresmittelwerte verwendet, um einen linearen Trend aufzuzeigen und deshalb eine Gerade durch diesen Punktehaufen aus

Mittelwerten lege, so ist die Streuung der Mittelwerte um diese Gerade erheblich geringer als wenn ich das gleiche mit Einzelwerten mache. Das gaukelt eine falsche Genauigkeit vor und ist in der Analyse von Worm und Kollegen gemacht worden.

#### **Rückschlüsse auf Bestandsgrößen**

Weder Anlandungen noch Fänge können für eine Abschätzung der Bestandsgröße verwendet werden, weil man nicht weiß, ob sich die Abnahme der Fänge oder der Anlandungen einer Art aus der Abnahme der Bestandsgröße ergibt oder aus einer Abnahme des Fischereiaufwandes, die durch Veränderungen am Markt (z. B. Preise) oder durch Kontrollmaßnahmen (Quoten, Aufwandmanagement) hervorgerufen sein kann. Im Gegensatz zu Fängen berücksichtigen Anlandungen außerdem weder Beifang, Discards noch Highgrading und geben schon deshalb kein repräsentatives Bild des tatsächlichen Fanges.

Die Aussage in dem Artikel, dass die Fischer zwischen den Zielarten hin- und herwechseln können, trifft nur begrenzt zu. So wird in der EU im Rahmen der Flottenreduzierungen (Mehrjährige Ausrichtungsprogramme) seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts durch die Festlegung der Fahrzeuge in Flottensegmenten ein Wechsel weitgehend unterbunden, da die genutzten Fischbestände an die Segmente (Flotten, «Métiers») gekoppelt sind und damit an die zu diesen Flottensegmenten gehörigen Schiffe. Dies wird über Schiffslizenzen geregelt und ist im Schiffsregister festgehalten.

#### **Vorsicht bei der Verwendung von Aufwandsdaten**

Außerdem hat man erkannt, dass sogar normierte kommerzielle Fangdaten, sogenannte Einheitsfänge (CPUE) kommerzieller Fahrzeuge, sich nur bedingt als Index für die Abschätzung der Dichte und damit der Bestandsgröße eignen. Der effektive Aufwand verändert sich kontinuierlich und ist nicht einfach anhand einer Normierung mit der Einsatzzeit des Fanggerätes zu ermitteln; so beeinflussen z. B. Schiffstyp, die Effizienz des Fanggeschirrs (Typ, Design, Größe, Farbe, Material) und die Erfahrung der Fischer (Position, Handling, etc.) den Fangerfolg. Auch haben biologische Faktoren wie Größen- und Artenzusammensetzung, altersbedingte Verhaltensänderungen und Änderungen im Verbreitungsmuster (Klima, Saisonalität) der Arten einen Einfluss auf den Fang.

Bei Forschungsfängen dagegen ist der Aufwand weitestgehend normiert. Durch das Sampling Design (z. B. Randomisierung) in Verbindung mit einem Höchstmaß an Standardisierung von Fang- und Auswertungsverfahren wird eine Vergleichbarkeit für die Schiffe und Gebiete sichergestellt und damit eine Vergleichbarkeit der berechneten Individuendichten (Abundanz). Außerdem werden erheblich kleinere

Maschenweiten als in der kommerziellen Fischerei benutzt, um auf diese Weise den Gesamtbestand (Alters- und Längenverteilung) zu erfassen. Das soll bewirken, dass man ein möglichst repräsentatives Bild vom Status des Gesamtbestandes erhält (einschließlich Rekruten), um daraus die Dynamik der Population ableiten zu können (u. a. für Prognosen).

Für CPUE-Berechnungen mit dem Ziel, ein Maß für die Bestandsbiomasse zu erhalten, sollten daher kommerzielle Fangraten nach Möglichkeit nicht als alleinige Datenquelle verwendet werden, im Idealfall sollten sie mit Forschungsfängen abgeglichen werden. Letzteres wird bei den Bestandsberechnungen deshalb auch auf professioneller internationaler Ebene beim ICES oder der NAFO gemacht.

#### Weitere Einwände

Bei den internationalen Bestandsberechnungen wird außerdem zwischen natürlichen und fischereilichen Effekten der Bestandsabnahme unterschieden; eine Trennung die notwendig ist, weil nur die fischereilichen Effekte kontrolliert werden können. In der Worm-Studie wird diese Trennung nicht gemacht oder ist nicht sichtbar.

Historische Daten von vor 1000 bis 500 Jahren sind hinsichtlich dieser Fragestellungen kaum verwertbar. Zu dieser Zeit bestand kaum Artenkenntnis, es sind außerdem Strukturbrüche durch Zwischeneiszeiten zu verzeichnen und die Erkenntnis und das Wissen sind erst im letzten Jahrhundert exponentiell angestiegen.

### Probleme der verwendeten Methoden

#### Schwache Korrelationen

Der Hauptteil der Meta-Analyse ist rein korrelativ (symmetrisch) orientiert, und macht deshalb nicht den Versuch, kausale (asymmetrische) Wirkmechanismen abzuleiten. Die symmetrischen Korrelationen sind dabei äußerst schwach, die, wie z. B. aus Abbildung 3C–H (in Worm et al.) ersichtlich, zumeist durch einen einzigen Extremwert dominiert werden, der die ansonsten eher runde als ellipsoide Wolke streckt. Diese Extremwerte deuten auf Ausreißer hin, deren Ursache häufig in der Verwendung heterogenen, asynchronen Datenmaterials liegt. Die übliche wissenschaftlich-diagnostische Praxis, den Datensatz auf der Grundlage einer kritischen Extremwertanalyse von Ausreißern zu bereinigen bevor sich weitere Analysen anschließen, ist hier offenbar nicht angewendet worden.

Hinzu kommt, dass die Korrelationen zwar signifikant sind, sie erklären aber nur wenig von der Variabilität. Bei „Large Marine Ecosystems“ (LME) schwankt dieser Anteil zwischen 9 und 30 %; eine Ausnahme bildet Abbildung 3 H mit  $r = 0,73$  gleich 50 % erklärter Varianz. Es ist daher anzunehmen, dass zahlreiche andere, in

der Studie nicht berücksichtigte Faktoren ebenfalls mit einbezogen werden müssen, wenn man eine fundierte Kausal-Aussage machen möchte.

Weiterhin erkennt man in diesen Plots und noch deutlicher in den Residuen Heteroskedastizität (Varianzhomogenität) und Nicht-Normalität; beides Merkmale, die die Verwendung des zugrunde liegenden Regressionsmodells ausschließen.

#### Vergleich von Prozentwerten

Die beiden Funktionsgraphiken in Abbildung 3a (in Worm et al.), die Low-diversity-Regionen mit High-diversity-Regionen prozentual vergleichen, geben ein simples mathematisches Artefakt wieder: der prozentuale Anteil des Artenverlusts sinkt aus rein mathematischen Gründen in Low-diversity-Regionen schneller als in High-diversity-Regionen, und zwar unabhängig von irgendeinem biologischen oder biologisch induzierten Puffereffekt. Ein simples Beispiel mag dies deutlich machen: Nehmen wir an, wir haben ein System mit 12 Arten als High-diversity-System und eines mit 4 Arten als Low-diversity-System. Aus beiden Systemen verschwinden absolut gesehen nun zwei Arten; dann sind das im ersten Fall  $2/12 = 1/6 = 0.167$  (gerundet) also 16.7 %. Im zweiten Fall sind das  $2/4 = 1/2 = 0.5$  also 50 %. Danach wäre die Abnahme im zweiten Fall nach Prozentpunkten fast dreimal so groß - also dramatisch. Dies ist natürlich eine verzerrte Sichtweise.

Außerdem existieren solche Low-diversity-Regionen vor allem in borealen Breiten, in denen die dominanten Arten hohe Fluktuationen in der Nachkommenschaft aufweisen. Dies ist eine Anpassung an die hier vorherrschenden sehr variablen Lebensbereiche. Hohe Fluktuationen bedeuten aber gleichzeitig auch große Schwankungen mit Extremwerten.

Die Bewertung der Bestände in „kollabiert“ und „nicht kollabiert“, wie er in der Studie gebraucht wird, ist gleichzeitig sehr „ausreißerabhängig“ (s. u. Schellfisch Nordsee) und führt zu weiteren Verzerrungen bei Vergleichen mit den High-diversity-Regionen, in denen andere Strategien vorherrschen. Gerade in den High-diversity-Regionen ist bekanntermaßen eine geringe Adaptierfähigkeit von Arten aufgrund der Anpassung über Millionen von Jahren gegeben. Eine Störung des Systems wird hier wegen der relativ geringen Reaktionsfähigkeit auf Bestandesebene schlecht verarbeitet, so dass ein solches scheinbar stabiles System leicht kippen kann.

#### Die Definition des Kollapses

Die Worm'sche Interpretation des Kollapses ist sehr mechanistisch (aktuelle Anlandung weniger als 10 % des Maximalwertes innerhalb der letzten 50 Jahre) und entbehrt jeder sinnvollen, auf dem Vorsorgeansatz beruhenden und international anerkannten Definition.

Diese bezieht vernünftigerweise biologisch relevante Informationen wie Angaben zur Rekrutierung und die Größe der Laicherbestandsbiomasse mit ein und berücksichtigt den Grad der Unsicherheit in den Daten. Der prozentuale Bezug auf den retrospektiv festgestellten maximalen Anlandewert ist wegen großer Fluktuationen in den Beständen gerade borealer Arten (r-Strategen) stark extremwert- bzw. ausreißerabhängig. Boreale Bestände werden manchmal nur durch einen einzigen Jahrgang getragen (Stöcker, Jahrgang 1982) und deshalb ist eine sehr schnelle Erholung möglich (hohes Regenerationspotential). Durch anschließende schlechte natürliche Bedingungen und trotz nachhaltiger Bewirtschaftung kann dieser Bestand aber soweit abnehmen, dass seine Größe relativ zum Extremwert unter 10 % sinken kann. Der Bestand ist trotzdem nicht kollabiert, da er sich schnell erholen kann (siehe unten am Beispiel des Nordsee Schellfisch).

Zudem demonstriert diese Strategie der borealen Gebiete (Low-diversity-Region) genau das Gegenteil dessen, was Worm et al. aussagen. Da diese Bestände gut angepasst sind an hohe Variabilitäten in einer borealen Umwelt, ist der Worm'sche implizite Maßstab der „Stabilität“ überhaupt nicht anwendbar. Bezogen auf kurze Zeiträume müssen boreale Arten nicht stabil sein, sie sind es aber auf lange Sicht. Auf der Grundlage dieser Erkenntnis müssen dann andere Methoden der Kollaps-Definition Anwendung finden, z. B. auf der Basis von Quantilen (10 % oder 20 %), da diese Verfahren von einem langfristigen Erwartungswert ausgehen und ihre Konstruktion auch aus statistischer Sicht wissenschaftlich vernünftig ist.

### Prognosezeitraum

Statistisch gesehen ist eine Prognose über einen Zeitraum von 42 Jahren auf der Basis von Daten über nur etwa 50 Jahren wissenschaftlich unzulässig. Die Vermeidung eines derartigen Missverhältnisses zwischen Daten- und Prognosezeitraum gehört zum Grundwissen eines jeden, der sich mit Zeitreihenmodellen und -analysen sachverständig beschäftigt. Die Ergebnisse sind zudem ohne Angaben von Fehlern und Prognoseintervallen, sowie ohne wissenschaftliche Diagnostik der Modellannahmen des zur Prognose verwendeten linearisierten Modellansatzes präsentiert worden. Gerade bei Zeitreihen ist das äußerst wichtig. Wichtige hier außer acht gelassene Aspekte sind Datenskalierung und Datenlücken, Kreuzkorrelationen und Interventionen, Rückkopplungseffekte, Heterogenität, Autokorrelation, mögliche Strukturbrüche und Verteilungsfragen. Normalerweise leistet sich kein gutes wissenschaftliches Journal die Präsentation solcher Ergebnisse ohne ausreichende Diagnostik (u. a. in Form einer Residuenanalyse). Der angegebene Korrelationskoeffizient von 96 % ist per Definition bei einer Funktion, wie sie hier verwendet wurde, als Erklärungsgröße nicht nur nicht zulässig, sondern würde nicht einmal bei einer rein

linearen Funktion ausreichen. Verwunderlich ist, dass das Wissenschaftsmagazin Science dies in diesem Fall so akzeptiert hat. Allein aufgrund der Kürze der Datenreihen ist bei einem Prognosezeitraum von 42 Jahren wegen des konischen Verlaufs zu erwarten, dass die Prognoseintervalle so groß sind, dass sich die Prognose in einer Bandbreite zwischen „Überfluss“ an Fisch und „Aussterben“ aller Arten bewegen wird. Um es vorsichtig so auszudrücken: Der berechnete Erwartungswert von 0 („Null“) Fisch in etwa 42 Jahren ist nur einer von vielen möglichen Ergebniswerten.

### Beispiel Nordsee

Am Beispiel der Nordsee wollen wir aufzeigen, dass die Prognosen der Worm-Studie für dieses Gebiet und seine Fischbestände nicht zutrifft, obwohl die Nordsee eines der am stärksten befischten Meeresgebiete der Welt ist, bei dem die Mehrzahl der Fischbestände infolge eines gescheiterten Bestandsmanagements weit von einer nachhaltigen Nutzung entfernt ist. Weiterhin lässt sich an einigen Beispielen zeigen, dass die verwendeten Kriterien zur Beurteilung der Bestandsentwicklung nicht realistisch sind.

### Bestandskollaps?

Nehmen wir an, dass in einem Gebiet wie der Nordsee die Fischerei auf die 10 wichtigsten Bestände sehr vorsichtig und nachhaltig nach dem Prinzip des *Maximum Sustainable Yield* (MSY) bewirtschaftet werden. Es ist trotzdem unrealistisch anzunehmen, dass alle Bestände auf ihrem bis dato höchsten Bestandslevel gleichzeitig bewirtschaftet werden können. Trotz der sehr konservativen Nutzung werden sie in ihrer Bestandsstärke stark schwanken und es ist nicht auszuschließen, dass einige sogar in den Zustand des von Worm et al. definierten Kollapses geraten. Aber selbst dann haben sie das Potential, sich relativ kurzfristig zu erholen, wenn die Umweltbedingungen es zulassen und die Fischerei gering gehalten wird. Ein gutes Beispiel dafür ist der Schellfischbestand, der in der Nordsee extrem starke Jahrgänge produzieren kann. So hat ein Jahrgang Mitte der 60er Jahre die Gesamtbiomasse von ca. 1 Mio. t auf den Höchstwert von fast 7 Mio. t anwachsen lassen und die Anlandungen im Jahre 1963 von 69 000 t auf den bisherigen Maximalwert von 525 000 t in 1970. Gemessen an diesen Extremwerten wäre der Bestand nach Definition von Worm et al. im Jahre 1991 mit Anlandungen von 49 000 t kollabiert. Anschließend hat der Bestand zeitweise wieder eine Gesamtbiomasse von über 3 Mio. t erreicht und die zeitweise hohen erlaubten Gesamtfangmengen (TAC) wurden nicht ausgefischt (Beispiel 2002: TAC = 110 300 t, Anlandungen = 58 300 t; siehe Abbildung 1).

Selbst bei dem zurzeit sehr schwachen Kabeljaubestand erscheint die maximale Anlandung als Referenzwert wenig geeignet. Vergleicht man die Anlandungen der letzten

100 Jahre (Abbildung 2), dann wird deutlich, dass die Siebziger- und Achtzigerjahre mit einem ungewöhnlichen Anstieg der Kabeljauanlandungen (*Gadoid outburst*) eher den Ausnahmezustand darstellen, denn in der ersten Hälfte des Jahrhunderts waren die Anlandungen im Mittel (Weltkriege ausgeschlossen) halb so groß. Und das ist kein Effekt des geringeren Fischereiaufwandes, denn schon zu Beginn des letzten Jahrhunderts wurden die Bestände als überfischt angesehen – der Hauptgrund für die Gründung des ICES im Jahre 1902.

#### Anlandung als Bezugsmaß für Bestandsgröße

Aus den Schellfisch- und Hering-Grafiken (Abbildung 1 und 3) ist zu entnehmen, wie gerade in den letzten Jahren die Anlandungen und die Gesamtbestandsentwicklung bzw. Laicherbestandsbiomasse auseinander gehen. Beim Schellfisch ist der starke Jahrgang 1999 in

den Anlandungen kaum wieder zu finden. Dieser Jahrgang wurde zwar von den schottischen Fischern gefangen, aber in den ersten Jahren fast vollständig als Discard wieder über Bord gegeben, obwohl er nach 2 Jahren die Mindestanlandelänge erreicht hatte. In einem Jahr wurden geschätzte 60 000 t marktfähiger Schellfisch wieder über Bord gegeben, weil die Fischer ihren Nordseeschellfisch nicht verkaufen konnten. Nach unseren Kenntnissen hat sich die britische fischverarbeitende Industrie den Schellfisch von den färöischen und norwegischen Fischern besorgt, da er dort größer und billiger war.

Ein weiteres Beispiel, dass nicht die Bestandsgröße, sondern der Markt die Anlandemengen bestimmen kann, ist der Seelachsbestand in der Nordsee (Abbildung 4). Seit 1990 verzeichnen wir eine Zunahme sowohl in der Gesamtbestands- als auch in

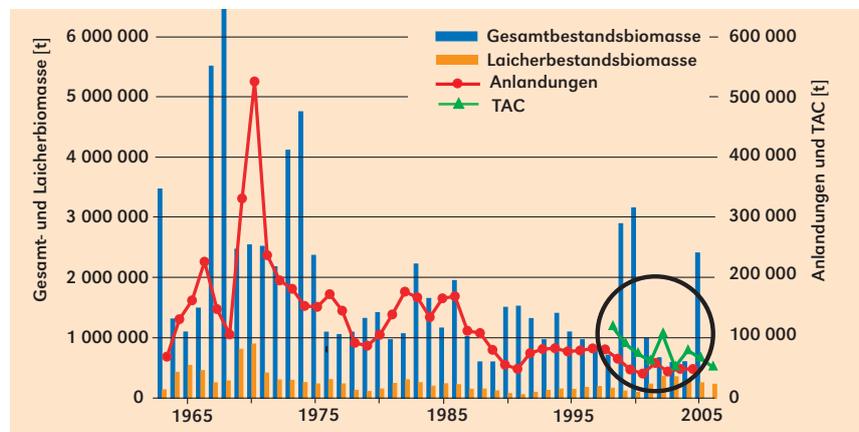


Abbildung 1: Nordsee-Schellfischbestand: Entwicklung von Gesamtbestandsbiomasse, Laicherbestandsbiomasse, offiziellen Anlandungen und erlaubtem Gesamtfang (TAC) (Daten: ICES CM 2006/ACFM 09).

Figure 1: Stock of North Sea haddock: Development total stock biomass, spawning stock biomass, official landings and total allowable catch (TAC) (Data: ICES CM 2006/ACFM 09).

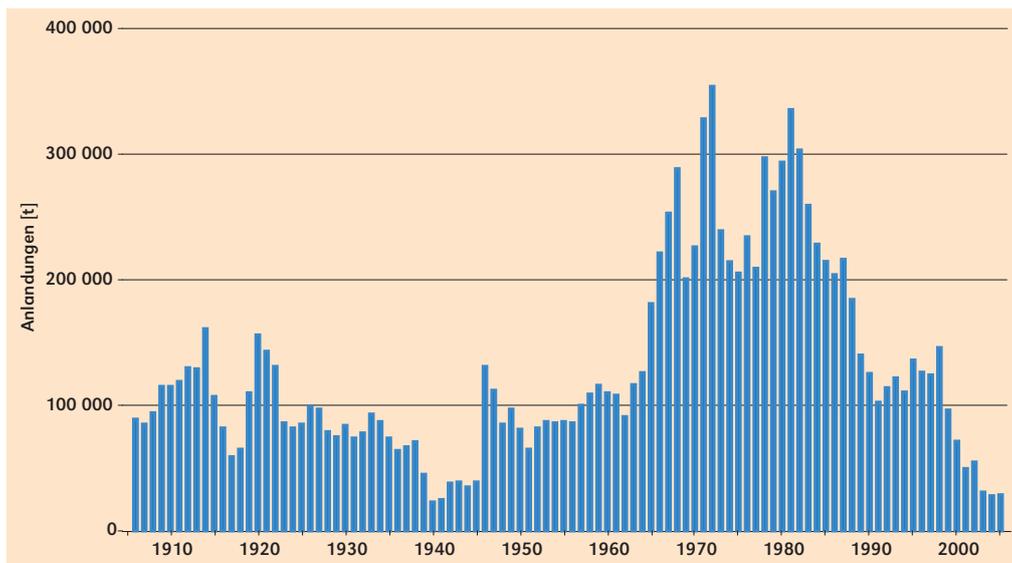


Abbildung 2: Nordsee-Kabeljaubestand: Offizielle Anlandungen innerhalb der letzten 100 Jahre aus dem ICES-Gebiet IV (inkl. Kattegat und östlicher Engl. Kanal ab 1963) (Daten: ICES Bulletin Statistique und ICES CM 2006/ACFM 09).

Figure 2: Stock of North Sea cod: Official landings within the last 100 years in ICES division IV (incl. Kattegat, and eastern English Channel, since 1963) (Data: ICES Bulletin Statistique und ICES CM 2006/ACFM 09).

der Laicherbestandsbiomasse. Die Anlandungen sind aber nicht angestiegen, obwohl TAC und Quoten auch angehoben wurden. Die über die letzten 15 Jahre mehr oder weniger konstanten Anlandungen sind darauf zurückzuführen, dass der Markt den Seelachs nicht aufgenommen hat und die Fischer ihre Quote daher nicht ausgefischt haben.

### Hypothese

*Die Fischerei bewirkt eine Abnahme der Biodiversität (Artenzahl) mit dem Ergebnis leergefischter Meere.*

Diese Kausalität mag für Korallenmeere und tropische Gebiete zutreffend sein, aber nicht für boreale Meere.

Die von der Fischerei stark genutzte Nordsee ist auch dafür ein gutes Beispiel. 25 bis 30 Fischarten sind ausgesprochen zahlreich in der Nordsee, und ungefähr 5 % (n = 11) der nachgewiesenen Arten teilen 65 bis 70 % der geschätzten Fischbiomasse unter sich auf (Sparholt 1990). Die Gesamtbio­masse der über den Zeitraum der letzten 35 Jahre aufsummierten Biomassen der Bestände von Kabeljau, Schellfisch, Seelachs, Scholle, Seezunge, Hering und Spotte zeigt keinen abnehmenden Trend trotz erheblicher Variation zwischen 2,5 und fast 8 Mio. Tonnen (Abbildung 5). Es konnten nur diese 7 Arten betrachtet werden, da für weitere genutzte Fischarten numerische Bestandsmodellierungen (Voraussetzung für Bestimmung der Gesamtbestandsbiomasse) über diesen Zeitraum nicht verfügbar sind.

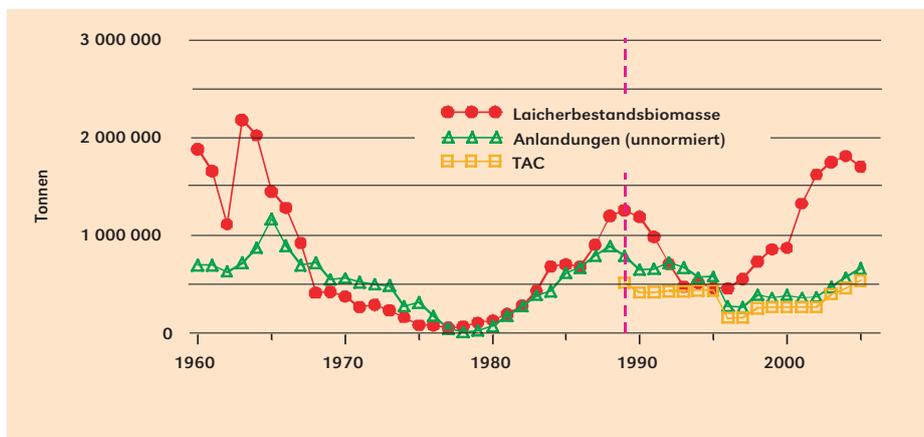


Abbildung 3: Nordsee-Heringsbestand. Entwicklung der Laicherbestandsbiomasse, der Anlandungen und der erlaubten Gesamtfangmenge (TAC) seit 1960 (Daten: ICES CM 2006/ACFM 20).

Figure 3: Stock of North Sea herring: Development spawning stock biomass, landings and total allowable catch (TAC) since 1960 (Data: ICES CM 2006/ACFM 20).

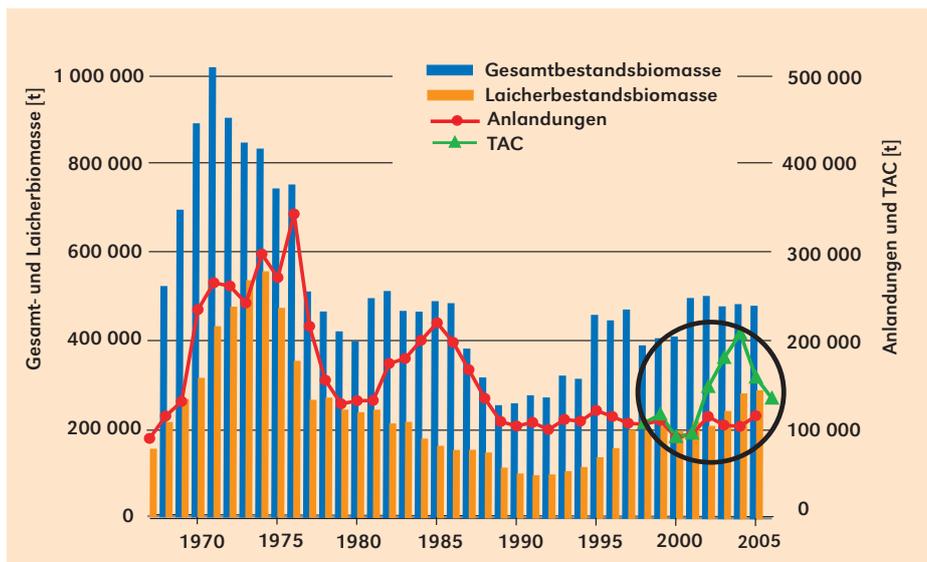


Abbildung 4: Nordsee-Seelachsbestand: Entwicklung von Gesamtbestandsbiomasse, Laicherbestandsbiomasse, Anlandungen und erlaubtem Gesamtfang (TAC) (Daten: ICES CM 2006/ACFM 09).

Figure 4: Stock of North Sea saithe: Development total stock biomass, spawning stock biomass, landings and total allowable catch (TAC) (Data: ICES CM 2006/ACFM 09).

Unterstützt wird dieser Befund durch die Auswertung eines wissenschaftlichen Surveys, auf dem seit 1987 auf zuerst 4 und später 8 über die Nordsee verteilten Dauerbeobachtungsgebieten (Boxen) die „*trawlable biomass*“ (fangbare Gesamtfischbiomasse) mit dem Standardnetz erfasst wurde. Auch in diesen beiden Datensätzen sind die Schwankungen erheblich, ein abnehmender Trend ist aber auch hier nicht zu beobachten (Abbildung 6). Die Bestände der wertvolleren Fischarten wie Kabeljau, Seezunge und Scholle sind zwar schlecht bewirtschaftet, sie sind überfischt und würden bei geringerer Befischung schon mittelfris-

tig einen höheren Ertrag liefern. Gleichzeitig haben aber andere Bestände zugenommen und auch die Beifangarten, von denen man früher angenommen hatte, dass sie in ihrer Abundanz wegen der starken Befischung abnehmen, zeigen nach Auswertung der Langzeitdatensätze überwiegend eine Zunahme (Beispiele: Kliesche, Zwergzunge, Lammzunge). Da es auch keinen wissenschaftlich fundierten Hinweis darauf gibt, dass die Fischartenzahl in der Nordsee über die letzten Jahrzehnte abgenommen hat, ist die von Worm et al. gemachte Aussage für die Nordsee nicht zutreffend.

