

Institut für Lebensmittel- und Ressourcenökonomik

Die Nutzung von Naturkapital  
zur wirtschaftlichen Entwicklung Namibias:  
eine bioökonomische Gleichgewichtsanalyse  
am Beispiel Fisch

Inaugural Dissertation

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften

(Dr. agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität  
zu Bonn

vorgelegt am  
10.06.2011

von

Dipl.-Ing. agr. Etti Winter  
aus Berlin

Referent: Prof. Dr. Klaus Froberg

Korreferent: Prof. Dr. Thomas Heckeley

Tag der mündlichen Prüfung: 9. September 2011

Erscheinungsjahr: 2011

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn [http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss\\_online](http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online) elektronisch publiziert.

## **Die Nutzung von Naturkapital zur wirtschaftlichen Entwicklung Namibias: eine bioökonomische Gleichgewichtsanalyse am Beispiel Fisch**

Die Klassifizierung maritimer Fischbestände als globale öffentliche Güter verpflichtet den Staat gegenüber der internationalen Staatengemeinschaft, die Verantwortung für die nachhaltige Nutzung der Naturressourcen innerhalb seiner Jurisdiktion zu übernehmen. Die effiziente Nutzung knapper biologischer Ressourcen impliziert die maximale und nachhaltige Abschöpfung von Ressourcenrenten. Die Arbeit quantifiziert die Ressourcenrenten der kommerziellen Fischerei in Namibia und erörtert Strategien einer nachhaltigen Entwicklung für das Land, welches gegenwärtig den letzten Rang auf der Skala der weltweiten Einkommensdisparität einnimmt. Hierzu wurde in Anlehnung an das UN System of Environmental and Economic Accounting (SEEA) eine Social Accounting Matrix (SAM) mit detaillierter Abbildung des Fischereisektors spezifiziert. Es wurde ein allgemeines Gleichgewichtsmodell entwickelt, das als Basis für wirtschaftsweite Analysen dient. Ein Schwerpunkt lag hier auf der Implementierung von flexiblen nicht-homothetischen Nachfragesystemen und der Ableitung theoretisch konsistenter Modellparameter. Parallel dazu wurden partielle bioökonomische Fischressourcen-Modelle erstellt. Bioökonomische Modelle eignen sich zur Analyse des Managements erneuerbarer Ressourcen. