

Auswirkungen populationsdynamischer Veränderungen in Fischbeständen auf die Fischereiwirtschaft in der Barentssee

PETER MICHAEL LINK¹⁾

Abstract

A bioeconomic simulation model is presented which is used to assess the consequences of a reduction of the intrinsic growth rate or the environmental carrying capacity of important fish stocks in the Barents Sea. The model considers the two interacting fish species cod (*Gadus morhua*) and capelin (*Mallotus villosus*) and three competing fisheries, the cod fisheries by trawlers and smaller coastal vessels as well as the purse seine fishery of capelin. All simulations cover a time period of 100 years. In each scenario, the population dynamics of the fish species are changed by an external reduction of the intrinsic growth rates and/or the carrying capacities in year 50. The stock sizes and landings of fish are calculated for each fishing period and the net present value of profits over a 15-year time period following the change in population dynamics are determined. Results show that a reduced growth rate or carrying capacity both lead to lower stock levels and consequently to smaller catch sizes in the long run. However, the short term economic impact on the fisheries is not very pronounced. A higher fishing activity in the first few years after the change in population dynamics might even lead to an increase of the returns from fishing in some cases, masking the apparent negative long-term impact on the fisheries that results from impaired stock dynamics.

Zusammenfassung

Anhand eines bioökonomischen Simulationsmodells sollen die Auswirkungen von Änderungen der intrinsischen Wachstumsrate bzw. der ökologischen Tragfähigkeit wichtiger Fischbestände in der Barentssee untersucht werden. Im Modell werden exemplarisch die Bestände von Kabeljau (*Gadus morhua*) und Lodde (*Mallotus villosus*) berücksichtigt, zwischen denen eine Räuber-Beute-Beziehung besteht. Betrachtet werden drei miteinander konkurrierende Fischereiflotten: die Trawlfischerei und die küstennahe Fischerei von Kabeljau sowie die Ringwadenfischerei von Lodde. Jeweils über einen Zeitraum von 100 Jahren werden verschiedene Szenarien berechnet, bei denen die Populationsdynamik der Fischbestände durch eine vorgegebene Verringerung der intrinsischen Wachstumsraten bzw. der ökologischen Tragfähigkeiten verändert wird. Die Bestandsgrößen und Fangmengen beider Fischarten müssen für jede Fangperiode im simulierten Zeitraum berechnet werden. Außerdem wird der Gegenwartswert der Gewinne aus der Fischerei in dem Zeitraum von 15 Jahren nach dem Eintreten der Veränderung der Populationsdynamik bestimmt. Die Ergebnisse, die sich aus den Vergleichen der Szenarien ergeben, zeigen, dass sowohl eine geringere intrinsische Wachstumsrate als auch eine kleinere ökologische Tragfähigkeit zu einer Abnahme der Fischbestände und demzufolge langfristig zu geringeren Fangmengen führt. Kurzfristig allerdings sind die wirtschaftlichen Konsequenzen recht gering. Durch eine Erhöhung des Fischereiaufwands in den ersten Jahren nach der Veränderung der Populationsdynamik kann es in einigen Fällen sogar zu einer Erhöhung der Erträge aus der Fischerei kommen. Dadurch werden die langfristig zu erwartenden negativen Auswirkungen, die durch die beeinträchtigte Bestandsdynamik hervorgerufen werden, verschleiert.

¹⁾ Peter Michael Link, Forschungsstelle Nachhaltige Umweltentwicklung, Universität Hamburg, Troplowitzstraße 7, D-22529 Hamburg
e-mail: link@dkrz.de

1. Ursachen für populationsdynamische Veränderungen

Die Verbreitung und die Größe von Fischbeständen sind immer abhängig von den vorherrschenden hydrographischen Bedingungen, da vor allem Temperatur, Salz- und Sauerstoffgehalt großen Einfluß auf das Überleben bzw. den Reproduktionserfolg mariner Organismen haben. Veränderungen dieser Größen können verheerende Auswirkungen auf Fischbestände bis hin zu deren Zusammenbruch haben, insbesondere wenn diese nicht nur natürlichen, sondern auch anthropogenen Einflüssen ausgesetzt sind. Dadurch ist es für die Untersuchung der Populationsdynamik von Fischbeständen unerlässlich, das vorherrschende Klima in der zu betrachtenden Region bzw. dessen Veränderung zu berücksichtigen.

Die klimatischen Bedingungen im nordatlantischen Raum und im Nordwesten Europas sowie die Hydrographie im Nordatlantik bis in die Barentssee sind wesentlich durch die thermohaline Zirkulation im Atlantischen Ozean beeinflusst. Große Mengen von Wärme werden durch die oberflächennahe Strömung im Atlantischen Ozean aus den Tropen in

höhere Breiten transportiert. Somit ist die mittlere Temperatur im Nordwesten Europas, z.B. in Skandinavien, um mehr als 10°C höher als die durchschnittliche globale mittlere Temperatur dieser geographischen Breite (RAHMSTORF & GANOPOLSKI, 1999).

Eine anhaltende globale Erwärmung der Erdatmosphäre aufgrund anthropogener Emissionen von Treibhausgasen kann dazu führen, dass durch höhere Niederschläge über dem Nordatlantik sowie dem Abschmelzen arktischen Eises der Süßwasserzufluß in den Nordatlantik erhöht wird. Dies hat eine Stabilisierung der Schichtung des Ozeans zur Folge, wodurch die Tiefenwasserbildung im Nordatlantik, die für das globale Strömungssystem in den Ozeanen von grundlegender Bedeutung ist, eingeschränkt wird. Reduziert sich die Tiefenwasserbildung stark genug, kann es sogar zum Zusammenbruch des gesamten Strömungssystems im Nordatlantik kommen. Dabei sind die Konsequenzen einer solchen Änderung in den Strömungsverhältnissen im Ozean äußerst vielfältig. So gehen die mittlere Temperatur in der Atmosphäre und die

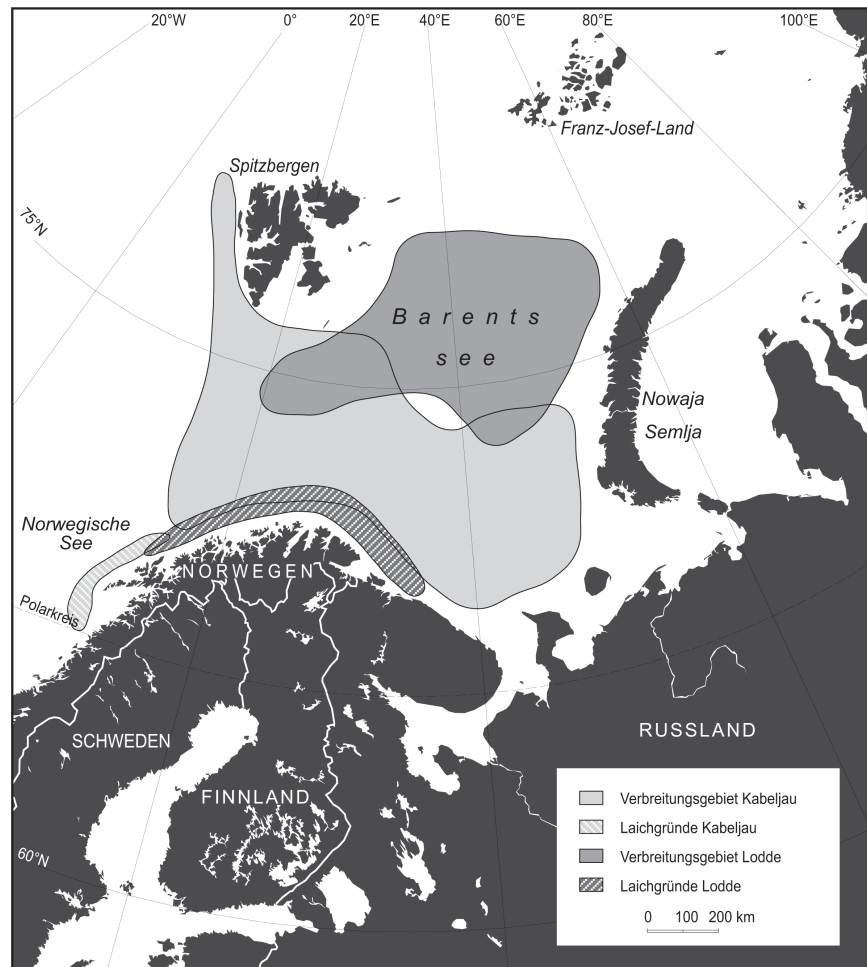


Abb. 1: Verbreitungsgebiete von Kabeljau und Lodde in der Barentssee (verändert nach UNEP GRID-ARENDAL, 1998).

Niederschlagsmenge im Nordwesten Europas zurück. Im Ozean wird durch die Abkühlung der Oberflächentemperatur die Menge von vorhandenem Plankton verändert, welches die Nahrungsgrundlage für viele Fischarten ist. Außerdem können die Laichbedingungen beeinträchtigt werden.

Die durch eine solche Veränderung bedingte Verkleinerung der Fischbestände wirkt sich zwangsläufig auch auf die Fischereiwirtschaft im Nordatlantischen Raum aus. Die möglichen wirtschaftlichen Nachteile sollen in dieser Studie mit Hilfe eines bioökonomischen Modells untersucht werden. Dabei wird exemplarisch die Fischerei von Kabeljau (*Gadus morhua*) und Lodde (*Mallotus villosus*)

in der Barentssee durch norwegische und russische Fischer betrachtet. Die Auswahl von Kabeljau bietet sich an, da die Kabeljaufischerei große wirtschaftliche Bedeutung besitzt. Lodde ist im Modell berücksichtigt, da sie Hauptbeute von Kabeljau ist und sich Änderungen im Bestand von Lodde somit auch auf den Kabeljaubestand auswirken.

Nachfolgend wird die derzeitige Situation der Fischerei von Kabeljau und Lodde in der Barentssee betrachtet und auf die Grundlagen der bioökonomischen Modellierung des Fischereiwesens eingegangen. Anschließend werden das Modell und erste Ergebnisse von Simulationen mit dem Modell präsentiert und diskutiert.

2. Die Fischerei von Kabeljau und Lodde in der Barentssee

Die Barentssee ist ein 1,405 Millionen Quadratkilometer großes Seegebiet (Abb. 1) zwischen der Küste Nordnorwegens, Spitzbergens, Nowaja Semlja und der Murmanküste (EIDE & FLAATEN, 1992). Der südwestliche Teil der Barentssee bleibt ganzjährig eisfrei. Lediglich der nördliche und östliche Teil sind während der Wintermonate zugefroren. Die Barentssee ist Lebensraum für 145 Arten Zooplankton (ZENKEVITCH, 1963).

Es sind 114 bekannte Fischarten in der Barentssee zu finden. Die ökonomisch wichtigsten Fischbestände sind die der Dorsche (12 Arten) und der Flundern (11 Arten); Hering (*Clupea harengus*) und Lodde sind die beiden zooplanktonfressenden Arten mit der größten Bedeutung. Andere Fischarten in der Barentssee, die kommerziell befischt werden aber eine geringere Bedeutung haben, sind Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) und Seelachs (*Pollachius virens*).

2.1 Die Kabeljaufischerei

Der wertvollste Fischbestand in der Barentssee ist zweifelsohne der arktisch-norwegische Kabeljau. Er gehört zur Familie der atlantischen Dorsche und zählt zu den weltweit wichtigsten kommerziell genutzten Fischarten (SUMAILA, 1995). Die Nahrung des Kabeljaus besteht hauptsächlich aus Hering, Lodde, Schellfisch und Jungtieren der eigenen Spezies (MEHL, 1989). Der arktisch-norwegische Kabeljau besiedelt weite Teile der Barentssee. Sein Hauptverbreitungsgebiet ist die zentrale und südliche Barentssee. Dagegen sind die Laichgründe des Kabeljaus räumlich stark begrenzt. Er laicht im März und April vor der norwegischen Küste in der Nähe der Lofoten (Abb. 1).

Untersuchungen des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) zur Entwicklung des Kabeljaubestands in der Barentssee gibt es schon seit mehreren Jahrzehnten. Abschätzungen der

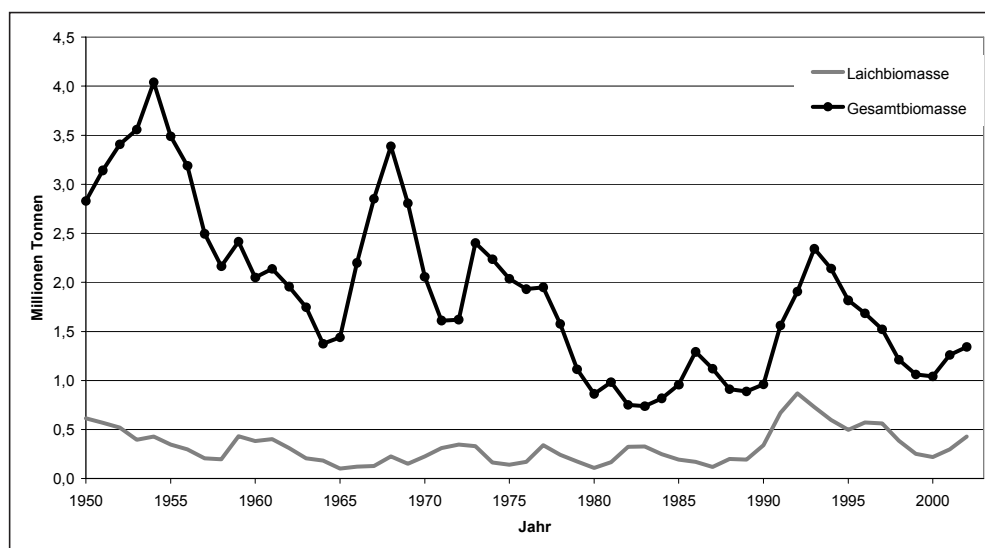


Abb. 2: Gesamtbiomasse und Laichbiomasse des arktisch-norwegischen Kabeljaus (ANON., 2003).

vorhandenen Gesamtbiomasse anhand von virtuellen Populationsanalysen lassen Rückschlüsse auf die Bestandsgröße bis in die 50er Jahre des 20. Jahrhunderts zu (ANON., 1992). Dabei ist die Größe des Gesamtbestands deutlichen Schwankungen unterworfen, die vor allem auf den unterschiedlichen Rekrutierungserfolg zurückzuführen sind (Abb. 2).

Insgesamt war der Trend bei der Gesamtbiomasse von 1950 bis 1980 durch die Ausweitung der Fischerei rückläufig, während die Laichbiomasse innerhalb einer gewissen Schwankungsbreite unverändert blieb. Kurzfristige Erholungen des Gesamtbestandes sind auch hier auf die erfolgreiche Rekrutierung neuer Jahrgänge zurückzuführen (MEHL & SUNNANÄ, 1991). Es zeigt sich, dass eine Erholung des Kabeljaubestands immer direkte Auswirkungen auf die Bestände von Beutetieren hat. Während der 80er Jahre waren die Hauptnahrungsquellen des

wieder zunehmenden Kabeljaubestands Lodde und Tiefseekrabben (*Pandalus borealis*). Dementsprechend reduzierte sich der Bestand an Lodde (Abb. 4) Mitte der 80er Jahre drastisch (ANON., 1987). Eine ähnliche Situation ergab sich bei dem Anstieg des Kabeljaubestands auf über 2 Millionen Tonnen Gesamtbiomasse Anfang der 90er Jahre.

