

Foders, Federico

Article — Digitized Version

Die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union: Kritik und Reformvorschläge

Die Weltwirtschaft

Provided in Cooperation with:

Kiel Institute for the World Economy – Leibniz Center for Research on Global Economic Challenges

Suggested Citation: Foders, Federico (1994) : Die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union: Kritik und Reformvorschläge, Die Weltwirtschaft, ISSN 0043-2652, Springer, Heidelberg, Iss. 2, pp. 220-237

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/1602>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

Die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union: Kritik und Reformvorschläge

Von **Federico Foders**

Die jüngsten Verhandlungen über eine Norderweiterung der Europäischen Union (EU) haben die Fischereipolitik erneut in den Mittelpunkt der wirtschaftspolitischen Diskussion gerückt. Ähnliche Verhandlungen, die zu Beginn der siebziger Jahre zwischen Norwegen und den damaligen Europäischen Gemeinschaften geführt worden waren, scheiterten am Fisch. Der Erfolg der letzten Verhandlungsrunde lag daran, daß darauf verzichtet wurde, Fischern aus anderen EU-Mitgliedsländern einen uneingeschränkten Zugang zu den norwegischen Fischgründen zu gewähren. Länder wie Spanien und Portugal, die Fischereirechte in norwegischen Gewässern beansprucht hatten, müssen sich nunmehr in diesem Meeresgebiet mit Fangmengen begnügen, die weit hinter den von ihnen geforderten Mengen zurückbleiben. Als Ausgleich dafür sind ihnen Fangrechte in Drittländern (vor allem in Rußland) in Aussicht gestellt worden [FAZ, 17.03.1994]. Auf diese Weise konnten einerseits der befürchtete „Run“ auf die Fischereiressourcen Norwegens abgewehrt und andererseits den zunehmend unterbeschäftigten Fischereifloten Portugals und Spaniens neue Fangmöglichkeiten (allerdings außerhalb des EU-Meeres) eröffnet werden.

Wie das Ergebnis der Beitrittsverhandlungen zeigt, scheinen bezüglich der Nutzung von Fischbeständen erhebliche Interessengegensätze in den EU-Ländern zu bestehen: Während die einen (z. B. Portugal, Spanien) ihre Fischereiaktivitäten zu maximieren wünschen, treten andere (z. B. das Vereinigte Königreich) für einen behutsameren Umgang mit der Ressource Fisch ein. Ein so fundamentaler Dissens, der zudem die Verhandlungen mit Norwegen ernsthaft gefährdet hat, wirft die Frage auf, wie geeignet die gemeinsame Fischereipolitik der EU für die Verwaltung internationaler Gemeinnutzungsressourcen ist. Leistet sie der Plünderung des EU-Meeres Vorschub oder fördert sie eher den Ressourcenschutz? In diesem Beitrag wird der Versuch unternommen, die gemeinsame Fischereipolitik aus ökonomischer Sicht zu bewerten und dabei die aufgeworfenen Fragen zu beantworten.

Die gemeinsame Fischereipolitik der Europäischen Union

Angesichts des Gemeinnutzungscharakters der Fischbestände setzt eine effiziente Nutzung der Ressource Fisch grundsätzlich die Existenz eines entsprechenden institutionellen Rahmens voraus. Es stellt sich daher die Frage, ob und inwieweit die gemeinsame Fischereipolitik in der Lage ist, die Nutzung der Fischbestände im EU-Meer effizient zu gestalten.

Ziele und Instrumente

Die gemeinsame Fischereipolitik wurde ursprünglich als Teil der gemeinsamen Agrarpolitik konzipiert. Wie diese findet sie ihre rechtliche Grundlage in

Art. 38 und Art. 39 (Ziele) sowie Art. 40 bis 46 (Instrumente) der Römischen Verträge (i.d. F. vom 07.02.1992). Eine spezielle gemeinsame Politik, die sich mit der Fischerei im EU-Meer befaßt, nahm ihren Anfang im Jahr 1970, als die Verordnungen des Rates (Nr. 2141/70 und 2142/70) erlassen wurden. Doch erst mit der Verordnung des Rates Nr. 170 von 1983 wurde eine umfassende Fischereipolitik eingeführt. Seitdem haben viele Berichte der Kommission und andere Dokumente eine große Zahl von Verordnungen des Rates begleitet, wobei die wichtigsten Neuerungen jüngerer Datums sind. Eine vollständige Wiedergabe der Fischereiregulierung in der EU würde den Rahmen dieses Beitrags bei weitem sprengen. Statt dessen soll im folgenden ein stilisierter Überblick über die wichtigsten Bestandteile der gemeinsamen Fischereipolitik gegeben werden.¹

Der Verordnung des Rates Nr. 3760/92 (sie hat die Verordnung des Rates Nr. 170/83 ersetzt) kann das Zielbündel der gemeinsamen Fischereipolitik entnommen werden: Es besteht aus biologischen Zielen (Ressourcenschutz), wirtschaftlichen Zielen (vernünftige und nachhaltige Ausbeutung der Ressource; Erhalt und Schaffung von angemessenen ökonomischen und sozialen Bedingungen; Berücksichtigung der Bedürfnisse von Produzenten und Konsumenten) und umweltpolitischen Zielen (das Ökosystem berücksichtigen). Um die biologischen und wirtschaftlichen Ziele zu erreichen – umweltpolitische Ziele sollen hier ausgeklammert werden –, ist ein gemischtes System mit Kompetenzen auf Gemeinschafts- und Mitgliedsländerebene geschaffen worden. Die wichtigsten Instrumente der Fischereipolitik sind die Verwaltung der Bestände, die Strukturpolitik und Marketingmaßnahmen.

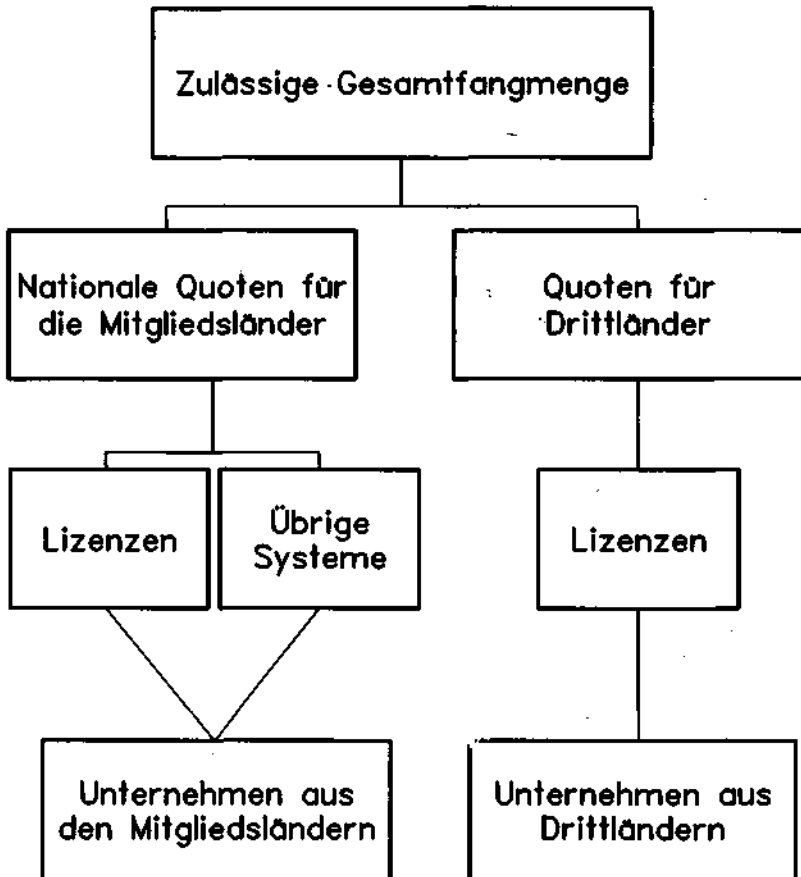
Um die im EU-Meer lebenden Fischbestände zu verwalten, legt die Gemeinschaft jährlich zulässige Gesamtfangmengen für gefährdete Fischarten fest, und verteilt sie auf Mitglieds- und Drittländer (Schaubild 1). Die zulässige Gesamtfangmenge wird im Fischereirat auf der Basis von Vorschlägen der Kommission bestimmt. Letztere erhält wissenschaftlich fundierte Schätzungen von Fischereibiologen als Ausgangsdaten, die jedoch vom Ministerrat revidiert werden können. Die nationalen Quoten werden im Ministerrat ausgehandelt, wengleich auch andere als politische Gesichtspunkte in die Berechnungen eingehen: Nationale Quoten sollen nämlich sogenannte „historische Rechte“ sowie Fangverluste der Hochseeflotte in Drittländern als Folge des neuen Seerechts berücksichtigen. Für die Festsetzung der Quoten werden deshalb zum Teil Anhaltspunkte herangezogen, die die Verhältnisse widerspiegeln, die vor der Einführung der gemeinsamen Fischereipolitik in Europa geherrscht haben.

Die nationalen Quoten werden auf Länderebene in der Regel diskretionär auf einzelne Fischer aufgeteilt. Obwohl in einigen Mitgliedsländern ein Lizenzsystem angewandt wird, handelt es sich dabei nicht um ein Verfahren, um präzise definierte Fangrechte zu vergeben, sondern vielmehr um eine staatliche Zulassung zur Fischerei ohne individuelle Mengenallokation. Der einzelne Fischer muß damit rechnen, daß die Behörden plötzlich den Fang bestimmter Arten

¹ Zu den zahlreichen politischen Aspekten der gemeinsamen Fischereipolitik vgl. z.B. Quin [1983] und MacSween [1987].

Schaubild 1

Diskretionäre Zuteilung von Fischereirechten in der gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union



verbieten, sobald die registrierten Anlandungen die nationale Quote zu übersteigen drohen. Um den Bestand an Jungfischen zu schützen, hat die Gemeinschaft technische Maßnahmen vorgeschrieben, wie Mindestmaschenweiten der Netze und Mindestgrößen für angelandeten Fisch. Die Mitgliedsländer sind zwar befugt, weitere technische Maßnahmen zum Schutz der Bestände einzuführen, haben jedoch vor allem die Pflicht, die Einhaltung der gemeinsamen Fischereipolitik in den hoheitlichen Gewässern sicherzustellen. Die Gemeinschaft hat jüngst eine eigene Kontrollstelle eingerichtet, um die Einhaltung durch die Mitgliedsländer zu überwachen.

Der Zugang von Fischereiboote aus Drittländern zur 200-sm-Zone unter der Hoheit der EU-Mitgliedsländer wird durch internationale Fischereiabkommen zwischen der Europäischen Kommission und den Drittländern geregelt. Die Abkommen basieren meistens auf dem Reziprozitätsprinzip und/oder sehen finanzielle Gegenleistungen vor (Tabelle 1). Im Hinblick auf den Zugang zu dem Küstenmeer der Mitgliedsländer (12-sm-Zone seewärts von der Basislinie) gelten ausschließlich küstenstaatliche Regelungen, die in jedem Land anders ausgestaltet sind [Fodors, 1989]. Reservieren einige Mitgliedsländer diese Zone für nationale Boote, so räumen andere Staaten Fischern aus den übrigen Mitgliedsländern Fangmengen in der 6- bis 12-sm-Zone ein. In einigen der Länder, die eine preferentielle Politik zugunsten eigener Fischer betreiben, ist die Definition eines „nationalen Bootes“ rechtlich derart vage, daß sie keine Hürde für ausländische Fischer darstellt, die an einer Lizenz interessiert sind.

Neben der Festlegung von zulässigen Gesamtfangmengen und nationalen Quoten sowie der Regulierung technischer Aspekte der Fischerei obliegt der Gemeinschaft die Strukturpolitik. Sie sieht Hilfen für den Abbau der Flottenkapazität (Verordnung des Rates Nr. 4028/86 ergänzt durch die Verordnungen Nr. 2794/92 und 3946/92), Hilfen für Aquakulturvorhaben sowie Hilfen für die Verbesserung der Fischverarbeitung und der Vermarktung von Fischerzeugnissen vor. Letztere schließen Hilfen für den Bau von Gebäuden für die Anlandung, Versteigerung und Lagerung von Fisch ein. Darüber hinaus hat die Gemeinschaft bereits 1970 Marketingmaßnahmen eingeführt, die 1981 und 1992 neugestaltet wurden (Verordnungen des Rates Nr. 3796/81 und 3759/92) mit dem Ziel, den Absatz zu fördern und so Einkommen und Beschäftigung in der Fischindustrie zu stabilisieren [Hitiris, 1991, S. 199]. Im Kern erstrecken sich die Marketingmaßnahmen auf die Festsetzung der Verkaufspreise für Fisch und Fischerzeugnisse innerhalb der EU und auf den Einsatz des handelspolitischen Instrumentariums, um die Einfuhren und Ausfuhren zu beeinflussen. Jeweils am Jahresende legt der Rat die Preise und Importquoten für das folgende Jahr fest; für den intra-EU-Handel werden sogenannte Orientierungspreise gesetzt. Die nationalen Erzeugerorganisationen sind befugt, die Anlandungen ihrer Mitglieder zu kaufen und zu verkaufen; fällt der Marktpreis unter den Interventionspreis, so können sie bis zu 20 vH der Jahresfänge vom Markt nehmen, um die Angebotsverhältnisse zu verändern [Hitiris, 1991, S. 199; GATT, 1993, S. 161 f.].

Bezüglich der Einfuhren aus Drittländern setzt der Rat Referenzpreise fest, die als Mindestpreise für Einfuhren gelten. „If significant quantities enter the EC

Tabelle 1 – Europäische Union: Ausgewählte bilaterale Fischereiabkommen mit Drittländern 1991

Abkommensart/Drittland	Laufzeit	Jährlicher Beitrag (ECU)
Reziproker Zugang		
Norwegen	Juni 1981–Juni 1997	–
Färöer	März 1981–März 1997	–
Finnland	Januar 1984–Januar 1994	–
Kanada	Dezember 1991– ¹	–
Reziproker Zugang mit finanzieller Gegenleistung		
Schweden	April 1981–April 1997	765 000 ²
Zugang zu Restquoten		
Vereinigte Staaten	November 1984–Juni 1991	–
Finanzielle Gegenleistung		
Äquatorialguinea	Juni 1989–Juni 1992	2 388 000
Angola	Mai 1990–Mai 1992	8 985 000
Dominica	3 Jahre ³	458
Elfenbeinküste	Januar 1991–Januar 1994	2 366 000
Gabun	3 Jahre ³	3 050 000
Gambia	Juli 1991–Juni 1993	1 385 000
Grönland	Januar 1990–Dezember 1993	34 250 000 ⁴
Guinea	Januar 1990–Dezember 1991	3 750 000
Guinea-Bissau	Juni 1991–Juni 1993	6 700 000
Kap Verde	September 1991–September 1994	870
Komoren	Juli 1991–Juli 1994	485
Madagaskar	Mai 1989–Mai 1992	1 266 000
Marokko	März 1988–Februar 1992	70 375 000
Mauretanien	August 1990–Juli 1993	9 670 000
Mauritius	Dezember 1990–November 1993	650
Mosambique	Januar 1990–Dezember 1991	2 925 000
Sao Tomé und Príncipe	Juni 1990–Mai 1993	725
Senegal	Mai 1990–April 1992	15 000 000
Seychellen	Januar 1990–Januar 1993	3 300 000
Sierra Leone	2 Jahre ³	2 825 000
Tansania	3 Jahre ³	560

¹ Die Laufzeit dieses Abkommens wird im noch nicht abgeschlossenen Ratifikationsverfahren festgelegt. – ² 1991. – ³ Nicht in Kraft. – ⁴ Im Jahr 1990 wurden weitere 2 237 000 ECU für zusätzliche Fischereirechte ausgezahlt.

Quelle: EG-Kommission, zitiert in: GATT [August 1993, Tabelle V.4, S. 159].

market at prices below the reference price, the EC may ... either (i) revoke autonomous tariff suspensions, (ii) make importation subject to compliance with the reference price, or (iii) introduce countervailing charges if these are compatible with existing GATT bindings" [GATT, 1993, S. 163]. Die EU-Zollsätze für Fischereierzeugnisse sind GATT-gebunden (also multilateral vereinbart

worden) und liegen bei durchschnittlich 11 vH für unverarbeitete und bei 20 vH für verarbeitete Produkte. Die Differenz zwischen beiden Sätzen weist auf eine effektive Protektion der Fischverarbeitung hin. Die Einfuhren von Thunfisch und Sardinen (in Dosen) in die EU unterliegen außerdem mengenmäßigen Beschränkungen. Die Ausfuhren von Fisch und Fischerzeugnissen werden – ähnlich wie die Agrarexporte – subventioniert.

Ökonomische Bewertung

Die gemeinsame Fischereipolitik der EU stellt – in Analogie zur gemeinsamen Agrarpolitik – ein komplexes System von Regulierungen, Subventionen und protektionistischen Handelsmaßnahmen dar, das darauf abzielt, künstliche Anreize für die Entwicklung des Fischereisektors zu schaffen.

Mehrere Anhaltspunkte deuten darauf hin, daß die gemeinsame Fischereipolitik ihr biologisches Ziel, die Fischbestände zu schützen, nicht erreicht hat. Dies kann beispielsweise daran abgelesen werden, daß die zulässige Gesamtfangmenge für die am intensivsten befischten Arten seit 1983 annähernd jährlich reduziert wurde [OECD, versch. Hefte]. Die Vermutung liegt nahe, daß sich die labile Verfassung der Fischbestände durch Einwirkung der gemeinsamen Fischereipolitik in einem Zeitraum von einer Dekade kaum verbessert hat. Im Gegenteil, die zahlreichen Schutzmaßnahmen, die in den achtziger und neunziger Jahren zur Anwendung gekommen sind, verstärken den Eindruck, daß sich der Zustand der Ressource erheblich verschlechtert hat. Folglich konnten ökonomische Ziele wie die „vernünftige und nachhaltige“ Nutzung der Bestände, die ganz wesentlich von der Ressourcenverfügbarkeit (also vom biologischen Ziel) abhängig sind, wahrscheinlich nur zum Teil verwirklicht werden. Gemessen am Anteil der EU-Mitgliedsländer am Weltfischfang, ist die Bedeutung der EU als Fischereiregion zurückgegangen: Der EU-Anteil ist im Zeitraum 1971–1990 von 11 auf 7 vH gefallen, während der Weltfischfang um die Hälfte zugenommen hat und einige Drittländer ihren Anteil halten (Kanada) oder sogar ausbauen (Vereinigte Staaten) konnten (Tabelle 2). Die Entwicklung weist darauf hin, daß Fischgründe, die im Zuge der EG-Süderweiterung in den achtziger Jahren neu hinzugekommen sind, keinen Einfluß auf die Gesamtfänge gehabt haben. Sie zeigt außerdem, daß die gemeinsame Fischereipolitik die Mitgliedsländer für die Fangverluste, die sie als Folge der weltweiten Errichtung von 200-sm-Fischereizonen erleiden mußten, nicht kompensiert hat.

Mindestens drei mögliche Erklärungen für den mangelnden Ressourcenschutz im Rahmen der gemeinsamen Fischereipolitik drängen sich auf: (a) sie ist nicht sorgfältig genug durchgesetzt worden, (b) das zugrundeliegende Zielbündel enthält Ziele, die sich gegenseitig ausschließen, und (c) die vorgesehenen Instrumente sind für den Ressourcenschutz ungeeignet. Im Hinblick auf die Durchsetzung sind die Mitgliedsländer – der Europäischen Kommission zufolge – ihren Überwachungspflichten vielfach nicht genügend nachgekommen; so lagen die vorhandenen Mittel meist unter den als erforderlich angesehenen Werten (Tabelle 3). Daneben haben die Mitgliedsländer die Umsetzung fischereipolitischer Regelungen in nationales Recht nach Ansicht der Kommission

Tabelle 2 – Fischfänge¹ in den EU-Mitgliedsländern und ausgewählten Drittländern 1971–1990

	Fangmenge						
	1971–1975 ²		1981–1985 ²		1990		
	1 000 t	in vH der Weltfänge	1 000 t	in vH der Weltfänge	1 000 t	in vH der Weltfänge	in vH der EU-fänge
Belgien	53,5	0,1	47,6	0,1	41,6	0	0,6
Dänemark ³	1 582,2	2,4	1 850,7	2,3	1 517,2	1,6	22,3
Deutschland, West	474,5	0,7	300,4	0,4	250,2	0,3	3,7
Deutschland, Ost	355,5	0,6	229,0	0,3	140,6	0,1	2,1
Frankreich ⁴	777,3	1,2	784,3	1,0	896,8	0,9	13,2
Griechenland	97,1	0,2	105,4	0,1	140,0	0,1	2,1
Irland	86,9	0,1	209,3	0,3	230,5	0,2	3,4
Italien	411,7	0,6	556,3	0,7	525,2	0,5	7,8
Luxemburg	0	0	0	0	0	0	0
Niederlande	337,9	0,5	476,5	0,6	438,3	0,5	6,5
Portugal	433,2	0,7	272,1	0,3	321,9	0,3	4,8
Spanien	1 519,7	2,4	1 433,4	1,8	1 458,1	1,5	21,5
Vereinigtes Königreich ⁵	1 069,6	1,7	879,1	1,1	810,6	0,8	12,0
EU insgesamt	7 199,1	11,1	7 144,1	9,0	6 771,0	7,0	100
Japan	9 831,3	15,2	11 250,2	14,1	10 353,6	10,7	–
Kanada	1 096,3	1,7	1 381,4	1,7	1 624,3	1,7	–
Norwegen	2 819,0	4,4	2 494,7	3,1	1 747,1	1,8	–
Vereinigte Staaten	2 823,9	4,4	4 417,1	5,5	5 856,0	6,0	–
Welt insgesamt	64 725,1	100	79 854,6	100	97 245,7	100	–

¹ Der FAO-Begriff „Nominale Fänge“ bezieht sich auf angelandeten Fisch, der in den Binnengewässern und Fischereizonen gefangen wurde. Als Mengeneinheit wird das Lebendgewicht verwendet. – ² Arithmetisches Mittel. – ³ Ohne Färöer und Grönland. – ⁴ Ohne überseeische Gebiete. – ⁵ England, Wales, Schottland, Nordirland, Kanalinseln, Isle of Man.

Quelle: FAO; eigene Berechnungen.

unterlassen und/oder die für die Durchführung der gemeinsamen Fischereipolitik notwendige administrative Infrastruktur nicht oder nur zum Teil aufgebaut. Hinzu kommt, daß eine Reihe von Mitgliedsländern den Vorgaben des mehrjährigen Ausrichtungsprogramms von 1986 zur schrittweisen Verringerung der Flottenkapazität nicht gefolgt sind. Es überrascht nicht, daß sich der Rat tief besorgt über die Fähigkeit der Mitgliedsländer gezeigt hat, ein dauerhaftes Gleichgewicht zwischen den Ressourcen und deren Nutzung zustandezubringen (Entscheidung des Rates vom 20.12.1993). Der Rat hielt es in der Entscheidung sogar für erforderlich, ein Jahr nach Beginn des laufenden Ausrichtungsprogramms (1993–1996) dessen Ziele für 1996 erneut zu bekräftigen. Hinter der eher pessimistischen Bewertung der Lage durch den Rat dürfte die Tatsache

Tabelle 3 – Europäische Union: Mitteleinsatz für die Durchsetzung der GFP in ausgewählten Mitgliedsländern 1992

Land	Inspektoren an Land	Inspek- tions- schiffe ¹	Inspek- tionstage auf See (pro Jahr)	Inspek- tions- flug- zeuge	Inspektions- stunden im Flugzeug (pro Jahr)
Belgien					
A ²	3	6	30	1	15
B ³	3	1 ⁴	200	0	200
Dänemark					
A ²	200	7	200	0	0
B ³	0	0	400	2	400
Deutschland⁵					
A ²	20	10	200	0	0
B ³	10	0	100	1	200
Frankreich					
A ²	20	8	850	.	500
B ³	120	6 ⁴	1 200	.	0
Irland					
A ²	7	7	1 000	2	700
B ³	30	0	200	2 ⁴	300
Niederlande					
A ²	180	12	100	0	0
B ³	0	2 ⁴	200	1	200
Portugal					
A ²	12	26	.	3	100
B ³	100	3 ⁴	.	.	500
Spanien					
A ²	12	23	.	.	50
B ³	180	5 ⁴	1 000	.	450
Vereinigtes Königreich					
A ²	152	21	2 500	5	4 800
B ³	0	0	0	0	0

¹ Schiffe mit einer Länge über 15 m. – ² Vorhandene Mittel laut Schätzung der Europäischen Kommission. – ³ Erforderliche Mittel laut Schätzung der Europäischen Kommission. ⁴ Anzahl der zu ersetzenden Anlagen. – ⁵ Deutschland insgesamt.

Quelle: EG-Kommission, zitiert in: United Kingdom [1993, S. 71].

stehen, daß die teilweise erhebliche Senkung der zulässigen Gesamtfangmenge (und damit auch der nationalen Quoten) nach 1986 von einem äußerst trägen Abbau der Flottenkapazität in einigen Mitgliedsländern begleitet wurde, was auf ein zunehmendes Ungleichgewicht zwischen der Ressource und deren Nutzung schließen läßt. Das geltende Ausrichtungsprogramm sieht für den Zeitraum 1992–1996 eine erhebliche Verringerung der Kapazität vor. In fünf von elf der an der Maßnahme teilnehmenden Länder liegt der vorgesehene Rückgang der Motorleistung (kW) zwischen 10 und 33 vH (Tabelle 4).

Tabelle 4 – Europäische Union: Geplante Kapazitätsverringering der Fischereiflotte 1992–1996

Land	Kapazität am 01.01.1992		Ziel für den 31.12.1996		Veränderungen (vH)	
	BRT	kw	BRT	kw	BRT	kw
Belgien	27 098	79 816	17 992	58 512	-33,6	-26,7
Dänemark	114 926	488 278	108 422	435 738	-5,7	-10,8
Deutschland ¹	87 341	190 273	74 764	183 856	-14,4	-3,4
Frankreich	195 969	1 072 428	180 378	949 087	-8,0	-11,5
Griechenland	162 395	710 899	123 014	471 532	-24,3	-33,7
Irland	50 693	176 075	51 195	179 732	1,0	2,1
Italien	267 471	1 536 518	249 182	1 464 680	-6,8	-4,7
Niederlande	.	441 953	.	382 878	.	-13,4
Portugal	187 993	504 067	192 255	508 048	2,3	0,8
Spanien	644 989	1 910 145	618 773	1 810 836	-4,1	-5,2
Vereinigtes Königreich ..	214 733	1 228 922	173 455	995 627	-19,2	-19,0

¹ Deutschland insgesamt.

Quelle: EG-Kommission, zitiert in: United Kingdom [1993, S. 67].

Die Unvereinbarkeit der Ziele der gemeinsamen Fischereipolitik ist der zweite Grund, der zur Vernachlässigung des Ressourcenschutzes beigetragen haben könnte. Es dürfte nämlich sehr schwierig sein, einerseits die Ressource zu schützen und andererseits ein bestimmtes Einkommens- oder Beschäftigungsniveau im Fischereisektor zu halten oder gar zu erhöhen. Der Zustand der Fischbestände hätte von Anfang an eine restriktivere Politik mit drastischen Verringerungen der zulässigen Gesamtfangmenge erfordert. Die unausgelastete Flotte hätte mit Hilfe von zusätzlichen Abkommen mit Drittländern ihre Fischereiaktivitäten verstärkt außerhalb der EU fortsetzen können. Politisch war es aber offensichtlich attraktiver, Einkommen und Beschäftigung durch Preiskontrollen, Subventionen und Handelshemmnisse zu stabilisieren, als die Branche an die tatsächlich vorhandenen Fangmöglichkeiten in der Gemeinschaft anzupassen.

Zielkonkurrenz ist auch zwischen den folgenden Zielen zu befürchten: die Bedürfnisse der Konsumenten zu berücksichtigen, Einkommen und Beschäftigung zu erhalten und die Fischbestände zu schützen. Die Konsumenten wären mit einer Politik bessergestellt, die eine preiswerte Versorgung mit einem breiten Sortiment von Fischerzeugnissen ermöglicht. Die dem Einkommensziel verpflichtete Protektion hat dem Verbraucher in der EU eher teure Produkte und ein Angebot gebracht, das weit hinter dem Diversifikationspotential bei Freihandel zurückgeblieben ist. Hohe Preise und geschützte Märkte bieten Anreize für eine Maximierung des Fischfangs ohne Rücksicht auf den Ressourcenschutz.

Insgesamt ergeben sich zwar viele Parallelen, aber auch Unterschiede zwischen der gemeinsamen Fischereipolitik und der gemeinsamen Agrarpolitik. Zu den Parallelen zählen die Abschottung des EU-Marktes gegenüber der Konkur-

renz aus Drittländern und die übermäßige Nutzung der vorhandenen Ressourcenbasis. Auch sind die Grenzkosten der Fischerei ebenso wie die im Agrarbereich im internationalen Vergleich überhöht [vgl. dazu Fodors, 1994, S. 17]. Im Unterschied zur Agrarproduktion deckt die Fischproduktion (einschließlich der Aquakultur) die Nachfrage jedoch bei weitem nicht: Die EU ist eine Nettoimportregion für Fisch mit einem Anteil von zuletzt (1990) 38 vH an den Welt-einfuhren von Fisch (Tabelle 5). Hohe Fischimporte stehen in der Regel in einem engen Zusammenhang zum Fischverbrauch, der – am sichtbaren Verbrauch pro Kopf gemessen – in den letzten Dekaden in mehreren EU-Mitgliedsländern stetig gestiegen ist (Tabelle 6). Angesichts der fischereipolitisch bedingten Preisverzerrung bei Fischerzeugnissen liegt allerdings die Vermutung nahe, daß der Anstieg des Fischverbrauchs in der EU niedriger ausgefallen ist, als er unter den Voraussetzungen des Freihandels hätte sein können.

Die dritte Erklärung für das Versagen der gemeinsamen Fischereipolitik beim Schutz der Fischbestände befaßt sich mit der Gestaltung des wirtschaftspolitischen Instrumentariums. Zwar gibt es Begrenzungen der EU-weiten Gesamtfangmenge und entsprechende nationale Quoten für Arten, die in Gefahr sind, überfischt zu werden. Es stellt sich aber die Frage, ob diese Instrumente dafür geeignet sind, die Nutzung der vorhandenen Fischbestände effizient zu gestalten.

Die Fangmengen werden nach folgendem Verfahren festgelegt. Als erstes werden wissenschaftliche Schätzungen der zulässigen Gesamtfangmenge durchgeführt, und zwar nicht für alle Fischarten, die im EU-Meer genutzt werden,

Tabelle 5 – Führende Fischhandelsnationen 1990

Einführen		Ausführen	
Land/Region	Anteil an Welteinführen (vH)	Land/Region	Anteil an Weltausführen (vH)
Japan	27	Vereinigte Staaten	8
Vereinigte Staaten	14	Kanada	6
Frankreich	7	Thailand	6
Italien	6	Dänemark	6
Spanien	6	Norwegen	6
Vereinigtes Königreich ..	5	Südkorea	4
Deutschland ¹	5	Niederlande	4
Dänemark	3	VR China	4
Hongkong	3	Island	3
Niederlande	2	Indonesien	3
Die ersten 10	78	Die ersten 10	50
Welt insgesamt	100	Welt insgesamt	100
EU (12)	38	EU (12)	22

¹ Deutschland insgesamt.

Quelle: FAO [1992]; eigene Berechnungen.

Tabelle 6 – Verbrauch¹ von Fisch und Fischprodukten in den EU-Mitglieds-ländern und in ausgewählten Drittländern 1975–1977 und 1984–1986

Land/Region	1975–1977	1984–1986	Veränderungen
	Jahresverbrauch pro Kopf (kg)		(vH)
Belgien ²	17,2	18,1	5,2
Dänemark	21,1	22,2	5,2
Deutschland (West)	8,9	10,4	16,9
Deutschland (Ost)	16,4	13,4	–18,3
Frankreich	22,1	25,8	16,7
Griechenland	15,1	18,4	21,9
Irland	13,8	15,3	10,9
Italien	12,3	17,9	45,5
Niederlande	12,0	8,5	–29,2
Portugal	41,6	49,7	19,5
Spanien	32,8	33,4	1,8
Vereinigtes Königreich	17,2	18,8	9,3
EU insgesamt	17,7	20,1	13,6
Japan	68,6	69,3	1,0
Kanada	19,0	22,4	17,9
Norwegen	24,3	41,2	69,6
Vereinigte Staaten	15,1	18,6	23,2
Welt insgesamt	11,7	12,5	6,8

¹ Sichtbarer Verbrauch pro Kopf = (Produktion – Fischmehl und andere Non-food-Verwendungsrichtungen + Einfuhren – Ausfuhren ± Lagerbestandsveränderungen)/Bevölkerung; Mengen in Lebendgewichtseinheiten; 3-Jahresdurchschnitte. – ² Einschließlich Luxemburg.

Quelle: FAO [1990]; eigene Berechnungen.

sondern für insgesamt 103 Arten (1993), die in vier Gruppen eingeteilt sind: die Hauptarten (Kabeljau, Makrele, Rotbarsch, Seelachs, Schellfisch, Scholle, Wittling), der Hering, die übrigen Fische für den menschlichen Verbrauch sowie Arten, die zu Fischmehl und Fischöl verarbeitet werden. Für 34 Arten werden Schätzungen auf der Basis biologischer Analysen von originären Daten vorbereitet, die von Forschungsschiffen auf See erhoben werden. Für die übrigen (69) Arten werden bedingte Prognosen erstellt, die durch Projektion historischer Fänge in die Zukunft zustande kommen. Beide Schätzverfahren sind mit Fehlern behaftet. Bei biologischen Schätzungen mit Hilfe von Simulationsmodellen stellen die stochastischen Eigenschaften einiger Variablen den größten Unsicherheitsfaktor dar. Bei bedingten Prognosen liegen die Fehlerquellen häufig in den historischen Daten und in den Annahmen über die Entwicklung exogener Variablen. In einem zweiten Schritt setzt der Ministerrat dann – auf Vorschlag der Kommission – die endgültigen zulässigen Gesamtfangmengen fest. Dabei werden die wissenschaftlichen Schätzungen korrigiert, um politische Erwägungen

gen (hauptsächlich Einkommens- und Beschäftigungsziele) zu berücksichtigen. Daher fallen die beschlossenen zulässigen Gesamtfangmengen tendenziell höher aus, als die wissenschaftlich ermittelten Ausgangswerte. Wird die zulässige Gesamtfangmenge nicht für alle Arten bestimmt und zudem im allgemeinen höher angesetzt, als wissenschaftlich angezeigt, so stellt sich die Frage nach der tatsächlichen Rolle, die derartige Fangbeschränkungen in den Mitgliedsländern spielen. Der Anteil der kontrollierten Arten an den Fängen ist in jedem Land verschieden und kann sich außerdem im Zeitablauf infolge von saisonalen und strukturellen Nachfrageverschiebungen ändern. Weil in einigen Ländern weniger als die Hälfte der gefangenen Arten unter die Beschränkungen fallen [United Kingdom, 1993], erscheint es fraglich, ob dieses Instrument zur Steuerung der Fischereiaktivitäten geeignet ist. Der Zusammenhang zwischen der zulässigen Gesamtfangmenge und der Flottenkapazität dürfte in vielen Fällen nicht sehr eng sein.

Nationale Quoten, die aus der zulässigen Gesamtfangmenge abgeleitet werden, weisen ebenfalls Schwächen auf. Erstens lösen sie nicht das Problem der Überfüllung gemeinsam genutzter Fischgründe – also das Problem, daß zu viele Boote in einem Gebiet auf Fang gehen. Im Gegenteil, je geringer die Quote für eine Fischart, um so stärker ist der Verdrängungswettbewerb der Fischer um die erlaubten Mengen in einem Regime mit garantierten Abnahmepreisen. Nationale Quoten bieten zweitens einen Anreiz für „Quota hopping“, d. h. für das Abfischen der Quoten in den Nachbarländern, wegen des in den Römischen Verträgen verbrieften Rechts auf Zugang zu den Fischgründen im EU-Meer für alle Fischer aus der EU [Churchill, 1990]. Drittens müssen die EU-Fischer die Quoten für die Bestände vor ihrer Küste nicht nur mit Fischern aus den übrigen EU-Ländern teilen. Die nationalen Quoten berücksichtigen gegebenenfalls, daß ein Teil der zulässigen Fangmenge im Rahmen von internationalen Fischereiabkommen mit Reziprozitätsvereinbarungen für Fischer aus dritten Ländern reserviert sind. Viertens ist die Durchsetzung quantitativer Fangmengenbeschränkungen schwierig und teuer. Selbst bei effizienter Kontrolle würde ein bestimmtes Maß an Ressourcenverschwendung nicht zu vermeiden sein, da die Fischer unerlaubte Arten und Mengen ins Meer zurückwerfen müßten.

Die gemeinsame Fischereipolitik ist somit reformbedürftig. Das bisherige System trägt dazu bei, den Ressourcenschutz gerade bei bedrohten Arten zu vernachlässigen. Die Instrumente sind so konzipiert, daß sie kurzfristige Einkommens- und Beschäftigungsziele in den Vordergrund stellen. Langfristig ist zu befürchten, daß sie zu einer Zerstörung der Ressourcenbasis führen und dadurch die Einkommens- und Beschäftigungsmöglichkeiten von morgen aufs Spiel setzen.

Elemente einer Reform der gemeinsamen Fischereipolitik

Die ökonomische Bewertung der gemeinsamen Fischereipolitik im vorigen Abschnitt wirft zwei Fragen auf: Gibt es alternative Instrumente, die eine effiziente Nutzung von Gemeinnutzungsressourcen gewährleisten können? Wäre ein marktorientiertes Regime eher in der Lage, ein Gleichgewicht zwischen

Ressourcenschutz und dauerhafter Nutzung von Fischbeständen zu ermöglichen?

Die Gestaltung und Durchsetzung von Fischereirechten

Wegen der grenzüberschreitenden Wanderungen der Fischbestände ist die Bildung von Eigentumsrechten an der Ressource Fisch nicht möglich. Nutzungsrechte stellen die Alternative zu echten Eigentumsrechten dar. Nutzungsrechte vermögen zwar nicht das Eigentumsproblem zu lösen, sie können jedoch so gestaltet werden, daß sie die Effizienzbedingungen der ökonomischen Theorie des Rechts uneingeschränkt erfüllen. Es handelt sich dabei um Fischereirechte, die einem Fischer das exklusive Recht geben, zu bestimmten Zeiten (Tage, Wochen, Monate) in einem bestimmten Meeresgebiet zu fischen. Sie können als individuelle Fischereirechte (IFR) bezeichnet werden. Die Ausübung der mit einer IFR-Lizenz verbundenen Rechte gibt dem Fischer die Sicherheit, daß sich seine Ansprüche nicht mit denen anderer überlappen. Besitzt jeder Fischer ein solches Recht, so kommt es weder zur Überfüllung von Fischgründen noch zu einem Verdrängungswettbewerb um knappe Ressourcen. Einzige Voraussetzung ist, daß die Rechte durchgesetzt werden können. Die Einhaltung der zentralen Merkmale der Lizenz, also der räumlichen (eine bestimmte Schiffsposition) und zeitlichen (an bestimmten Tagen) Parameter, läßt sich relativ kostengünstig und sehr effektiv von der Luft aus (Flugzeug, Satellit) überwachen. Folglich scheint das Grundproblem der Fischerei mit Hilfe von IFR lösbar zu sein.

IFR beinhalten weder ein Recht auf Eigentum noch auf eine bestimmte Menge Fisch; sie beinhalten ausschließlich ein räumlich und zeitlich fixiertes Nutzungsrecht. Dennoch läßt sich zumindest indirekt ein Zusammenhang zwischen IFR und nationalen Quoten herstellen. Bei gegebenen räumlichen und zeitlichen Parametern bestimmen der Faktoreinsatz und die Technologie die potentielle Fangkapazität eines Schiffes. Über eine Begrenzung der Anzahl von Lizenzen kann die potentielle Kapazität an die Quote angepaßt werden. Allerdings hängt der tatsächliche Fang vom Zusammenspiel zwischen der potentiellen Kapazität und den vielen Einflüssen ab, die den Zustand der Fischbestände mitbestimmen; der tatsächliche Fang kann nicht über die IFR gesteuert werden. Dies ergibt sich auch daraus, daß der Faktoreinsatz und die Technologie vom Fischer ohne Intervention des Staates gewählt werden. Der Fischer setzt sein Aktivitätsniveau als Mengenanpasser so fest, daß er seinen Gewinn maximieren kann. In sein Kalkül geht unter anderem der Preis ein, den er für die Lizenz bezahlt hat. Je höher der Lizenzpreis, um so niedriger wird sein gewinnmaximales Aktivitätsniveau ausfallen. Damit beeinflußt der Markt für IFR letztlich die Wahl der Faktorkombination und den tatsächlichen Faktoreinsatz. Dadurch verbessern sich die Allokationseffizienz des Fischereisektors und der Ressourcenschutz.

In der Literatur wird als alternative Lösung ein individuelles Nutzungsrecht vorgeschlagen, das mengenbezogen ist [Cunningham, 1983; OECD, 1993]. Individuelle, übertragbare Quoten (ITQ) sind bereits in einigen Ländern

(Australien, Vereinigte Staaten) im Einsatz. Sie beinhalten das Eigentumsrecht eines Fischers an einer bestimmten Menge und Art der Ressource. Die in einem Land vergebenen ITQ addieren sich zur nationalen Quote für die betreffenden Arten. Dies verleiht dem einzelnen Fischer die Sicherheit, daß er in einem bestimmten Zeitraum Zugang zu einer bestimmten Fangmenge haben wird. Er kann seine Kapazität darauf einstellen. Verhindert werden kann eine Überfischung aber nur dann, wenn sichergestellt wird, daß die ITQ auch durchzusetzen sind, und dies ist bei mengenmäßigen Parametern – wie oben gezeigt – höchst fraglich. ITQ stellen also im Vergleich zu den IFR keinen besonderen Fortschritt gegenüber der gemeinsamen Fischereipolitik dar. Die einzigen Vorteile der ITQ sind die, daß sie wie die IFR auf individuelle Fischer zugeschnitten und außerdem übertragbar (also marktfähig) sind.

Die Vergabe von Fischereirechten

Eine der wichtigsten Schwächen der gemeinsamen Fischereipolitik ist die Abwesenheit eines effizienten Verfahrens für die Vergabe von (wie auch immer definierten) Zugangsrechten an einzelne Fischer. Die Fischer beteiligen sich am Verdrängungswettbewerb bis die nationale Quote ausgeschöpft ist. Daß heißt, es gibt keine ernstzunehmende Zugangsbeschränkung auf nationaler Ebene, und die Ressource Fisch behält dort ihren Freigutcharakter. Mit dem Zugang sind also zwei Probleme verbunden, nämlich das der Erstaussstattung mit Zugangsrechten und das der Schaffung eines Marktes für Zugangsrechte, um die Ressource bzw. deren Nutzung preislich zu bewerten. Im Bereich natürlicher Ressourcen, die vom Staat treuhänderisch verwaltet werden, ist die Erstvergabe von Zugangsrechten mit einer eigentumsbildenden Übertragung der Rechte an Private verbunden. Erst in einem zweiten Schritt geht es um den Handel mit übertragbaren Zugangsrechten zwischen Privaten.

Grundsätzlich gibt es zwei Verfahren, die für die Übertragung von Ressourcenrechten vom Staat an Private verwendet werden: die diskretionäre Vergabe und die Versteigerung. Im ersten Fall verhandelt der Staat direkt mit den Interessenten. Über eine öffentliche Ausschreibung, an der sich die interessierten Firmen beteiligen, wählt der Staat den engeren Kreis der Firmen aus, mit denen die Verhandlungen aufgenommen werden sollen. Alle Firmen, die in den engeren Kreis gelangen, erfüllen die Grundvoraussetzungen für die Nutzung der Ressource. Die Lizenz wird jedoch nur an einen der Bewerber vergeben, nach Kriterien, die nicht öffentlich sind. Dieses Verfahren wird z. B. im Vereinigten Königreich benutzt, um Explorations- und Produktionslizenzen für Off-shore-Erdöl- und Erdgas zu erteilen. Im Auktionssystem wird die Auswahl der Lizenznehmer dem Markt überlassen. Der Staat organisiert die Versteigerung und überwacht die Wettbewerbsverhältnisse. Eine Auktionsform, die in den Vereinigten Staaten für die Vergabe von Off-shore-Erdöl- und Erdgaslizenzen seit 1954 angewandt wird, ist die, bei der das höchste Gebot den Zuschlag erhält [Fodors, 1987]. Das Gebot repräsentiert den auf den Auktionszeitpunkt diskontierten Wert der Ressource nach Einschätzung des Bieters. Versteigerungen haben gegenüber dem diskretionären Verfahren den Vorteil, daß die Spielregeln

allen Teilnehmern bekannt sind und daß die Abgabe der Gebote Informationen über den Wert der Zugangsrechte erzeugt, die aus anderen Quellen nicht zu erhalten sind. Daher wäre bei der Erstvergabe von Zugangsrechten zu den Fischbeständen der Auktionsmechanismus einem diskretionären Verfahren vorzuziehen (Schaubild 2).

Der zweite Schritt bestünde darin, die bereits im ersten Schritt an Private vergebenen Zugangsrechte frei handelbar zu machen. Unabhängig von der Definition der Rechte (IFR, ITQ oder sonstige) wäre eine Börse in den führenden Fischereihäfen der EU denkbar, auf der der Handel mit Zugangsrechten zugelassen ist (Schaubild 2). Ein solcher Punktmarkt könnte von den Erzeugerorganisationen betrieben werden oder als Privatunternehmen entstehen, wobei eine unabhängige oder staatliche Organisation (wie bei Wertpapierbörsen) den Handel überwachen müßte. Der Staat könnte wie Private am Handel teilnehmen und analog zur Geldpolitik (Offenmarktpolitik) intervenieren, etwa um bestimmte Ressourcenschutzmaßnahmen durchzuführen. Die Zulassung zur Börse sollte frei sein, und zwar sowohl für Fischer aus anderen EU-Ländern als auch für Fischer aus Drittländern. Zumindest für die in diesem Beitrag vorgestellten IFR wäre eine Zugangsbeschränkungen für Fischer aus dritten Ländern nicht erforderlich. Der Zugang Dritter müßte bei anders definierten Fischereirechten (etwa ITQ) wahrscheinlich anders beurteilt werden, wegen der damit verbundenen negativen externen Effekte.

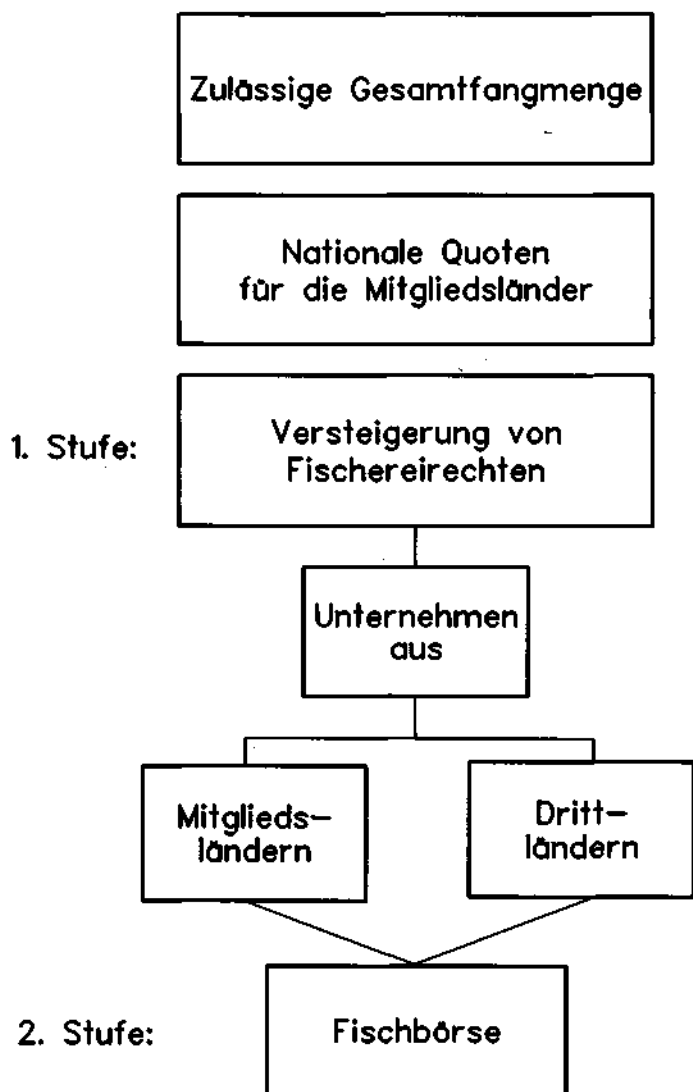
Andere Aspekte

Eine Reform der Modalitäten, die die Ressourcennutzung regeln, kann nicht isoliert werden von anderen Segmenten des Fischereisektors. Die Einführung marktwirtschaftlicher Elemente im Ressourcenbereich kann nur dann erfolgreich sein, wenn auch der EU-Binnenhandel und der Außenhandel liberalisiert werden. Die gemeinsame Fischereipolitik lenkt die Faktorallokation in allen Segmenten des Fischereisektors, vom Fischfang bis hin zum Fischeinzelhandel, über die Regulierung der Preise, die Gewährung von Subventionen und die Errichtung von Handelshemmnissen. Eine Fortsetzung dieser Politik würde ein Anreizsystem konservieren, das einer marktwirtschaftlichen Reform, insbesondere der Einführung von Nutzungsrechten (IFR), entgegensteht.

Das verzerrte Anreizsystem der gemeinsamen Fischereipolitik hat unter anderem dazu geführt, daß im Fischereisektor überhöhte Fischfangkapazitäten aufgebaut wurden, die sowohl im EU-Meer als auch in den Meeresgebieten dritter Länder kaum ausreichend beschäftigt werden können. Im Rahmen von Fischereiabkommen mit Drittländern konnten zwar die Fangmöglichkeiten für die EU-Flotte erweitert und zumindest ein Teil der überschüssigen Kapazität eingesetzt werden. Insgesamt blieb der Beitrag dieser Abkommen hinter den Erwartungen zurück. Dies mag daran gelegen haben, daß die Fischereiabkommen häufig eine Reziprozitätsverpflichtung der EU vorsehen, die letztlich zur Folge hat, daß jede Ausweitung der Fangmöglichkeiten außerhalb der EU mit der Aufgabe von Fangmöglichkeiten innerhalb der EU einhergeht. Hierdurch kann der Zugang zu Fischgründen außerhalb der EU nicht in jedem Fall bedeuten,

Schaubild 2

Marktwirtschaftliche Zuteilung von Fischereirechten in einer reformierten gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union



daß die EU-Kapazität automatisch besser ausgelastet ist. Weitere Abkommen – möglichst ohne Reziprozitätsvereinbarungen – müßten zwischen der Europäischen Kommission und Drittländern ausgehandelt werden, um den Auslastungsgrad spürbar zu erhöhen. Dies kann aber kein Ersatz für eine Reform des Anreizsystems sein, d. h. für eine Liberalisierung des EU-Fischereiregimes, denn das Gleichgewicht zwischen den Ressourcen einerseits und der Flottenkapazität andererseits kann ausschließlich im Zuge einer effizienteren Faktorallokation wiederhergestellt werden.

Die historische Evolution von Institutionen im Fischereisektor hat weltweit zur Entwicklung der Aquakultur beigetragen. Diese bietet im Gegensatz zur Jagd nach wilden Fischbeständen die Möglichkeit, echte Eigentumsrechte an den Fischbeständen zu schaffen. Viele der Risiken, die mit der Nutzung wilder Fischbestände verbunden sind, können in der Aquakultur vermieden werden. Der Sektor ist weltweit rasch gewachsen; auch die Produktion in den EU-Ländern hat ein beachtliches Niveau erreicht (Tabelle 7). Die Aquakultur wird seit mehreren Jahren im Rahmen der gemeinsamen Fischereipolitik gefördert, offenbar in der Erkenntnis, daß wilde Fischbestände eine zunehmend unsichere Einkommensquelle werden könnten. Dies überrascht nicht, angesichts der zahlreichen Faktoren, die die Existenz der wilden Fischbestände und den Zugang zu diesen gefährden (Überfischung, Meeresverschmutzung, Ausdehnung der 200-

Tabelle 7 – Aquakultur-Produktion in den EU-Mitgliedsländern und in ausgewählten Drittländern 1990

Land/Region	Fisch	Krusten- und Schalentiere	Wert
	Menge, 1000 t		Mill. US-\$
Belgien	0,8	.	1,5
Dänemark	37,2	.	108,9
Deutschland ¹	31,0	.	103,1
Frankreich	1,3	214,5	397,4
Griechenland	3,8	3,8	36,9
Irland	6,4 ²	13,2 ²	45,3 ²
Italien	42,6 ²	90,0 ²	280,2
Niederlande	0,5	100,6	63,7
Portugal	2,4	2,1	0,1 ²
Spanien	18,4	180,7	165,7
Vereinigtes Königreich	83,0	5,0	248,7 ³
Japan	345,0	422,0	4 661,9 ²
Kanada	20,0 ²	9,3 ²	124,3 ²
Norwegen	161,0	.	763,5
Vereinigte Staaten	296,0 ²	42,0 ²	552,3 ²

¹ Deutschland insgesamt. – ² 1989. – ³ Ohne Krusten- und Schalentiere.

Quelle: OECD [1993, Tabelle 7, S. 20].

sm-Zonen usw.). Die Wachstumschancen der Aquakultur werden im allgemeinen als sehr gut eingeschätzt [OECD, 1993], vor allem wegen der Ausrichtung der Fischzucht auf hochwertige Arten und des seit Jahren weltweit zunehmenden Fischverbrauchs (Tabelle 6). Damit Unternehmen aus den EU-Mitgliedsländern die Signale des Marktes unverzerrt empfangen können und nicht noch einmal in die Versuchung geraten, überschüssige Kapazitäten aufzubauen, sollte von Anfang an ein marktwirtschaftliches Regime für die Aquakultur ohne Preisregulierung, Subventionen und Handelshemmnisse angestrebt werden. Dies könnte am besten und schnellsten erreicht werden, wenn die Aquakultur aus der gemeinsamen Fischereipolitik herausgenommen würde.

Literaturverzeichnis

- CHURCHILL, R. R., „Quota Hopping: The Common Fisheries Policy Wrongfooted?“ *Common Market Law Review*, Vol. 27, 1990, S. 209–247.
- CUNNINGHAM, Stephen, „The Increasing Importance of Economics in Fisheries Regulation“. *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 34, Nr. 1, 1983, S. 67–78.
- FODERS, Federico, „Public Policy and Resource Use: The Case of Offshore Oil“. *Energy Exploration and Exploitation*, Vol. 5, 1987, S. 111–121.
- , „The Fisheries Regime in the Member Countries of the EC: Legal and Economic Aspects“. *Journal of Public Finance and Public Choice*, Nr. 1/2, 1989, S. 67–79.
- , Reforming the European Union's Common Fisheries Policy. Issues in Conservation and Policy Options. Paper, European Policy Forum, London, Februar 1994.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), Fish and Fishery Products. World Apparent Consumption Statistics Based on Food Balance Sheets 1975–1986. Rom, April 1990.
- , Fishery Statistics. Catches and Landings. Rom, versch. Jgg.
- , Fishery Statistics. Commodities 1990. Rom 1992.
- FRANKFURTER ALLGEMEINE ZEITUNG (FAZ), „Norwegen und die EU über den Fischfang einig“. 17.03.1994, S. 1.
- GENERAL AGREEMENT ON TARIFFS AND TRADE (GATT), Trade Policy Review, European Communities. Vol. 1, Genf, August 1993.
- HITIRIS, Theo, *European Community Economics*. 2. Aufl., Harvester Wheatsheaf, London 1991.
- MACSWEEN, Iain, „The Common Fisheries Policy. The Politics of Compromise“. *The Royal Bank of Scotland Review*, Nr. 154, 1987, S. 28–36.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), Review of Fisheries in OECD Member Countries. Paris, versch. Jgg.
- QUIN, Joyce, „E. C. Fisheries Policy“. *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 34, Nr. 3, 1983, S. 337–347.
- UNITED KINGDOM, House of Commons, Agriculture Committee, The Effects of Conservation Measures on the U. K. Sea Fishing Industry, Sixth Report. London, 20. Juli 1993.