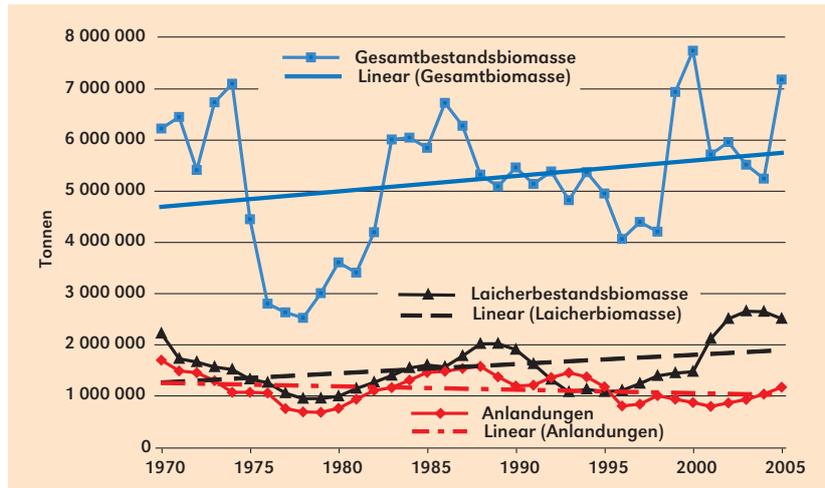


Abbildung 5: Nordsee: Entwicklung der über 7 Nordseebestände (Sprotte, Hering, Kabeljau, Schellfisch, Seelachs, Scholle, Seezunge) aufsummierten Gesamtbestandsbiomassen, Laicherbestandsbiomassen und Anlandungen (Daten: ICES CM 2006/ACFM 09; ICES CM 2006/ACFM 20).

Figure 5: North Sea: Development of accumulated total stock biomasses, spawning stock biomass and landings of 7 species (Sprat, herring, cod, haddock, saithe, plaice, sole) (Data: ICES CM 2006/ACFM 09; ICES CM 2006/ACFM 20).

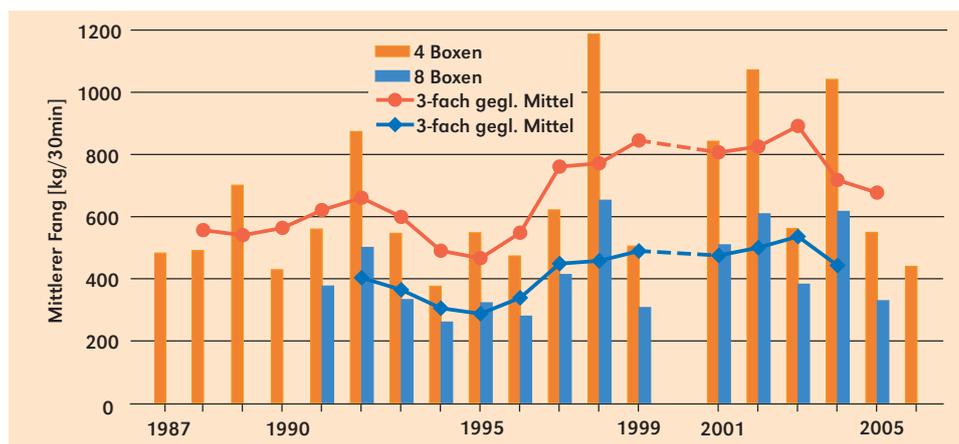


Abbildung 6: Entwicklung des mittleren Fanges (kg/30 min) in 4 bzw. 8 Boxen als Index für die fangbare Fischbiomasse in der Nordsee von 1987 bis 2006 (3-fach geglättet).

Figure 6: Development of average catch (kg/30 min) in 4 resp. 8 boxes as index of the trawlable fish biomass in the North Sea from 1987 to 2006 (3-times running mean).

## Zitierte Literatur

Sparholt, H.: 1990. An estimate of the total biomass of fish in the North Sea. *J. Cons. int. Explor. Mer* 46: 200–210.

Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, J. E.; Folke, C.;

Halpern, B. S.; Jackson, J. B. C.; Lotze, H. K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K. A.; Stachowicz, J. J.; Reg Watson, R., 2006: Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314: 787-790 [DOI: 10.1126/science.1132294].