Die offizielle norwegische Fischereistatistik belegt, dass die Fangmenge an dorschartigen Fischen bis in die frühen 70er Jahre des 20. Jahrhunderts anstieg und dann einige Jahre auf hohem Niveau konsolidierte (STATISTISK SENTRALBYRÅ, 1979-2002). In der zweiten Hälfte der 80er Jahre ging der Fang dorschartiger Fische drastisch zurück (Abb. 3). Erst mit der Erholung des Kabeljaubestands zu Beginn der 90er Jahre stiegen auch die Fangmengen wieder an und erreichten zeitweilig sogar frühere Höchststände. In den vergangenen Jahren zeigte

Abb. 3:
Fangmenge und Wert des Fangs dorschartiger Fische (STATISTISK SENTRALBYRÅ, 1979-2002).

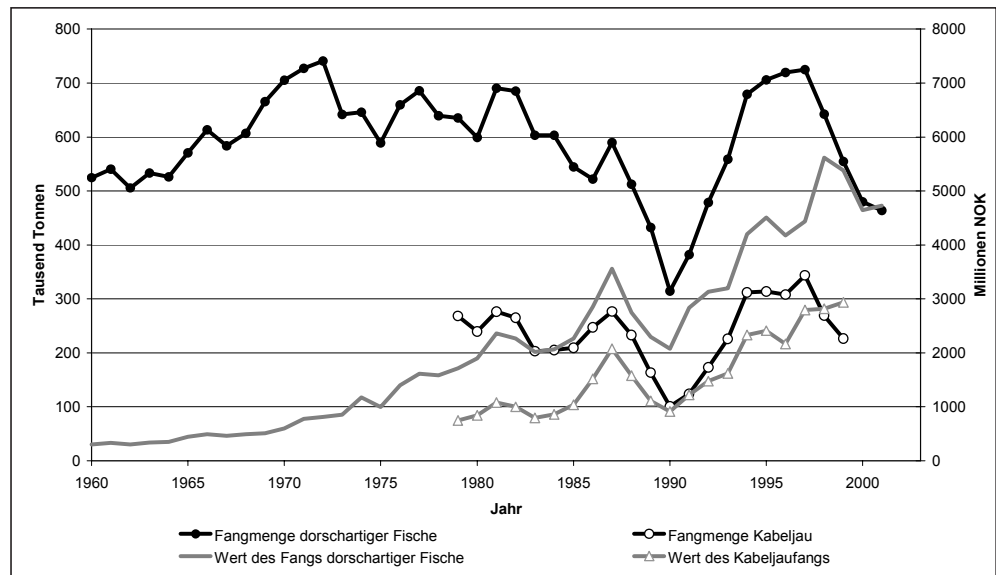
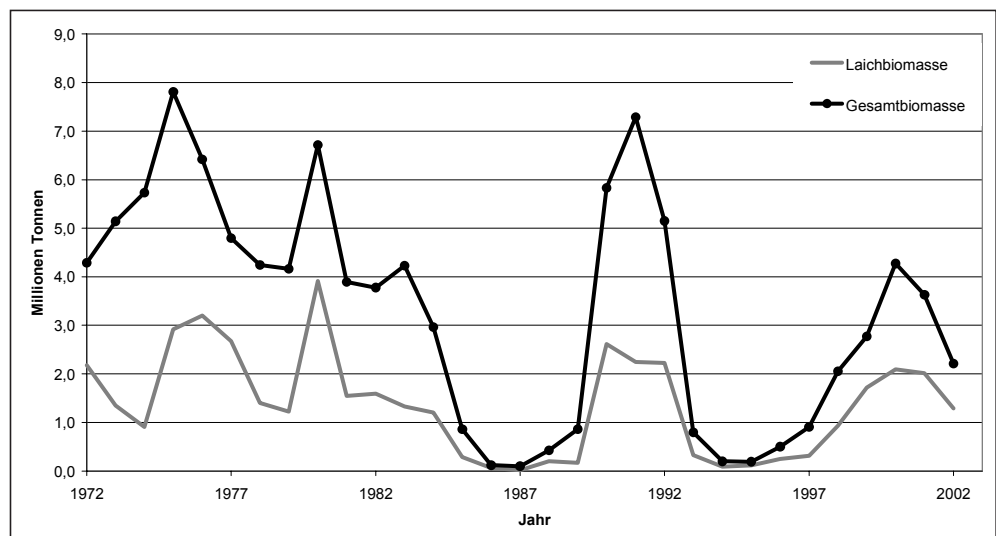


Abb. 4:
Gesamtbiomasse und Laichbiomasse von Lodde (GJØSÆTER et al., 1998).



sich jedoch wieder ein deutlicher Rückgang der Menge an angelandetem Kabeljau. Gegenwärtig werden in Norwegen etwa 58 norwegische Trawler und 638 kleinere Fahrzeuge im küstennahen Fang von Kabeljau eingesetzt. Die Anlandungen belaufen sich dabei auf gut 270.000 t von Trawlern gefangenem und annähernd 130.000 t von den kleineren Fischerbooten gefangenem Kabeljau. Der arktisch-norwegische Kabeljau macht also einen bedeutenden Teil der Fänge norwegischer Fischer an dorschartigen Fischen aus. Trotz rückläufiger Fangmengen ist der Wert des Fangs dorschartiger Fische aufgrund des deutlichen Anstiegs der Marktpreise fast kontinuierlich gestiegen.

2.2 Die Loddefischerei

Lodde ist ein kleiner lachsartiger Fisch, der zeitweise zu den dominanten Elementen des Ökosystems Barentssee gehört (GJØSÆTER, 1998). Die Weibchen erreichen eine Länge von etwa 16 cm, die Männchen werden etwa 19 cm lang. Im Gegensatz zu den Kabeljaunen ist ihre Lebenserwartung auf rund 5 Jahre beschränkt. Das Laichalter liegt zwischen zwei und fünf Jahren. In der Regel sterben die erwachsenen Tiere nach dem Laichen.

Die räumliche Ausdehnung des von Lodde eingenommenen Gebietes ist jährlichen Schwankungen unterworfen, die von den hydrographischen Bedingungen in der Barentssee abhängen (OZHIGIN & LUKA, 1985). In Jahren mit Wassertemperaturen über dem langjährigen Durchschnitt erstreckt sich das von Lodde besiedelte Gebiet in der Barentssee weit nach Norden und Nordosten, während es in kälteren Jahren deutlich kleiner ist und nach Westen bzw. Südwesten verschoben ist. Die Eiablage findet hauptsächlich in den Monaten März und April entlang der Nordküste Norwegens und der Kola-Halbinsel statt (Abb. 1).

Die Zahlen der seit 1971 jährlich mit Hilfe akustischer Verfahren durchgeführten Messungen belegen Unterschiede der Bestandsgröße und der Verbreitung von Lodde, die von GJØSÆTER et al. (1998) wie folgt beschrieben werden: Zwischen 1972 und 1976 war Lodde hauptsächlich im nordöstlichen Bereich der Barentssee anzutreffen. In den nachfolgenden Jahren verlagerte sich der Hauptlebensraum der Lodde nach Südwesten. Heute erstreckt sich das Ausbreitungsgebiet über weite Teile der Barentssee.

Der Grad der Überlappung der Verbreitungsgebiete von Lodde und ihren Räubern hat natürlich Aus-

wirkungen auf das Maß der Reduzierung der Gesamtbiomasse durch Fraß von Räubern. Der starke Rückgang von Lodde bei Erholungen der Kabeljaubestände in den letzten Jahren läßt auf eine recht hohe Überlappung der Verbreitungsgebiete schließen, während dieser Zusammenhang zu Zeiten geringer Überlappung in den 70er Jahren sehr viel weniger ausgeprägt war.

Zwischen 1972 und 1984 war die Größe des Loddebestands relativ stabil (Abb. 4). Im Mittel lag die Bestandsgröße bei rund 400 Milliarden Individuen oder etwa 4 Millionen Tonnen Biomasse (GJØSÆTER et al., 1998). Starke kurzfristige Schwankungen wie z.B. der Anstieg der Biomasse im Jahre 1980 sind auf den Rekrutierungserfolg einiger weniger Jahrgänge zurückzuführen. Während der Zusammenbrüche des Bestands an Lodde Mitte der 80er und der 90er Jahre reduzierte sich die Gesamtbiomasse in sehr kurzer Zeit auf 0,3 Millionen Tonnen. Allerdings bedurfte es auch zur Erholung des Bestands nur wenige Jahre: Die Biomasse des Bestands an Lodde stieg ebenso rasch wieder an.

Die jährlichen Fangperioden für Lodde dauern jeweils rund zwei Monate (SUMAILA, 1997). Während der Wintersaison werden geschlechtsreife Individuen auf dem Weg zu den Laichgründen gefangen, und in der Sommersaison werden vor allem Individuen gefangen, die mindestens zwei Jahre alt sind. Die Entwicklung der Bestandsgröße spiegelt sich auch in den jährlichen Fangmengen wider. Bis Mitte der 80er Jahre waren die Anlandungen von Lodde deutlich größer als heute (Abb. 5).

Mit dem Zusammenbruch des Loddebestands von 1985 bis 1989 ging ein starker Rückgang des Gesamtfangs einher. Eine Erholung des Bestands wurde verzögert, da während dieses Zeitraums trotz der geringen Gesamtbiomasse des Bestands der Fang nicht vollständig eingestellt wurde (GJØSÆTER et al., 2002). Mit dem Anstieg der Bestandszahlen zu Beginn der 90er Jahre erhöhten sich auch die Anlandungen von Lodde wieder. Nach einem kurzen zwischenzeitlichen Rückgang stiegen die Fangmengen in den letzten Jahren wieder an, ungeachtet der Verkleinerung des Bestands. Im Gegensatz zum Kabeljau hat es bei Lodde keinen starken Preisanstieg gegeben. Ein Grund dafür mag die unterschiedliche Nutzung der Fische sein: Während Kabeljau fast ausschließlich als Speisefisch vermarktet wird, wird der weitaus größte Teil der angelandeten Lodde industriell in der Verarbeitung zu Fischmehl und ähnlichen Produkten verwendet.

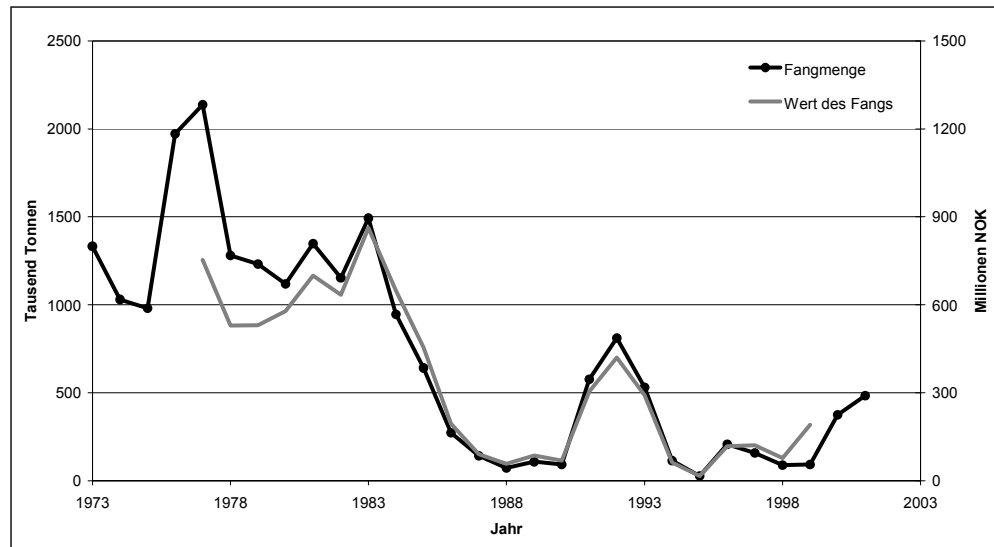


Abb. 5:
Fangmenge und Wert
des Fangs von Lodde
(STATISTISK SENTRAL-
BYRÅ, 1979-2002).

3. Die bioökonomische Modellierung des Fischereiwesens in der Barentssee

Die Fischerei in der Barentssee ist bereits in der Vergangenheit Gegenstand von wissenschaftlichen Modellierungen gewesen. Dabei wurden vornehmlich die ökonomischen Auswirkungen unterschiedlicher Managementstrategien oder verschiedener wirtschaftlicher Rahmenbedingungen untersucht. Die Fischerei in der Barentssee wird in Untersuchungen mit Computermodellen häufig verwendet, da zum einen die Befischung des arktisch-norwegischen Kabeljaubestands durch die Fischereiflotten Norwegens und Rußlands von großer wirtschaftlicher Bedeutung ist und zum anderen die Datengrundlage über die Fischerei in dieser Region ausgesprochen gut ist. Es existieren Zeitreihen von Bestandsgrößen, Laichbiomasse und Fangmengen von Kabeljau und Lodde über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten, auf die bei der Modellierung dieses Wirtschaftszweiges zurückgegriffen werden kann.

Erste Modelle des Fischereiwesens in der Barentssee beschränkten sich auf eine Fischart. Das Modell CAPELIN war ein erster Versuch, die Entwicklung des Bestands an Lodde in Simulationen darzustellen (TJELMELAND, 1985). Auf der Grundlage von akustischen Messungen des vorhandenen Loddebestands wird darin der zukünftige Bestand in Abhängigkeit von möglichen Fangmengen ermittelt. Wird die Analyse für viele verschiedene Fangmengen durchgeführt, läßt sich eine optimale Größe des Gesamtfangs von Lodde ermitteln. Das Nachfolgemodell BIFROST basiert auf einer Simulation des Bestands an Lodde und dessen Befischung über den Zeitraum von einem Jahr, mit deren Hilfe kurzfristige Vorhersagen über die Entwicklung des Loddebestands möglich sind (GJØSÆTER

et al., 2002). Die separate Betrachtung einer einzelnen Spezies in diesen Modellen hat jedoch den Nachteil, dass Wechselwirkungen mit anderen Fischarten unberücksichtigt bleiben. Gerade bei Lodde, welche eine Hauptnahrungsquelle für viele größere Fische und marine Säuger ist, sind derartige Wechselwirkungen von so großer Bedeutung, dass der Einsatz von Mehrartenmodellen notwendig erscheint, um aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen.

Ein bioökonomisches Mehrartenmodell, das als Grundlage für das Fischereimanagement in der Barentssee dient, ist das am Institute of Marine Research in Bergen entwickelte Modell ECONMULT. Zusammen mit einem umfassenden biologischen Modell MULTSPEC bildet es ein komplexes bioökonomisches Modell des Fischereiwesens in der Barentssee. Dieses Modell ist in seiner Gesamtheit jedoch zu kompliziert, um eine effektive Hilfe für Entscheidungsträger darstellen zu können. Deshalb werden aggregierte Versionen von ECONMULT und MULTSPEC für Simulationen genutzt: die Modelle ECONSIMP und MULTSIMP (EIDE & FLAATEN, 1992). Untersuchungen mit diesen Modellversionen zeigen, dass es ökonomisch vorteilhaft ist, sowohl Lodde als auch Kabeljau zu fangen und zu vermarkten, anstatt sich beim Fang auf den wertvolleren Kabeljau zu konzentrieren und Lodde als Nahrungsquelle für Kabeljau im Meer zu belassen. Das wichtigste Kriterium für die Entscheidung, in welchem Maße diese beiden Spezies gefangen werden sollten, bildet der Unterschied zwischen dem Marktpreis für Kabeljau und dem für Lodde. Einen Schritt weiter geht MOXNES (1992). Sein Modell der Kabeljau- und Loddefischerei in der Barentssee be-

rücksichtigt auch zufällige Variationen, Meßfehler und Fehler bei der Parametrisierung, die Auswirkungen auf die Modellergebnisse und somit auf die Grundlagen für Managemententscheidungen haben.

SUMAILA (1995) entwickelte ein bioökonomisches Modell der Kabeljaufischerei in der Barentssee, bei dem zwei unterschiedliche Flottentypen berücksichtigt werden. Anhand dieses Modells wird die Größe der Fischereiflotten bestimmt, die notwendig ist, um den Kabeljaubestand in der Barentssee optimal zu bewirtschaften. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit den tatsächlich vorhandenen Fangkapazitäten der norwegischen Fischer macht deutlich, dass in der Realität eine deutliche Überkapazität an Fischereifahrzeugen vorhanden ist und dass eine wirtschaftlich bessere Nutzung des Kabeljaubestands mit weniger Booten erzielt werden könnte. In einer Erweiterung dieses Modells wird die Räuber-Beute-Beziehung zwischen Kabeljau und Lodde berücksichtigt (SUMAILA, 1997). Wirtschaftlich optimale Ergebnisse werden darin für verschiedene ökonomische Rahmenbedingungen ermittelt. Eine gemeinsame Strategie der Befischung beider Bestände durch Kabeljau- und Loddefischer führt dabei zu deutlich besseren Erträgen als die unkoordinierte Nutzung dieser marinen Ressourcen.

EIDE (1997) analysierte die Beziehung zwischen den höheren Altersklassen und den Jungtieren im Kabeljaubestand. Eine wirtschaftlich optimale Nutzung des Kabeljaubestands in der Barentssee kann demnach nur erfolgen, wenn die Tatsache berücksichtigt wird, dass Jungtiere von älteren Artgenossen gefressen werden. Da große Jungtierbestände jedoch notwendig sind, um den Fortbestand des Schwarmes zu sichern, ist die bestmögliche Fangstrategie vom Unterschied im Marktpreis zwi-

schen älteren Kabeljauen und jüngeren Individuen abhängig. Die Untersuchung zeigt, dass unter den gegebenen wirtschaftlichen Bedingungen eine alters- und größenmäßige Selektion der gefangenen Kabeljaue nicht sinnvoll erscheint.

ARMSTRONG & SUMAILA (2000) betrachten in ihrer Studie den Einfluß von Kannibalismus innerhalb der Kabeljaupopulation auf die optimale Aufteilung der Fangquoten zwischen den unterschiedlichen Fischereiflotten. Eine Reduzierung der Stärke der jüngeren Altersklassen in der Kabeljaupopulation durch Fraß seitens der älteren Kabeljaue kann einen spürbaren Einfluß darauf haben, wie die Fangquoten zwischen den Fischereiflotten aufgeteilt werden müssen, um eine optimale ökonomische Ausbeute zu erzielen. Ihren Ergebnissen zufolge sollte der gegenwärtige Fanganteil der großen Trawler zugunsten der küstennahen Fangflotten reduziert werden, da diese schwerpunktmäßig andere Altersklassen fangen als die Trawler. Eine Umverteilung der Fanganteile würde unter den betrachteten Umständen den langfristigen wirtschaftlichen Ertrag vergrößern.

Mit dem gleichen Modell wurde auch die Aufteilung der erlaubten Gesamtfangmenge von Kabeljau zwischen Trawlern und der küstennahen Fangflotte untersucht sowie die Auswirkungen einer möglichen Einführung von individuell transferierbaren Quoten (ITQ) betrachtet (ARMSTRONG & SUMAILA, 2001). Obwohl das aktuelle System der Aufteilung der Gesamtfangmenge wirtschaftlich noch nicht optimal ist, brächte auch eine Einführung von ITQ keine bedeutenden Vorteile mit sich, da die Gefahr bestünde, dass durch ITQ der gesamte Fang von einem Flottentyp erzielt werden würde und dann der Fang einseitig einzelne Altersklassen beträfe.

4. Das Modell

Mit den erwähnten Modellen der Fischerei in der Barentssee lassen sich vor allem Erkenntnisse gewinnen, wie hoch der wirtschaftliche Ertrag bei bestimmten ökonomischen Randbedingungen ist und welche Fang- und Managementstrategien verfolgt werden müssen, um den Ertrag zu maximieren. Dabei beträgt der betrachtete Zeitraum bei den Simulationen lediglich einige Jahre oder höchstens wenige Jahrzehnte. Die Umweltbedingungen werden dabei als konstant angesehen. Das in dieser Studie benutzte Modell bezieht sich hingegen auf längerfristige Entwicklungen und betrachtet gerade die Veränderungen der Umweltbedingungen mit deren Auswirkungen auf die Reproduktionsrate und die ökologische Tragfähigkeit.

Das Modell berücksichtigt die zwei Fischarten Kabeljau und Lodde, die in der Barentssee kommerziell befischt werden (Abb. 6). Durch die Räuber-Beute-Beziehung zwischen beiden Arten ist der Bestand an Lodde von zwei Faktoren abhängig: vom Fischfang und von der Größe des Kabeljaubestands. Die Befischung von Kabeljau geschieht zum einen durch Trawler und zum anderen durch den Einsatz kleinerer Fischereifahrzeuge in Küstennähe. Beide miteinander konkurrierenden Flottentypen werden im Modell unterschieden. Bei Lodde wird hingegen nur die Ringwadenfischerei betrachtet, da andere Fangmethoden bei Lodde eine untergeordnete Rolle spielen und dementsprechend nicht berücksichtigt werden müssen.

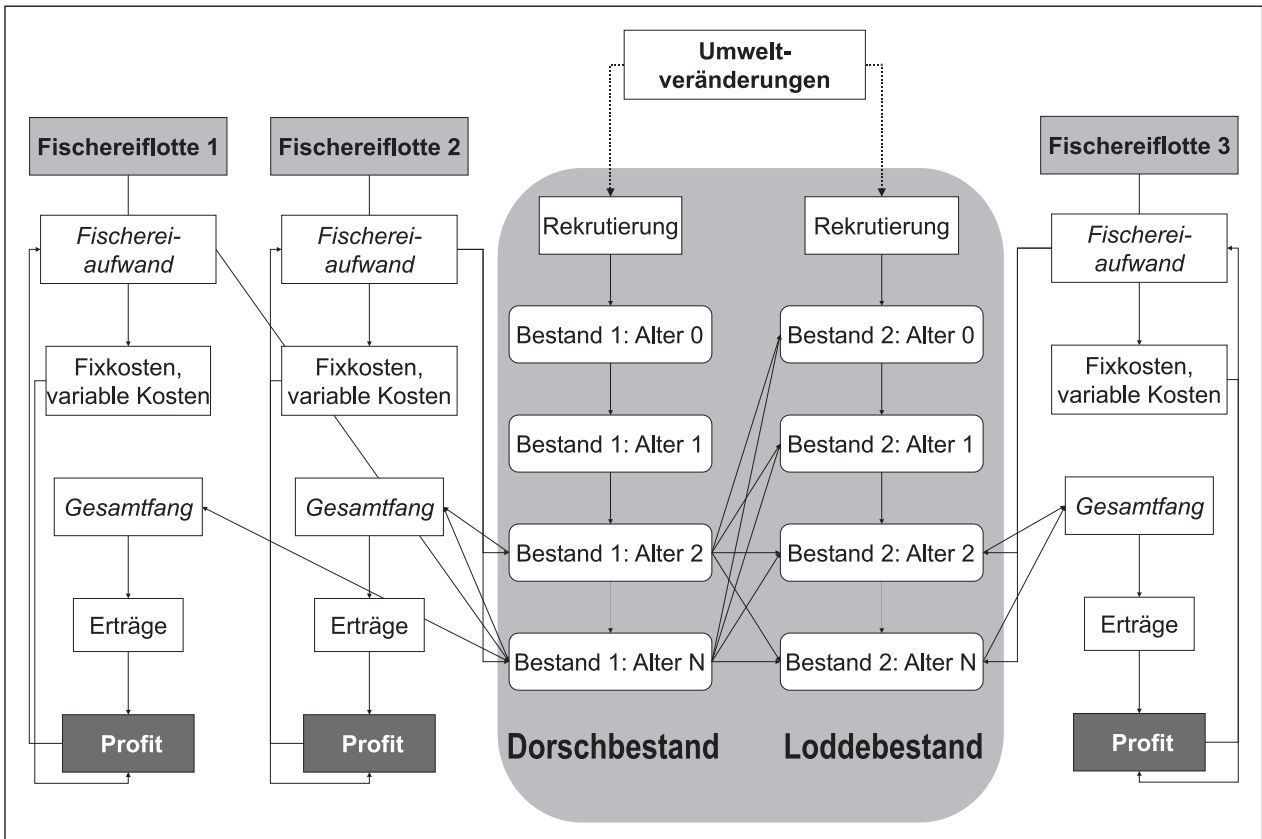


Abb. 6: Struktur des verwendeten Modells.

Der im Modell betrachtete Zeitraum beträgt 100 Jahre. Es wird angenommen, dass in dieser Zeitspanne eine Änderung der Reproduktionsfähigkeit bzw. der ökologischen Tragfähigkeit beider Fischarten stattfindet und die Bestandsgrößen sich damit zwangsläufig ändern. Die populationsdynamischen und ökonomischen Kenngrößen werden für den gesamten Betrachtungszeitraum berechnet. Durch einen Vergleich mit einem Referenzszenario, bei dem Reproduktionsfähigkeit und ökologische Tragfähigkeit unverändert bleiben, können dann die wirtschaftlichen Auswirkungen von Änderungen in den Fischbeständen der Barentssee ermittelt werden.

4.1 Die Populationsdynamik von Kabeljau

Wilder Kabeljau kann ein hohes Alter erreichen. Im Modell werden für Kabeljau 16 Altersklassen a (Alter 0 bis 15) unterschieden. Eine derartige Einteilung wurde bereits von MOXNES (1992) und SUMAILA (1995) gewählt.

Die Rekrutierung von Jungtieren in die Altersklasse 0 hängt maßgeblich von der aktuellen Bestandsgröße ab. Die Laichbiomasse des Kabeljaubestands $SSB_{cod,t}$ ist eine Funktion der Zahl der vorhandenen Individuen in jeder Altersklasse $n_{cod,a,t}$

des Anteils geschlechtsreifer Tiere in jeder Altersklasse $\mu_{cod,a}$ sowie des Laichgewichts $sw_{cod,a}$. Der Umfang der Rekrutierung $R_{cod,t}$ ist von der Laichbiomasse am Ende der Fangsaison abhängig und wird mit Hilfe der Beverton-Holt-Rekrutierungsfunktion (BEVERTON & HOLT, 1954) berechnet.

$$(1) \quad SSB_{cod,t} = \sum_a \mu_{cod,a} * sw_{cod,a} * n_{cod,a,t}$$

$$(2) \quad R_{cod,t} = \frac{\alpha_{cod,t} * SSB_{cod,t}}{1 + \beta_{cod,t} * SSB_{cod,t}}$$

Die beiden Parameter a und β in der Rekrutierungsfunktion sind von der Reproduktionsfähigkeit und der ökologischen Tragfähigkeit der Fischart abhängig und werden mit Hilfe einer Methode von CLARK (1976) bestimmt.

Von den am Ende einer Fangsaison vorhandenen Individuen jeder Altersklasse überlebt nur ein bestimmter Anteil χ bis zum Beginn der nächsten Saison, in der sie die dann die nächsthöhere Altersklasse darstellen. In der höchsten Altersklasse sind alle Individuen, die dieses Alter erreicht oder überschritten haben, zusammengefasst, da davon ausgegangen wird, dass die Individuen des Kabeljau-

bestands, die älter als 14 Jahre sind, nicht mehr weiter wachsen. Die Rekruten bilden die Altersklasse 0. Bestandsgrößen mit dem Index *init* beziehen sich immer auf den Beginn einer Fangsaison, während der Index *harv* eine Bestandsgröße am Ende einer Fangsaison bezeichnet.

$$n_{cod,0,t+1}^{init} = \frac{R_{cod,t}}{W_{cod,0}}$$

$$(3) \quad n_{cod,a+1,t+1}^{init} = \chi_{cod,a} * n_{cod,a,t}^{harv}$$

$$n_{cod,A,t+1}^{init} = \chi_{cod,A} * n_{cod,A,t}^{harv} + \chi_{cod,A-1} * n_{cod,A-1,t}^{harv}$$

Das Wachstum von Kabeljau ist sehr stark davon abhängig, wie groß der Anteil von Lodde an der Gesamtnahrungsmenge des Kabeljaus ist, da Lodde eine der wichtigsten Nahrungsquellen von Kabeljau ist (MAGNÚSSON & PÁLSSON, 1991). Im Modell ist der Gewichtszuwachs von Kabeljau von einer Altersklasse zur nächsten eine Funktion der Menge an Lodde, die von Kabeljau in dem entsprechenden Zeitraum gefressen wurde. Die Gewichtszunahme bei Kabeljau ist umso größer, je mehr Lodde Kabeljau zum Opfer gefallen ist. Dadurch vergrößert sich im Modell zwar nicht die Zahl der Individuen des Kabeljaubestands, aber da die Bestandsbiomasse von Kabeljau durch die besonders starke Gewichtszunahme bei umfangreichem Fraß von Lodde zumindest indirekt von der Größe des Loddebestands abhängig ist, wird der Wechselbeziehung auf diese Weise Rechnung getragen.

4.2 Die Populationsdynamik von Lodde

Für Lodde werden im Modell nur fünf Altersklassen (Alter 0-4 Jahre) unterschieden. Die Zahl der Individuen einer Altersklasse wird wie beim Kabeljau gebildet. Die Zahl der Fische allerdings, die dem Fang durch die Fischer entgehen, wird anders als beim Kabeljau weiter reduziert, da einige von ihnen von Kabeljau gefressen werden. Das Ausmaß, in dem Lodde Kabeljau zum Opfer fällt, hängt von der Beutedichte am Ende einer Fangsaison ab. Wenn die Kabeljaubiomasse im Verhältnis zur Loddebiomasse hoch ist, ist der Anteil der Beuteverluste ebenfalls hoch.

Die Berechnung der Zahl der Individuen jeder Altersklasse, die von Kabeljau gefressen wird, erfolgt nach einem Schema von MOXNES (1992), das je-

doch dahingehend verändert wurde, dass der Fraß des Kabeljau die Größe des vorhandenen Bestands niemals überschreiten kann. Zuerst wird die Beutedichte $D_{cap,t}$ bestimmt, die von der vorhandenen Bestandsbiomasse am Ende der Fangsaison $M_{cap,t}^{harv}$ abhängt.

$$(4) \quad D_{cap,t} = \frac{D_{cap}^{max}}{1 + (D_{cap}^{max} - 1) * \left(\frac{M_{cap,t}^{harv}}{M_{cap}^{std}} \right)^{-\gamma}}$$

Für eine steigende Bestandsbiomasse nähert sich die Beutedichte einem Maximalwert von D_{cap}^{max} an, da selbst bei reichhaltig vorhandener Beute der Fraß durch die Räuber nicht unbegrenzt weiter steigen kann. M_{cap}^{std} ist die Bestandsbiomasse an Lodde, bei dem die Beutedichte genau den Wert 1 annimmt. Aus der Beutedichte kann dann die Biomasse berechnet werden, die von Kabeljau gefressen wird ($M_{cap,t}^{pred}$). Sie ist abhängig von der Größe der Räuberpopulation $M_{cod,t}^{harv}$ und von der Beutedichte. k ist ein Maß für die Rate, mit der Kabeljau unter normalen Bedingungen Lodde frisst.

$$(5) \quad M_{cap,t}^{pred} = k * D_{cap,t} * M_{cod,t}^{harv}$$

Aus dieser Biomasse wird nun die Zahl der Individuen jeder Altersklasse bestimmt, die den Räubern zum Opfer fällt, und der vorhandene Bestand an Lodde dementsprechend reduziert.

Nun kann, unter Berücksichtigung der natürlichen Überlebensrate sowie der Rekrutierung einer neuen Altersklasse, der Bestand an Lodde zu Beginn der nächsten Fangsaison berechnet werden. Wie bei Kabeljau wird für die Berechnung der Zahl der neu rekrutierten Jungtiere die Beverton-Holt-Rekrutierungsfunktion verwendet.

Wie beim Kabeljau überlebt in den höheren Altersklassen auch bei Lodde ein Teil der Individuen bis zum Beginn der neuen Fangsaison. Jedoch gibt es hier keine Akkumulierung alter Fische in der höchsten Altersklasse, da die maximale Lebenserwartung von Lodde bei rund 5 Jahren (GJØSÆTER, 1998) liegt und so gut wie nie überschritten wird.

$$(6) \quad n_{cap,0,t+1}^{init} = \frac{R_{cap,t}}{W_{cap,0}}$$

$$n_{cap,a+1,t+1}^{init} = \chi_a * n_{cap,a,t}^{fin}$$

4.3 Das Fischereiwesen im Modell

Für jede Fangsaison und jeden Flottentyp wird die Zahl der gefangenen Fische aller Altersklassen h berechnet. Dieser hängt vom Fangbarkeitskoeffizienten q , der Zahl der Fische je Altersklasse zu Beginn der Fangsaison n und dem Fischereiaufwand ab. Dabei setzt sich der Fischereiaufwand aus der Zahl der Schiffe v und deren Nutzungsgrad je Fangsaison e zusammen. Die im folgenden verwendeten Indices beziehen sich auf die Fischart (s), die Fischereiflotte (i), die Altersklasse der Fische (a) sowie die Fangsaison (t).

$$(7) \quad h_{s,i,a,t} = q_{s,i,a} * n_{s,a,t}^{init} * v_{s,i} * e_{s,i,t}$$

Die Fangbarkeitskoeffizienten sind derart definiert, dass der Tatsache Rechnung getragen wird, dass jede Fischereiflotte nur bestimmte Altersklassen eines Bestandes befischt. Demnach wirkt sich die Fangaktivität jeder Flotte in charakteristischer Weise auf die Fischbestände aus. So wird im Modell angenommen, dass sich die Fischerei von Lodde auf Individuen beschränkt, die älter als zwei Jahre sind. Trawler fangen nur Kabeljau, der vier Jahre oder älter ist, und die küstennahen Fischerboote fangen nur Kabeljau im Alter von sieben Jahren oder älter.

Anhand der Zahl der gefangenen Fische wird das Gewicht des Gesamtfangs beider Fischarten für jede einzelne Fangsaison ermittelt. Es wird angenommen, dass Fische, die in einer Fangsaison gefangen werden, in keiner Weise mehr zur populationsdynamischen Entwicklung der Bestände beitragen können. Somit ist es möglich, sequentiell die Reduzierung der Bestände durch Fischfang und Fraß von Räubern, sowie die Bestandserhöhung durch Rekrutierung zu bestimmen, bevor die Bestandsgrößen zu Beginn der nächsten Fangsaison berechnet werden.

Die Erträge aus der Fischerei r , die jede Flotte pro Fangsaison erzielt, hängen vom aktuellen Marktpreis P der Fische sowie vom Gesamtfang der Saison ab. Dabei wird angenommen, dass der Marktpreis für Fisch konstant bleibt.

$$(8) \quad r_{i,t} = P_{s,i} * h_{s,i,t}$$

Die Kosten für den Fischfang ψ bestehen aus Fixkosten φ , die unabhängig von der Intensität der Nutzung für den Unterhalt der Flotte anfallen, und den variablen Kosten θ , die vom jeweiligen Fischereiaufwand abhängen.

$$(9) \quad \psi_{i,t} = \varphi_i + e_{i,t} * \theta_i$$

Der Gewinn einer Flotte in einer Fangsaison π ist

die Differenz aus dem Gesamtertrag des Fangs und den Gesamtkosten für den Betrieb der Schiffe.

$$(10) \quad \pi_{i,t} = r_{i,t} - v_i * \psi_{i,t}$$

Jede Flotte hat das Ziel, ein möglichst gutes wirtschaftliches Ergebnis zu erzielen. Ein Maß für das wirtschaftliche Ergebnis ist der diskontierte Gewinn aus der Fischerei Π . Dafür werden nur die Gewinne in einem bestimmten Zeitraum betrachtet und mit Hilfe eines zeitunabhängigen Diskontierungsfaktors δ gewichtet. Der bei der Ermittlung des wirtschaftlichen Ergebnisses jeweils berücksichtigte Zeitraum beträgt im Modell 15 Jahre, was in etwa der Nutzungsdauer eines Fischerbootes entspricht. Bei einem betrachteten Zeitraum von 100 Jahren ist es nämlich keineswegs sinnvoll, die Gewinne über den gesamten Zeitraum in die Berechnung mit einzu beziehen, da sonst durch die Diskontierung die erwirtschafteten Gewinne der ersten Jahre gegenüber nachfolgenden Jahren ein zu großes Gewicht hätten.

$$(11) \quad \Pi_i = \sum_{t=t_0}^{t_0+15} \delta_i^t * \pi_{i,t}$$

Als Laufvariable dient der Fischereiaufwand, von dem der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne jeder Flotte abhängt. Die Randbedingungen für die Bewirtschaftung der Fischbestände werden durch die populationsdynamische Entwicklung der Bestände (s.o.) vorgegeben.

4.4 Die adaptive Anpassung des Fischereiaufwands der Fischer

Der Fischereiaufwand, der von den Fischern betrieben wird, wird im Modell entsprechend des wirtschaftlichen Ertrags der vorherigen Fangperiode angepasst. Die Fischer vergleichen dazu den tatsächlich erzielten Gesamtfang mit einer vorher berechneten zu erwartenden Fangmenge.

Diese erwartete Fangmenge der Fischer basiert auf der Annahme, dass das Wachstum des Fischbestands einer logistischen Funktion folgt.

$$(12) \quad G_{s,t}^{\exp} (M_{s,t}^{init}) = g_{s,t}^{\exp} * M_{s,t}^{init} * \left(1 - \frac{M_{s,t}^{init}}{K_{s,t}} \right)$$

Dabei bezeichnet G das erwartete Wachstum des Fischbestands, g die intrinsische Wachstumsrate der Fischart und K die ökologische Tragfähigkeit. Es wird davon ausgegangen, dass die vorhandene Bestandsgröße M , deren Wert der in der popula-

tionsdynamischen Entwicklung berechneten Größe entspricht, den Fischern bekannt ist. Für die intrinsische Wachstumsrate und die ökologische Tragfähigkeit werden in der ersten Fangsaison Werte festgesetzt, für die nachfolgenden Fangperioden werden diese Größen anhand der tatsächlichen Entwicklung der Fischbestände vor jeder Fangsaison berechnet.

Für die Bestimmung einer „optimalen“ Fangmenge bei der gegebenen Bestandsgröße ist es außerdem notwendig, dass den Fischern der Diskontierungsfaktor und die Kosten für den Fang einer Fangeinheit bekannt sind. Die Kosten für den Fang einer Einheit Fisch bei einer bestimmten Bestandsgröße Θ belaufen sich auf

$$(13) \quad \Theta_{s,i,t} = \frac{\Psi_{s,i}}{q_{s,i} * M_{s,t}^{init}}$$

Im Modell wird des weiteren vorausgesetzt, dass die Zahl der Fischereiflotten sowie die Flottengrößen unverändert bleiben. Dies erlaubt es, die Berechnung des Zielwertes der Fangmengen vorzunehmen, als ob es sich bei den Fischbeständen um Privatbesitz handelt, da keine Fischereiflotten neu in den Markt eintreten können. Außerdem sind die Marktpreise von Kabeljau und Lodde vorgegeben und eine im wirtschaftlichen Sinne perfekte Marktsituation angenommen.

Die Ermittlung der optimalen Fangmenge erfolgt separat für jede Flotte. Externe Effekte, die durch die Konkurrenz zwischen den Flotten entstehen können, werden dabei vernachlässigt. Unter Berücksichtigung dieser Annahmen und der Tatsache, dass alle Flotten möglichst hohe Erträge aus der Fischerei anstreben, ist es möglich, die anfallenden Fangkosten mit dem Wachstum des Fischbestands in Verbindung zu setzen (CLARK, 1976).

$$(14) \quad \delta = G_{s,i,t}^{exp} - \frac{\Theta_{s,i,t} * G_{s,i,t}^{exp}}{P_{s,i} - \Theta_{s,i,t}}$$

Nun können die entsprechenden Ausdrücke für das Wachstum des Fischbestands und für die Kosten des Fangs einer Einheit Fisch eingesetzt werden. Anhand der daraus resultierenden Gleichung kann die optimale Bestandsgröße M^* berechnet werden, die der Fischbestand haben sollte, damit die Erträge aus der Befischung dieses Bestands maximal werden. Wenn sich der Bestand im Gleichgewichtszustand befindet, lässt sich ein Zielwert für die anzustrebende Fangmenge aus der logistischen Wachstumsfunktion bestimmen: Im Gleichgewichtszustand muss nämlich die optimale Fangmenge ge-

nauso groß sein wie das natürliche Wachstum des Bestands in der entsprechenden Fangsaison.

Am Ende der Fangsaison wird die tatsächlich erzielte Fangmenge mit dem vorher berechneten Zielwert verglichen und der Fischereiaufwand entsprechend angepasst. Ist der tatsächliche Fang kleiner als die angestrebte Fangmenge, so muss die Auslastung der Fischereiflotte in der darauffolgenden Fangsaison erhöht werden. Im Modell wird eine Erhöhung um 10% der Auslastung des Vorjahres festgesetzt.

Wenn der tatsächliche Fang mit dem vorher berechneten übereinstimmt, ergibt sich die Situation, dass sich der Fischbestand tatsächlich im Gleichgewichtszustand befindet. Der Fischereiaufwand in der folgenden Fangsaison ergibt sich dann aus

$$(15) \quad e_{s,i,t+1} = \frac{g_{s,t}^{exp}}{q_{s,i} * v_i} * \left(1 - \frac{M_{s,t}^*}{K_{s,t}}\right)$$

Ist die tatsächlich gefangene Menge an Fisch jedoch größer als der vorher berechnete Zielwert der Fangmenge, so wird der Fischereiaufwand in der folgenden Fangperiode um 10% reduziert.

Aber nicht nur der Fischereiaufwand wird in jeder Fangsaison an die tatsächlich vorhandenen Verhältnisse angepasst, auch die intrinsische Wachstumsrate des Fischbestands, die die Grundlage dieser Anpassungsberechnungen bildet, wird nach jeder Fangperiode anhand der wirklich vorhandenen Bestandsgrößen aktualisiert. In einem ersten Schritt wird eine „wahre“ intrinsische Wachstumsrate anhand der Bestandsgrößen zu Beginn der gegenwärtigen und der vorherigen Fangperiode ermittelt.

$$(16) \quad \bar{g}_t = \frac{M_{s,t}^{init} - M_{s,t-1}^{init}}{M_{s,t-1}^{init}}$$

Dieses Resultat wird anschließend in einer Lernfunktion verwendet, die auf einem gewichteten Mittelwert aus der wahren und der früher erwarteten intrinsischen Wachstumsrate basiert. Dieser gewichtete Mittelwert bildet dann die Grundlage für die Berechnungen für die nächste Fangsaison.

$$(17) \quad g_{s,t+1}^{exp} = \lambda * \bar{g}_{s,t} + (1 - \lambda) * g_{s,t}^{exp}$$

Dabei ist λ ein Lernfaktor. Ein hoher Wert für λ zeigt an, dass sich das Verhalten der Fischer schnell an die tatsächliche Entwicklung des Bestands anpasst, während sich die Anpassung bei kleineren Werten von λ langsamer vollzieht.

Tab. 1: Übersicht über die verwendeten Parameterwerte.

Parameter	Wert	Quelle
<i>Populationsdynamik von Lodde</i>		
Anteil geschlechtsreifer Tiere $\mu_{cap,a}$	0,5	
Laichgewicht je Altersklasse $sw_{cap,a}$	[0,008 0,011 0,016 0,019 0,020] kg	
natürliche Überlebensrate χ_{cap}	0,535	EIDE & FLAATEN (1992)
Startwert intrinsische Wachstumsrate $g_{cap,0}$	0,5	
Startwert ökologische Tragfähigkeit $K_{cap,0}$	10 Mio. t	
Durchschnittsgewicht je Altersklasse w_{cap}	[0,009 0,012 0,018 0,021 0,022] kg	nach SUMAILA (1995)
<i>Populationsdynamik von Kabeljau</i>		
Anteil geschlechtsreifer Tiere $\mu_{cod,a}$	0,81	SUMAILA (1995)
Laichgewicht je Altersklasse $sw_{cod,a}$	[0,090 0,270 0,540 0,900 1,260 1,647 2,034 2,943 3,843 5,202 7,164 8,811 10,377 12,456 13,716 14,706] kg	SUMAILA (1995)
natürliche Überlebensrate χ_{cod}	0,8	SUMAILA (1995)
Startwert intrinsische Wachstumsrate $g_{cod,0}$	0,5	
Startwert ökologische Tragfähigkeit $K_{cod,0}$	6 Mio. t	SUMAILA (1995)
Durchschnittsgewicht je Altersklasse w_{cod}	[0,10 0,30 0,60 1,00 1,40 1,83 2,26 3,27 4,27 5,78 7,96 9,79 11,53 13,84 15,24 16,34] kg	ANON. (1992)
<i>Parameter zum Räuber-Beute-Verhältnis</i>		
Maximalwert Beutedichte $D_{cap,max}$	1,5	MOXNES (1992)
Referenzbiomasse Lodde $M_{cap,std}$	4,467 Mio. t	MOXNES (1992)
<i>Ökonomische Parameter Trawler</i>		
Flottengröße v_{TR}	60	nach STATISTISK SENTRALBYRÅ (2000)
Fangbarkeitskoeffizient q_{TR}	0,0074	SUMAILA (1995)
Fixkosten φ_{TR}	15,12 Mio. NOK	SUMAILA (1995)
Variable Kosten θ_{TR}	12,88 Mio. NOK	SUMAILA (1995)
<i>Ökonomische Parameter Küstennahe Fischerei</i>		
Flottengröße v_{CV}	500	nach STATISTISK SENTRALBYRÅ (2000)
Fangbarkeitskoeffizient q_{CV}	0,00593	SUMAILA (1995)
Fixkosten φ_{CV}	0,65 Mio. NOK	SUMAILA (1995)
Variable Kosten θ_{CV}	0,88 Mio. NOK	SUMAILA (1995)
<i>Ökonomische Parameter Ringwadenfischerei</i>		
Flottengröße v_{RW}	70	nach STATISTISK SENTRALBYRÅ (2000)
Fangbarkeitskoeffizient q_{RW}	0,0175	nach SUMAILA (1997)
Fixkosten φ_{RW}	0,42 Mio. NOK	nach SUMAILA (1997)
Variable Kosten θ_{RW}	0,58 Mio. NOK	nach SUMAILA (1997)
<i>Allgemeine ökonomische Parameter</i>		
Diskontierungsfaktor δ	0,07	SUMAILA (1995)
Marktpreis Lodde P_{cap}	NOK 0,60 / kg	MOXNES (1992)
Marktpreis Kabeljau P_{cod}	NOK 6,78 / kg	SUMAILA (1995)
Lernfaktor λ	0,5	

5. Ergebnisse

Um die Auswirkungen von populationsdynamischen Veränderungen auf die Fischbestände und die daraus resultierenden wirtschaftlichen Konsequenzen für die Fischerei untersuchen zu können, wurden mit diesem Modell eine Reihe von Simulationen durchgeführt. In jeder Simulation wurden für jede Fangperiode in einem Zeitraum von 100 Jahren die biologischen und ökonomischen Kenngrößen berechnet. Für das jeweils 50. Jahr wurde eine plötzliche Abnahme der intrinsischen Wachstumsraten bzw. der ökologischen Tragfähigkeit der beiden betrachteten Fischarten festgesetzt.

Als Startwerte der Bestandsgrößen diente die mittlere Zahl der Individuen je Altersklasse im Zeitraum 1990-2000 bei Kabeljau bzw. 1987-1997 bei Lodde. Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die bei den Simulationen verwendeten Parameterwerte.

Im Referenzszenario, in dem die populationsdynamischen Kenngrößen unverändert bleiben, ist der Kabeljaubestand langfristig stabil. Er schwankt um eine Größe von rund 2 Mio. t Biomasse. Ebenso bleibt die Größe des Loddebestands bei einem mittleren Wert von knapp 3 Mio. t Biomasse nahezu unverändert. Die Schwankungen in den Bestandsgrößen sind hauptsächlich eine Auswirkung der Befischung der Bestände. Da die Menge von Lodde, die von Kabeljau gefressen wird, von der Populationsgröße der Räuber abhängt, erreicht der Loddebestand die jeweils niedrigsten Größenwerte, wenn der Kabeljaubestand am größten ist. Entsprechend kann sich der Loddebestand nur bei geringerem Beutedruck erholen, was dazu führt, dass der Loddebestand immer dann am größten ist, wenn der Bestand an Kabeljau vergleichsweise gering ist.

Auch die Fangmenge von Kabeljau bleibt insgesamt gesehen auf etwa gleichem Niveau, allerdings zeigt eine differenzierte Betrachtung nach Flottentyp, dass der Anteil der Trawler am Gesamtfang von Kabeljau mit der Zeit deutlich abnimmt. Während die Anlandungen der Trawler anfangs noch bei um einen Wert von knapp 200.000 t schwanken, reduziert sich die Fangmenge der Trawler auf die Größenordnung von 100.000 bis 150.000 t. Demgegenüber erhöht sich die jährliche Fangmenge der küstennahen Kabeljaufischer von rund 100.000 t auf über 150.000 t. Der Gesamtfang von Lodde bleibt im Referenzszenario während des ganzen simulierten Zeitraums auf einem Niveau von etwa 850.000 t.

5.1 Auswirkungen eines Rückgangs der intrinsischen Wachstumsraten

Bei der Simulation des Rückgangs der intrinsischen Wachstumsraten beider Fischarten wirkt sich dieser nachteilig auf die Fischbestandsgrößen aus. Im Vergleich zum Referenzszenario, bei dem die intrinsische Wachstumsrate unverändert bleibt, nimmt die Bestandsgröße des Kabeljaus bei einer geringeren Wachstumsrate nach dem Jahr 50 ab (Abb. 7), bei einer plötzlichen Halbierung der intrinsischen Wachstumsrate beispielsweise um rund ein Drittel. Der Zeitraum zwischen zwei Maxima im Kabeljaubestand verlängert sich in diesem Fall von rund 20 Jahren im Referenzszenario auf über 30 Jahre. Außerdem kommt es zu einer Verlängerung der Periodizität bei der Fluktuation der Biomasse. Ein ähnliches Bild ergibt sich für den Loddebestand (Abb. 8). Auch hier nimmt die Bestandsgröße ge-

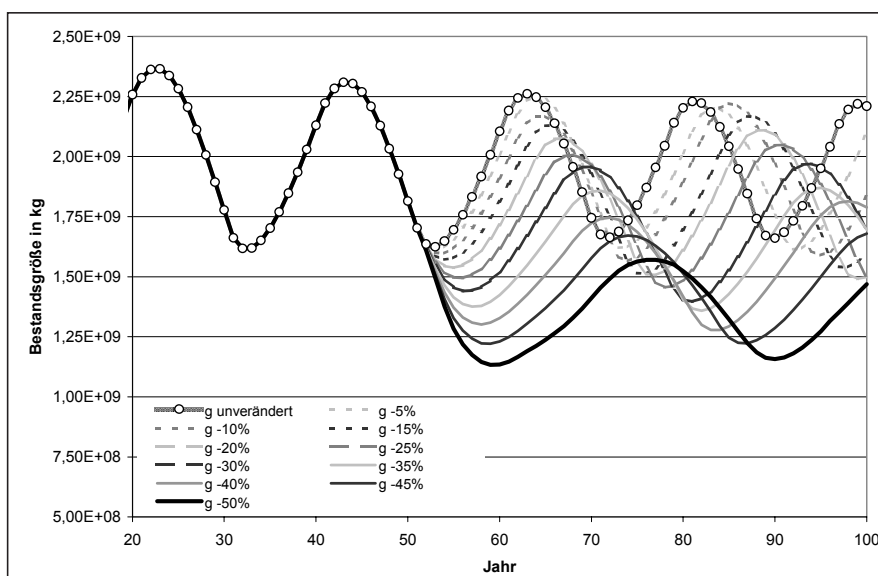


Abb. 7:

Entwicklung des Kabeljaubestands bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate.

Abb. 8:
Entwicklung des Loddebestands bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate.

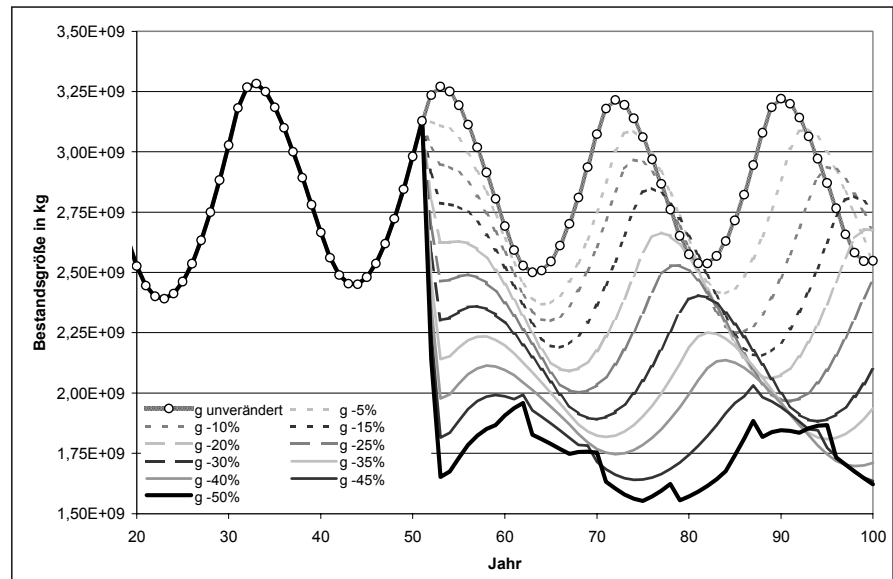


Abb. 9:
Entwicklung des Kabeljaufangs durch Trawler bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten.

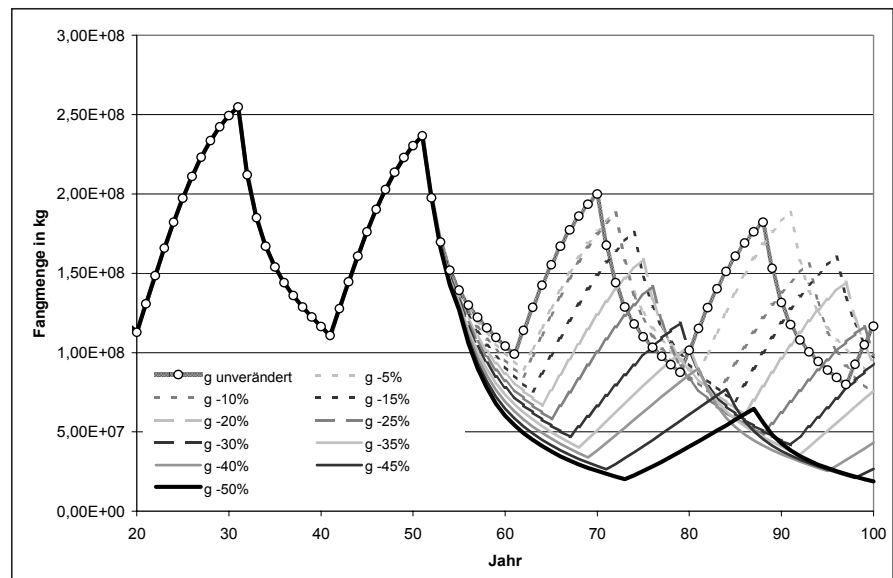
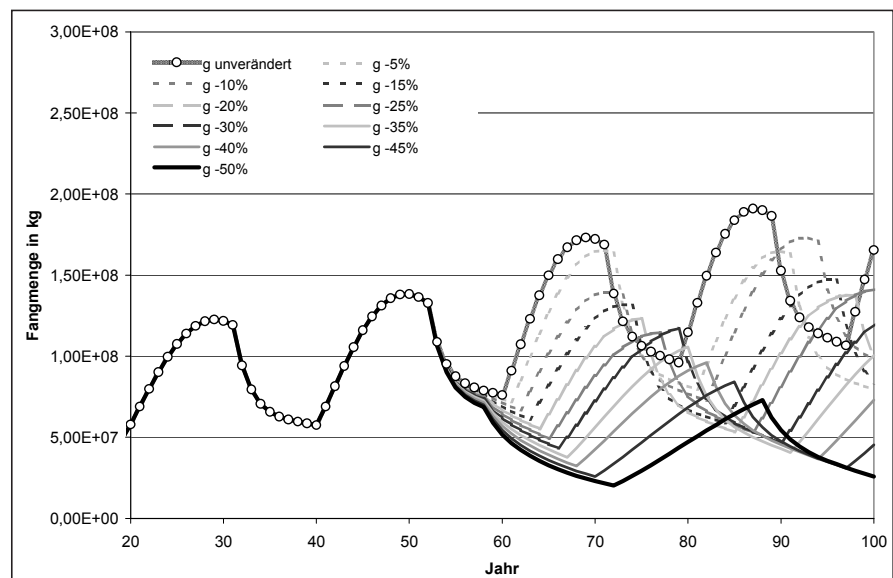


Abb. 10:
Entwicklung des Kabeljaufangs durch küstennahe Fischerei bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten.



genüber dem Referenzszenario deutlich ab. Schwankt die Bestandsgröße im Referenzszenario um etwa 2,8 Mio. t Biomasse, so sinkt diese bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate um 50% auf rund 1,8 Mio. t. Im Vergleich zum Kabeljaubestand ist der Effekt der Verringerung der intrinsischen Wachstumsraten beim Loddebestand also sehr viel schneller zu beobachten. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass der simulierte Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten zu einem Zeitpunkt erfolgt, an dem sich der Bestand an Lodde nahe seines Maximums befindet. Zum anderen ist die sehr viel kürzere Lebenserwartung und die damit verbundene höhere Dynamik in der Bestandsentwicklung bei Lodde für den sehr starken kurzfristigen Bestandsrückgang verantwortlich.

Die Fangmengen der Kabeljau- und Loddefischer werden durch die Rückgänge der Fischbestände stark beeinträchtigt. Betrachtet man die Kabeljaufischerei, so ist festzustellen, dass die Gesamtfangmenge vor dem Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten bei rund 300.000 t liegt, wobei in den ersten Jahrzehnten der Simulation der Anteil der Trawler (Abb. 9) am Gesamtfang etwa doppelt so groß ist wie der Anteil der küstennahen Fischer (Abb. 10). Allerdings erfolgt im Laufe der Simulation eine Verschiebung der Fanganteile zugunsten der küstennahen Fischerei und zulasten der Trawler, deren Fangaktivität mit höheren Ausgangskosten verbunden ist, bis am Ende der Anteil beider Flottentypen am Gesamtfang in etwa gleich groß ist.

Der Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate von Kabeljau führt demnach bei den Trawlern zu drastischen Fangverlusten (Abb. 9). Während im Referenzszenario der Kabeljaufang bis zum Ende der Simulation fast immer mehr als 100.000 t pro

Jahr beträgt, nimmt er bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate von Kabeljau von mehr als 30% derart stark ab, dass in keinem Jahr mehr die Grenze von 100.000 t pro Jahr überschritten wird. Bei einer Halbierung der intrinsischen Wachstumsrate liegen die jährlichen Fänge der Trawler zuletzt im Schnitt sogar unter 50.000 t.

Nicht ganz so deutlich sind die Rückgänge der Fangmengen bei den küstennahen Fischern. Hier führt eine moderate Verringerung der intrinsischen Wachstumsrate von Kabeljau bis ca. 15% lediglich dazu, dass der steigende Trend bei den Fangmengen der küstennahen Fischerei abgeschwächt wird und die Fangmengen um einen langfristigen Mittelwert von rund 100.000 t pro Jahr schwanken (Abb. 10). Erst bei einer stärkeren Abnahme der intrinsischen Wachstumsrate kommt es auch bei der küstennahen Kabeljaufischerei zu geringer werdenden Fangerträgen. Die Einbußen sind jedoch weit geringer als bei den Trawlern, so dass es in allen Szenarien langfristig zu einer Angleichung der Fanganteile beider Flottentypen am Gesamtfang von Kabeljau kommen muss.

Der Gesamtfang von Lodde (Abb. 11) geht nach einer Verringerung der intrinsischen Wachstumsraten zwar ebenfalls zurück, aber auch dieser Rückgang fällt bei Lodde wieder weitaus geringer aus. Hier gehen die Anlandungen selbst bei einer Reduzierung der intrinsischen Wachstumsrate um 50% im Schnitt um lediglich ein Drittel zurück. Ebenso wie die Anpassung der Bestandsgröße von Lodde erfolgt der Rückgang der Fangmenge sprunghaft schon kurze Zeit nach der Änderung der intrinsischen Wachstumsrate. In der Folgezeit bleiben die Fangmengen dann auf reduziertem Niveau stabil. Es fällt also auf, dass sich auch die Auswirkungen

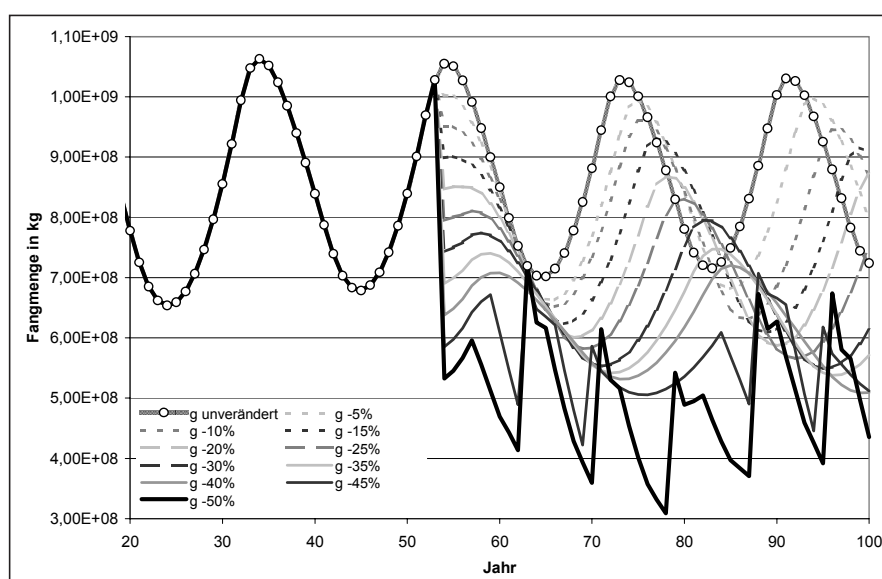


Abb. 11: Entwicklung des Loddefangs durch Ringwadenfischerei bei einem Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten.

der populationsdynamischen Veränderungen sehr viel schneller auf die Fangmenge von Lodde auswirken als auf die Kabeljaufänge.

Durch die geringeren Anlandungen reduzieren sich die wirtschaftlichen Erträge aus der Fischerei für alle Kabeljau- und Loddefischer. Betrachtet wird der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne der Flotten in den Jahren 50 bis 65 der Simulationen, also der Zeitraum der ersten 15 Jahre nach der Änderung der intrinsischen Wachstumsraten beider Fischarten. Es zeigt sich, dass das wirtschaftliche Ergebnis der Fischerei bei einer Änderung der populationsdynamischen Rahmenbedingungen in jedem Fall schlechter ist als im Referenzszenario

Tab. 2: Entwicklung des Gegenwartswertes der diskontierten Gewinne der Fischereiflotten im Zeitraum von 15 Jahren nach dem Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten.

Veränderung der intrinsischen Wachstumsrate	Gegenwartswert der diskontierten Gewinne [Mio. NOK]	Veränderung zum Referenzszenario
---	---	----------------------------------

Kabeljaufischerei durch Trawler

Referenzszenario	613,09	
g – 5%	612,70	-0,06%
g – 10%	612,30	-0,13%
g – 15%	611,87	-0,20%
g – 20%	611,42	-0,27%
g – 25%	610,94	-0,35%
g – 30%	610,43	-0,43%
g – 35%	609,90	-0,52%
g – 40%	609,32	-0,62%
g – 45%	608,72	-0,71%
g – 50%	608,06	-0,82%

küstennahe Kabeljaufischerei

Referenzszenario	621,84	
g – 5%	621,65	-0,03%
g – 10%	621,45	-0,06%
g – 15%	621,23	-0,10%
g – 20%	621,01	-0,13%
g – 25%	620,77	-0,17%
g – 30%	620,51	-0,22%
g – 35%	620,23	-0,26%
g – 40%	619,93	-0,31%
g – 45%	619,61	-0,36%
g – 50%	619,26	-0,42%

Ringwadenfischerei Lodde

Referenzszenario	753,58	
g – 5%	752,38	-0,15%
g – 10%	751,22	-0,31%
g – 15%	750,05	-0,46%
g – 20%	748,88	-0,62%
g – 25%	747,71	-0,77%
g – 30%	746,53	-0,93%
g – 35%	745,34	-1,09%
g – 40%	744,15	-1,25%
g – 45%	742,98	-1,41%
g – 50%	741,69	-1,57%

(Tab. 2). Die Gewinne der Trawler sinken dabei etwas stärker als die der küstennahen Kabeljaufischer, da bei ersteren die Fangmengen deutlicher zurückgehen. Das Minus der Loddefischer ist zwar insgesamt etwas größer als bei der Kabeljaufischerei, dennoch sind diese Veränderungen eher gering, wenn man die Größenordnung der wirtschaftlichen Erträge aus der Fischerei berücksichtigt.

Dass sich die Gegenwartswerte der diskontierten Gewinne trotz starker populationsdynamischer Änderungen der Fischbestände und der Fangmengen nur so geringfügig verändern, hängt mit der Berechnungsweise der betrachteten Größe zusammen. Die ersten Jahre des Zeitraums zwischen den Jahren 50 und 65 werden bei der Berechnung des Gegenwartswertes der diskontierten Gewinne stärker gewichtet als die letzten Jahre. Deutliche Unterschiede in den wirtschaftlichen Ergebnissen einzelner Jahre findet man aber erst nach etwa 5 Jahren bei Lodde und rund 10 Jahren bei Kabeljau.

Durch die geringere Gewichtung dieser Einzelergebnisse gegenüber den ersten Jahren dieses Zeitraums, in denen die angelandeten Mengen noch nicht durch die populationsdynamischen Veränderungen beeinträchtigt sind, erscheint die mittelfristige Belastung der Fischerei durch einen Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten beider Fischarten gering. Die starken Reduzierungen der Anlandungen legen jedoch die Vermutung nahe, dass die langfristigen negativen Folgen für die Fischerei deutlich größer sind, als es nach der Betrachtung der ersten 15 Jahre nach Einsetzen der populationsdynamischen Änderungen den Anschein hat.

5.2 Auswirkungen eines Rückgangs der ökologischen Tragfähigkeit

Eine Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit beider Fischarten führt, wie ein Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten auch, zu kleineren Beständen von Kabeljau und Lodde. Der Kabeljaubestand, der im Referenzszenario im Schnitt bei knapp 2 Mio. t. Biomasse liegt, geht in den ersten Jahren nach dem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit besonders stark zurück (Abb. 12). Bei einer Halbierung der ökologischen Tragfähigkeit sinkt der Bestand an Kabeljau bis auf weniger als 750.000 t ab. Allerdings kann sich der Bestand in den Folgejahren in allen Szenarien erholen. Der Kabeljaubestand pendelt sich stets in einer Größenordnung von etwas mehr als einer Million Tonnen ein. Wie es schon beim Rückgang der intrinsischen Wachstumsraten zu beobachten war, führt auch eine Verringerung der ökologischen Tragfä-

higkeit dazu, dass sich die Periodizität, mit der die Bestandsgröße zwischen einem maximalen und einem minimalen Wert schwankt, von rund 20 Jahren auf etwa 30 Jahre verlängert.

Der Rückgang des Loddebestands bei einer Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit (Abb. 13) liegt in der gleichen Größenordnung wie der Bestandsrückgang nach der Abnahme der intrinsischen Wachstumsrate. Während die Bestandsbiomasse im Referenzszenario bei etwas unter 3 Mio. t liegt, reduziert sie sich bei einer Halbierung der ökologischen Tragfähigkeit auf durchschnittlich unter 2 Mio. t. Wie beim Kabeljaubestand verlängert sich auch die Periode der Schwankung des Loddebestands mit abnehmender ökologischer Tragfähigkeit. Auffällig ist wieder die schnelle Erholung des Bestands an Lodde unmittelbar nach dem er-

sten drastischen Rückgang infolge der Änderung der populationsdynamischen Gegebenheiten. Diese Bestandserholung ist auf die besonders starke Abnahme des Kabeljaubestands zur gleichen Zeit zurückzuführen, die deutlich geringere Verluste von Lodde durch Fraß von Kabeljau zur Folge hat. Der geringere Druck auf den Bestand durch Räuber ermöglicht diesen schnellen Wiederanstieg der Bestandsgröße von Lodde in einigen wenigen Jahren nach dem Einbruch der Populationsgröße.

Eine Reduzierung der ökologischen Tragfähigkeit von Kabeljau resultiert in einer sehr starken Beeinträchtigung der Fangmengen dieser Fischart. Sowohl die Trawler als auch die küstennahen Fischer mit ihren kleineren Booten müssen geringere Fänge in Kauf nehmen, wenn es zu einer Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit kommt. Bemer-

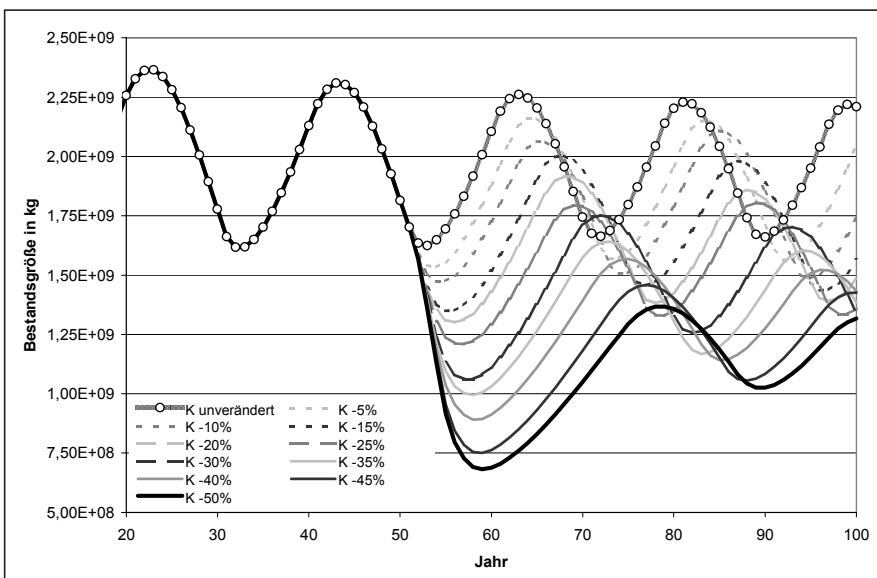


Abb. 12: Entwicklung des Kabeljaubestandes bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

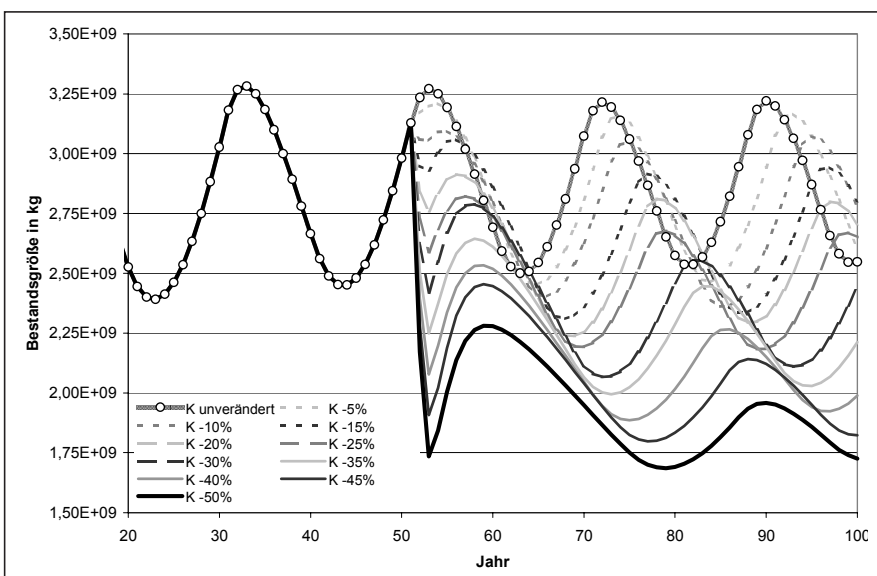


Abb. 13: Entwicklung des Loddebestands bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

Abb. 14:
Entwicklung des Kabeljaufangs durch Trawler bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

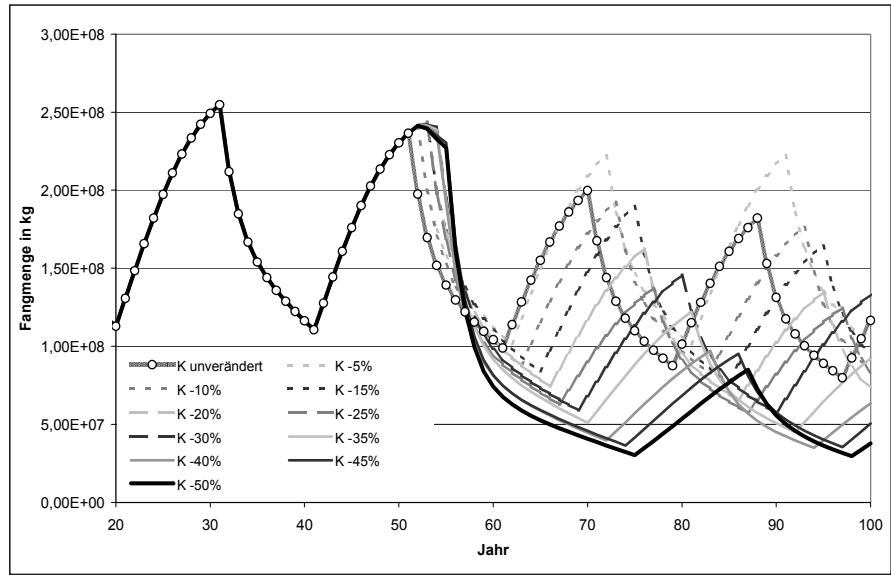


Abb. 15:
Entwicklung des Kabeljaufangs durch küstennahe Fischerei bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

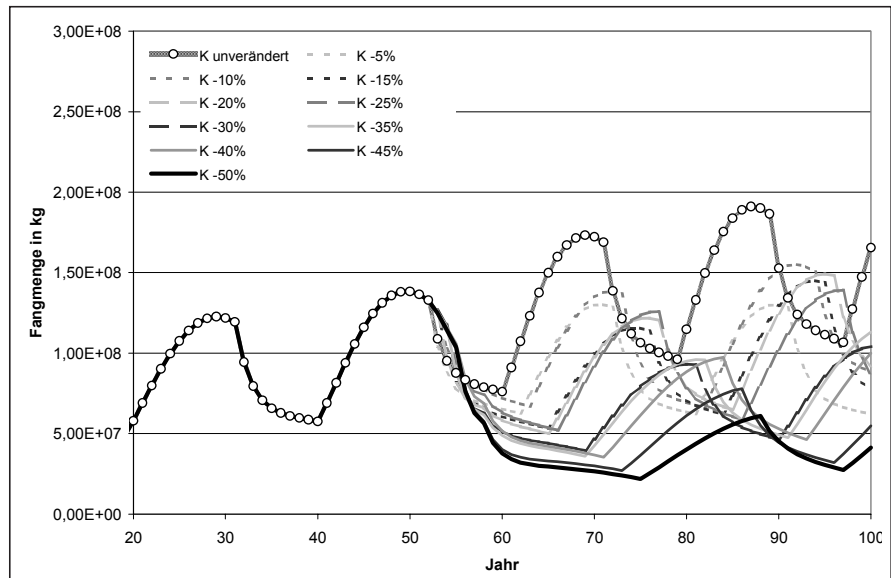
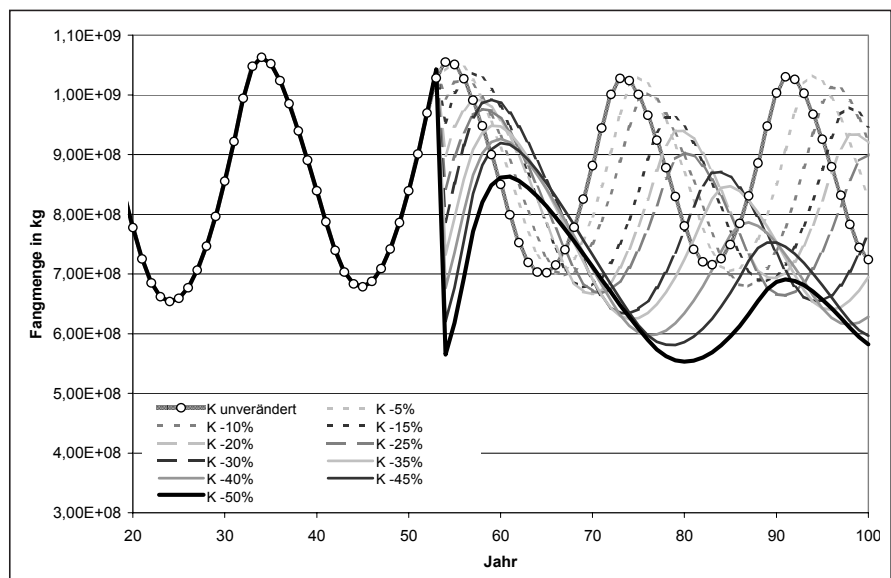


Abb. 16:
Entwicklung des Loddefangs durch Ringwadenfischerei bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.



kenswert ist, dass bei den Trawlern (Abb. 14) eine Änderung der Tragfähigkeit zuerst dazu führt, dass sich die Fangmengen erhöhen. Je größer die Abnahme der ökologischen Tragfähigkeit ist, desto länger verbleiben die Kabeljaufänge im Zeitraum zwischen den Jahren 50 und 58 auf einem hohen Niveau. Je länger aber die hohen Fangmengen aufrechterhalten werden, desto drastischer ist der darauffolgende Einbruch der Fangmengen. Nach diesem ersten starken Einbruch der Fangmengen, der bei einer Halbierung der ökologischen Tragfähigkeit fast 70% innerhalb von fünf Jahren ausmacht, pendeln sich die Anlandungen auf niedrigerem Niveau ein. Dieses liegt bei rund 150.000 t pro Jahr bei einem moderaten Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit und unter 100.000 t pro Jahr bei einer starken Reduzierung.

Eine geringer werdende ökologische Tragfähigkeit von Kabeljau hat auf die Anlandungen der küstennahen Kabeljaufischerei einen größeren Einfluss als eine Reduzierung der intrinsischen Wachstumsrate. Schon bei einem geringen Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit wird der im Referenzszenario vorhandene Aufwärtstrend bei den Fangmengen gebrochen (Abb. 15). Bei einer moderaten Abschwächung der Tragfähigkeit schwanken die Anlandungen langfristig um einen Durchschnittswert von rund 100.000 t pro Jahr. Erst ein stärkerer Rückgang der Tragfähigkeit von mehr als 30% führt zu langfristig geringer werdenden Fangmengen, die dauerhaft unterhalb von 100.000 t pro Jahr liegen.

Im Gegensatz dazu sind die negativen Auswirkungen auf die Fangmengen von Lodde bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit dieser Fischart weniger deutlich als bei einer Reduzierung der intrinsischen Wachstumsrate (Abb. 16). Für moderate Abschwächungen der ökologischen Tragfähigkeit bis zu 25% verbleiben die Fangmengen von Lodde in der Schwankungsbreite zwischen rund 700.000 t und 1.000.000 t pro Jahr.

Erst bei einer Verkleinerung der ökologischen Tragfähigkeit von 30% oder mehr ist eine langfristige Abnahme der Fangmengen zu verzeichnen. Der starke Anstieg der Fangmengen unmittelbar nach deren ersten Einbruch ist auf die Bestandserholung von Lodde zurückzuführen, die durch den verringerten Beutedruck hervorgerufen wird. Dieser Wiederanstieg des Gesamtfangs von Lodde ist jedoch nur kurzfristig. Bei allen späteren Schwankungen der Fangmengen liegen die maximal erreichten Werte auf einem deutlich niedrigeren Niveau.

Eine Reduzierung der intrinsischen Wachstumsraten der Fischarten führt bei allen Flottentypen zu einer Verringerung des Gegenwartswertes der dis-

kontierten Gewinne aus der Fischerei. Verringert sich jedoch die ökologische Tragfähigkeit, müssen die wirtschaftlichen Auswirkungen differenziert betrachtet werden. Die diskontierten Gewinne aus der Fischerei nehmen für die Ringwadenfischer bei abnehmender ökologischer Tragfähigkeit von Lodde leicht ab (Tab. 3). Für die küstennahe Fischerei von Kabeljau bleibt der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne praktisch unverändert. Deutlich verbessern kann sich jedoch das wirtschaftliche Ergebnis der Trawlfischerei von Kabeljau. Der Zuwachs fällt um so deutlicher aus, je größer die Abnahme der ökologischen Tragfähigkeit von Kabeljau ist. Schon bei ei-

Tab. 3: Entwicklung des Gegenwartswertes der diskontierten Gewinne der Fischereiflotten im Zeitraum von 15 Jahren nach dem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

Veränderung der ökologischen Tragfähigkeit	Gegenwartswert der diskontierten Gewinne [Mio. NOK]	Veränderung zum Referenzszenario
<i>Kabeljaufischerei durch Trawler</i>		
Referenzszenario	613,09	
K – 5%	664,23	8,34%
K – 10%	662,78	8,10%
K – 15%	681,96	11,23%
K – 20%	681,34	11,13%
K – 25%	680,30	10,96%
K – 30%	686,80	12,02%
K – 35%	685,97	11,89%
K – 40%	684,95	11,72%
K – 45%	686,41	11,96%
K – 50%	685,34	11,78%
<i>küstennahe Kabeljaufischerei</i>		
Referenzszenario	621,84	
K – 5%	617,62	-0,68%
K – 10%	625,91	0,66%
K – 15%	624,00	0,35%
K – 20%	623,76	0,31%
K – 25%	626,23	0,71%
K – 30%	625,24	0,55%
K – 35%	624,93	0,50%
K – 40%	625,36	0,51%
K – 45%	624,71	0,46%
K – 50%	624,29	0,39%
<i>Ringwadenfischerei Lodde</i>		
Referenzszenario	753,54	
K – 5%	754,00	0,06%
K – 10%	753,10	-0,06%
K – 15%	752,46	-0,14%
K – 20%	751,18	-0,31%
K – 25%	750,00	-0,47%
K – 30%	748,91	-0,61%
K – 35%	747,60	-0,79%
K – 40%	746,30	-0,96%
K – 45%	745,03	-1,13%
K – 50%	743,68	-1,31%

nem kleinen Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit steigt der Gegenwartswert um rund 8%, bei großen Abnahmen der Tragfähigkeit vergrößern sich die diskontierten Gewinne sogar um bis zu 12%.

Dieser Zuwachs erfolgt, weil eine Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit von Kabeljau mit einer Verlängerung der Phase zwischen den Jahren 50 und 58 einhergeht, in der hohe Fangmengen von Kabeljau erzielt werden. Dies erhöht die Gewinne in den ersten Jahren nach der Veränderung des populationsdynamischen Parameters und führt zu einem höheren Gegenwartswert der diskontierten Gewinne im Zeitraum der Jahre 50 bis 65, da die schlechten wirtschaftlichen Ergebnisse der Jahre 60 bis 65 weniger gewichtet werden. Dementsprechend verschleiert diese Veränderung des Gegenwartswertes der diskontierten Gewinne der Trawlfischerei die langfristig negative Entwicklung in der Befischung des Kabeljaus, die durch eine Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit dieser Fischart hervorgerufen wird.

5.3 Kombination beider Effekte

Natürlich ist es möglich, dass sich durch Änderungen der Umweltbedingungen sowohl die intrinsische Wachstumsrate als auch die ökologische

Tragfähigkeit einer Fischart ändert. In Simulationen wurden beide Effekte kombiniert und untersucht, auf welcher Weise ein gemeinsames Auftreten von Veränderungen dieser populationsdynamischen Größen das wirtschaftliche Ergebnis der Fischerei von Kabeljau und Lodde beeinflusst.

Es zeigt sich, dass der aus der Fischerei zu erwirtschaftende Gewinn nur unwesentlich beeinflusst wird, wenn beide Effekte kombiniert werden. Eine stärkere Abnahme der intrinsischen Wachstumsrate beeinflusst den Gegenwartswert der diskontierten Gewinne nur minimal (Abb. 17).

Für unterschiedliche Abnahmen der intrinsischen Wachstumsrate zeigen die Gegenwartswerte der diskontierten Gewinne aus der Fischerei meistens gleichbleibende Werte auf. Auch die markante Verbesserung des wirtschaftlichen Ergebnisses der Trawler bei abnehmender ökologischer Tragfähigkeit scheint unabhängig von der Größe der intrinsischen Wachstumsrate zu sein. Abweichungen treten dabei vor allem bei kleinen Abnahmen der ökologischen Tragfähigkeit auf, während sich der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne über den Zeitraum von 15 Jahren bei einer Verringerung der ökologischen Tragfähigkeit von mehr als 20% nur noch auf unbedeutende Weise verändert.

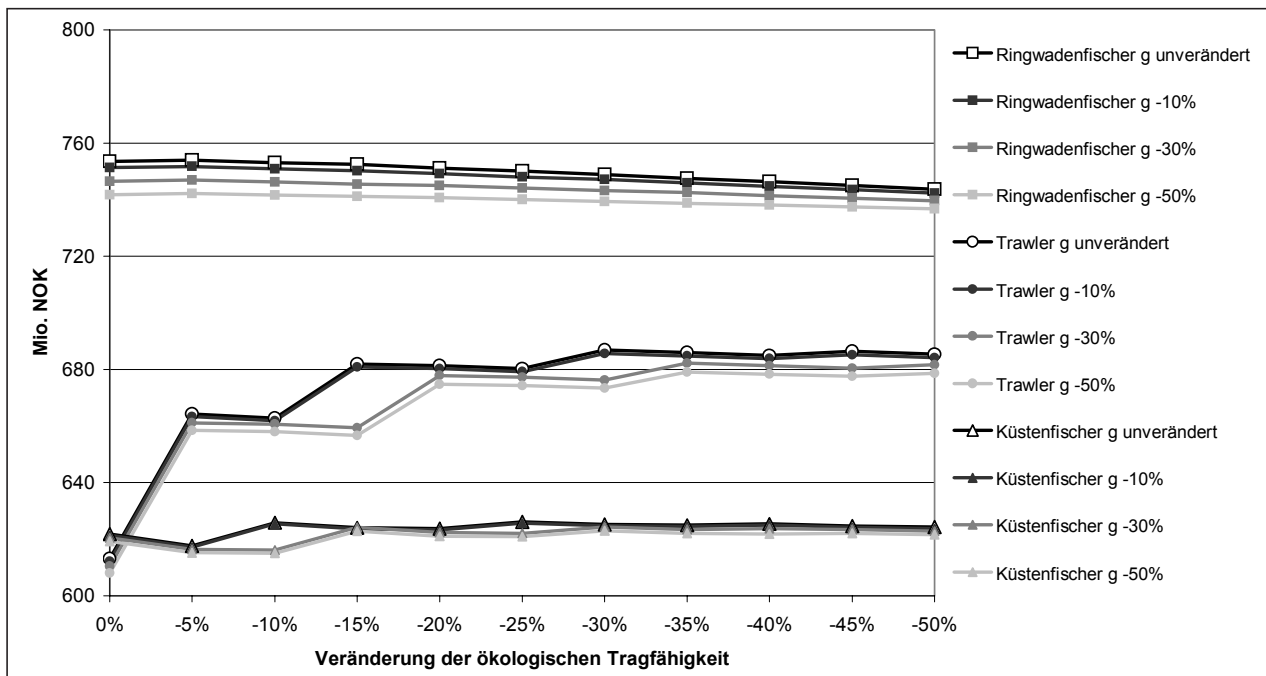


Abb. 17: Veränderung des Gegenwartswertes der Gewinne bei unterschiedlich starkem Rückgang der intrinsischen Wachstumsrate.

6. Diskussion

Die Simulationen zeigen, dass sich Veränderungen wichtiger populationsdynamischer Größen langfristig nachteilig auf die Bestandsgrößen der betrachteten Fischarten auswirken. Aufgrund der kleineren Fischbestände gehen in der Zeit nach der Änderung der Wachstumsrate oder der Tragfähigkeit die Fangmengen von Kabeljau und Lodde zurück, was den wirtschaftlichen Gewinn aus der Fischerei schmälert. Allerdings wird diese Beeinträchtigung der Fischereiwirtschaft bei einer mittelfristigen Betrachtung der diskontierten Gewinne dadurch verschleiert, dass die Jahre mit großen Fangmengen am Anfang des berücksichtigten Zeitraums zwischen den Jahren 50 und 65 bei der Diskontierung höher gewichtet werden als die Jahre mit geringeren Anlandungen am Ende dieses Zeitraums. Der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne dieses Zeitraums bleibt zwar praktisch unverändert, bei einem mittleren bis starken Rückgang der populationsdynamischen Größen ist der Trend zu geringeren Fangmengen und somit schlechteren wirtschaftlichen Ergebnissen jedoch vorgezeichnet.

Das Anwachsen des Gegenwartswertes der diskontierten Gewinne der Trawler aus der Kabeljaufischerei bei einer kleiner werdenden ökologischen Tragfähigkeit ist auf eine Ausweitung der Fischereiaktivität in den ersten Jahren nach dem Absinken der Tragfähigkeit zurückzuführen (Abb. 18). Je größer der Rückgang der populationsdynamischen Kenngröße ist, desto mehr wird der Fischereiaufwand der Trawler erhöht, um die Menge angelandeten Kabeljaus länger auf einem hohen Niveau halten zu können. Die Erhöhung der Auslastung der Trawler hat zur Folge, dass das kurzfristige wirt-

schaftliche Ergebnis der Trawlfischerei von Kabeljau besser ist als im Referenzszenario. Diese Strategie erweist sich jedoch als sehr kurzfristig. Die Anlandungen und damit die Erträge aus der Trawlfischerei können zwar nach dem Absinken der ökologischen Tragfähigkeit einige Jahre länger stabil gehalten werden, der Kabeljaubestand wird dadurch aber derart belastet, dass eine spätere Erholung des Bestands praktisch ausgeschlossen ist. Dies bedeutet auf lange Sicht deutliche Einbußen für die Kabeljaufischerei, welche sich schon durch das zum Teil deutlich reduzierte Niveau der Fangmengen von Kabeljau nach dem Eintreten der Veränderung der populationsdynamischen Kenngrößen abzeichnen.

Vergleicht man die Ergebnisse der Simulationen mit der norwegischen Fischereistatistik, zeigt sich, dass generell die vom Modell ermittelte mittlere Bestandsgröße des Kabeljau sowie die Fangmengen der Trawler und der küstennahen Fischerei vor der simulierten Veränderung der Populationsdynamik recht gut mit der offiziellen Fischereistatistik Norwegens übereinstimmen. Der Kabeljaubestand liegt real bei knapp unter 2 Mio. t Biomasse und Anlandungen von Kabeljau liegen bei etwa 300.000 t pro Jahr, wobei der größte Teil von den Trawlern gefangen wird (STATISTISK SENTRALBYRÅ, 2000). In den Simulationen ergeben sich ähnliche Größen. Bei Lodde besteht zwischen Simulationsergebnis und den in der Realität erhobenen Daten eine größere Diskrepanz als beim Kabeljau. Die Bestandsgröße von Lodde wird im allgemeinen in den Simulationen eher überschätzt, was dazu führt, dass die Fangmengen der Ringwandfischerei und die daraus resultierenden Gewinne aus der Fischerei zu hoch angesetzt werden. Ein

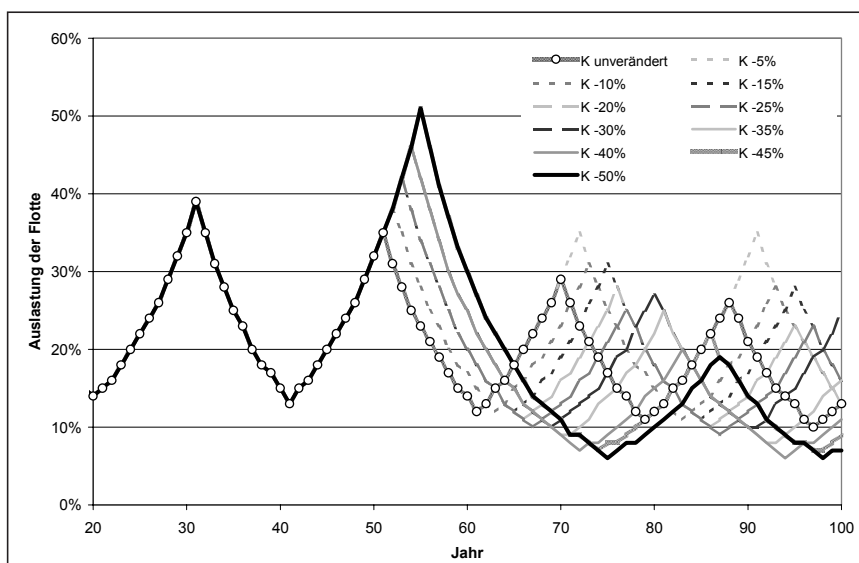


Abb. 18: Entwicklung des Fischereiaufwands der Trawler bei einem Rückgang der ökologischen Tragfähigkeit.

möglicher Grund für diese Abweichung des Modells von der Realität ist, dass das Modell nur die Räuber-Beute-Beziehung zwischen Kabeljau und Lodde berücksichtigt, diese die ökosystemaren Zusammenhänge jedoch nur unzureichend abbilden kann.

Deshalb besteht die Möglichkeit, dass die Qualität der Simulation der Bestandsentwicklung von Lodde im Modell verbessert werden kann, wenn Hering als dritte Fischart im Modell berücksichtigt wird. GJØSÆTER (2003) weist nämlich darauf hin, dass sich junger Hering in großem Maße von Loddelarven ernährt. Sind große Altersklassen von jungem Hering in der Barentssee vorhanden, sorgen diese durch ihren Fraß der Loddelarven dafür, dass der Rekrutierungserfolg von Lodde stark eingeschränkt ist. Die Folge ist ein deutlicher Rückgang des Loddebestands, der sich erst wieder erholen kann, wenn die jungen Heringe die Barentssee verlassen haben, um sich den großen Heringsbeständen in der Norwegischen See weiter im Westen anzuschließen. Zahlenmäßig starke Jahrgänge von jungem Hering sind zwar nur sporadisch in der Barentssee zu finden, doch sorgt ihr Auftreten in den nachfolgenden Jahren meist für einen reduzierten Loddebestand und eine stärkere Fluktuation der Bestandsgröße.

Ein weiteres Problemfeld bei den Simulationen mit diesem Modell besteht darin, das Verhalten der Fischer realistisch einzuschätzen und entsprechend im Modell abzubilden. Grundlage dieses Modells ist nicht das rationale Verhalten der Fischer, bei dem einzig die Profitmaximierung über einen bestimmten Zeitraum als Entscheidungsgrundlage dient, sondern das adaptive Verhalten. Dieses ist dadurch gekennzeichnet, dass der Fischereiaufwand in der jeweils kommenden Fangsaison durch einen Abgleich des tatsächlichen Fangs mit einem vorher berechneten Zielwert bestimmt wird. Da sich das Entscheidungskriterium für die Anpassung des Fi-

schereiaufwands also nicht am erzielten Gewinn sondern an einer optimalen Fangmenge ausrichtet, fallen die auf dieser Basis berechneten Gewinne aus der Fischerei niedriger aus als wenn das rationale Verhalten Grundlage des Modells wäre.

Vorteil der Betrachtung des adaptiven Verhaltens und damit der Grund für die Verwendung im Modell ist, dass es die Größe der vorhandenen Fischbestände und den erwarteten Rekrutierungserfolg berücksichtigt. Das adaptive Verhalten erscheint deshalb langfristig nachhaltiger, obwohl die Gewinne aus der Fischerei nie das optimale Niveau erreichen. Allerdings zeigen die Simulationen des Rückgangs der ökologischen Tragfähigkeit von Kabeljau, dass sich auch das adaptive Verhalten nachteilig auf die Bestandsentwicklung auswirken kann. Dies gilt insbesondere dann, wenn der Bestand durch einen äußeren Einfluß kurzfristig stark beeinträchtigt ist, die Anpassung des Fischereiaufwands aber aufgrund der Anpassungsregel zu langsam erfolgt, um eine bestandssichernde Bewirtschaftung zu gewährleisten.

Trotz dieser Ungenauigkeiten, die jedem Modell anhaften, da es nie gelingen kann, die Realität vollständig abzubilden, lassen sich mit dem in dieser Studie vorgestellten Modell erste qualitative Aussagen über die mögliche Beeinträchtigung der Bestände von Kabeljau und Lodde und der Fangmengen bei einem Absinken der intrinsischen Wachstumsraten oder der ökologischen Tragfähigkeiten der Fischarten treffen. Eine Weiterentwicklung des Modells ist notwendig, um genauere Aussagen über die ökonomischen Konsequenzen machen zu können, die eine plötzliche Veränderung der Bestandsgrößen der bewirtschafteten Fischarten mit sich bringt. Nur so können dann Szenarien untersucht werden, die durch eine Änderung der klimatischen Bedingungen oder der hydrographischen Gegebenheiten hervorgerufen werden.

7. Zusammenfassung

Das in dieser Studie dargestellte Modell ist ein bio-ökonomisches Fischereimodell, das die wichtigsten ökonomischen Prozesse der Nutzung erneuerbarer Ressourcen sowie die grundlegenden biologischen Prozesse berücksichtigt. Anhand des Modells sollen die ökonomischen Auswirkungen auf die Fischerei in der Barentssee untersucht werden, die eine Reduzierung wichtiger populationsdynamischer Kenngrößen mit sich bringen würde.

Im Modell werden exemplarisch die beiden Fischarten Kabeljau und Lodde, die in einem Räuber-Beute-Verhältnis zueinander stehen, betrachtet. Es werden

verschiedene Altersklassen unterschieden, die für jeden Fischbestand separat betrachtet werden.

Beide Fischarten werden von unterschiedlichen Fischereiflottentypen bewirtschaftet: Kabeljau wird von Trawlern sowie von einer Flotte von kleineren Booten gefangen, die in Küstennahe operieren; der Fang von Lodde geschieht durch Ringwadenfischerei. Die Höhe der Fangmenge wird vom Fischereiaufwand sowie von der Größe der Fischbestände beeinflusst. Der Fischereiaufwand wird in jeder Fangsaison auf der Grundlage des adaptiven Verhaltens der Fischer neu angepasst.

Die vorliegende Version des Modells betrachtet einen Zeitraum von einhundert Jahren. Für jede Fangperiode werden die Bestandsgrößen beider Fischarten, die Fangmengen jeder Fischereiflotte sowie die aus der Fischerei erzielten Gewinne ermittelt. Die Simulationen sind derart gestaltet, dass jeweils im 50. Jahr einer Simulation eine dauerhafte Reduzierung der intrinsischen Wachstumsraten der betrachteten Fischarten bzw. der ökologischen Tragfähigkeit stattfindet. Die sich daraus ergebenden Änderungen der Größen der Fischbestände wirkt sich auf die Anlandungen und die Erträge aus der Fischerei aus. Vergleicht man diese Ergebnisse mit einem Referenzszenario, können Aussagen über das Ausmaß der Beeinträchtigung der Bestände und der Fischerei getroffen werden.

In den durchgeführten Simulationen zeigt sich, dass eine geringere Wachstumsrate bzw. eine reduzierte ökologische Tragfähigkeit fast ausnahms-

los zu geringeren Beständen von Kabeljau und Lodde führt. Folglich ist langfristig die Menge des angelandeten Fisches für alle Flottentypen rückläufig. Zu beachten ist allerdings, dass der Gegenwartswert der diskontierten Gewinne aus der Fischerei in den ersten 15 Jahren nach der Veränderung der Populationsdynamik der Fischarten diesen negativen Trend noch nicht widerspiegelt, da ein deutlicher Rückgang der Anlandungen erst in den Jahren erfolgt, die im Gegenwartswert der wirtschaftlichen Ergebnisse nur gering gewichtet werden.

Die Ergebnisse der Simulationen mit diesem Modell ermöglichen erste generelle Aussagen über die Entwicklung der Fischbestände und der Fischerei nach einer Veränderung der populationsdynamischen Rahmenbedingungen. Die hier dargestellte Modellversion soll in Zukunft weiter ausgebaut werden, um der Komplexität des betrachteten Themenbereichs besser gerecht zu werden.

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Richard Tol für anregende Diskussionen und wertvolle Hinweise bei der Entwicklung des Modells. Diese Arbeit ist Teil des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung un-

terstützten Forschungsprojektes INTEGRATION zur Untersuchung der Auswirkungen eines möglichen Zusammenbruchs der thermohalinen Zirkulation.

Literaturverzeichnis

- ANON. (1987): Report of the Working Group on Atlanto-Scandian Herring and Capelin, Copenhagen, 27-31 October 1986. – ICES Report CM 1987/Assess. 8.
- ANON. (1992): Report of the Arctic fisheries Working Group, Copenhagen, 1992. – ICES Report CM 1992/Ass. 2.
- ANON. (2003): Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management – ICES Report CM 2002/ACFM 18.
- ARMSTRONG, C.W. & SUMAILA, U.R. (2000): Cannibalism and the Optimal Sharing of the North-East Atlantic Cod Stock: a Bioeconomic Model. – *Journal of Bioeconomics*, **2**: 99-115, Dordrecht.
- ARMSTRONG, C.W. & SUMAILA, U.R. (2001): Optimal Sharing of TAC and the Implications of Implementing an ITQ Management System for the North-East Arctic Cod. – *Land Economics*, **77**: 350-359, Madison, WI.
- BEVERTON, R.J. & HOLT, S.J. (1954): On the dynamics of exploited fish populations. – 533 S.; London (Chapman & Hall).
- CLARK, C.W. (1976): *Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources*. – 352 S.; New York (Wiley).
- EIDE, A. (1997): Stock variations due to symbiotic behavior - An attempt to understand the fluctuations in the cod fisheries of the Barents Sea. – In: MCDONALD, D. & MCALEER, M. (1992): *Proceedings of MODSIM 97 International Congress on Modelling and Simulation: 1599-1604*, Hobart, Tasmania.
- EIDE, A. & FLAATEN, O. (1992): Bioeconomic Modelling of the Barents Sea Fisheries. – In: ANTONA, M., CATAZANO, J. & SUTINEN, J.G. (1992): *Actes de la sixième conférence de l'association internationale d'économie des pêches*, Paris, July 6-9, 1992: 183-196, Paris.
- GJØSÆTER, H. (1998): The Population Biology and Exploitation of Capelin (*Mallotus villosus*) in the Barents Sea. – *Sarsia*, **83**: 453-496, Bergen.
- GJØSÆTER, H. (2003): SYSTMOD – a multi-species fish population model – Vortrag beim Workshop des Forschungsprojektes INTEGRATION, Bergen, Norwegen, 15.05.2003.
- GJØSÆTER, H., BOGSTAD, B. & TJELMELAND, S. (2002): Assessment methodology for Barents Sea capelin, *Mallotus villosus* (Müller). – *ICES Journal of Marine Science*, **59**: 1086-1095, Copenhagen.

- GJØSÆTER, H., DOMMASNES, A. & RØTTINGEN, B. (1998): The Barents Sea Capelin Stock 1972-1997. A Synthesis of Results from Acoustic Surveys. – Sarsia, **83**: 497-510, Bergen.
- MAGNÚSSON, K.G. & PÁLSSON, Ó.K. (1991): Predator-prey interactions of cod and capelin in Icelandic waters. – ICES Marine Science Symposia, **193**: 153-170, Copenhagen.
- MEHL, S. (1989): The Northeast Arctic cod's consumption of commercially exploited prey species in 1984-1986 – Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer, **188**: 185-205.
- MEHL, S. & SUNNANÁ, K. (1991): Changes in growth of Northeast Arctic cod in relation to food consumption in 1984-1988. – ICES Marine Science Symposia, **193**: 109-112, Copenhagen.
- MOXNES, E. (1992): Multispecies Management under Uncertainty. – 34 S.; Bergen (Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning).
- OZHIGIN, V.K. & LUKA, G.I. (1985): Some peculiarities of capelin migrations depending on thermal conditions in the Barents Sea – In: GJØSÆTER, H. (Hrsg.) (1985): The proceedings of the Soviet-Norwegian symposium on the Barents Sea capelin, Bergen, 14-19 August 1984, 135-147, Bergen.
- RAHMSTORF, S. & GANOPOLSKI, A. (1999): Long-term global warming scenarios computed with an efficient coupled climate model. – Climatic Change, **43**: 353-367, Dordrecht.
- SUMAILA, U.R. (1995): Irreversible Capital Investment in a Two-Stage Bimatrix Fishery Game Model – Marine Resource Economics, **10**: 263-283, Kingston, RI.
- SUMAILA, U.R. (1997): Strategic Dynamic Interaction: The Case of Barents Sea Fisheries. – Marine Resource Economics, **12**: 77-94, Kingston, RI.
- STATISTISK SENTRALBYRÅ (Hrsg.) (1979-2002): Norges Offisielle Statistikk, Fiskeristatistikk 1979-2002, verschiedene Jahrgänge, Oslo.
- TJELMELAND, S. (1985): The capelin assessment model – a documentation. – In: GJØSÆTER, H. (Hrsg.) (1985): The proceedings of the Soviet-Norwegian symposium on the Barents Sea capelin, Bergen, 14-19 August 1984, 31-44, Bergen.
- UNEP GRID-ARENDALE (1998): Barentswatch Atlas, Maps of the Barents Region, elektronische Kartensammlung unter www.grida.no/db/maps/collection/barents/index.htm.
- ZENKEVITCH, L. (1963): Biology of the seas of the USSR. – 955 S.; London (George Allen & Unwin Ltd.).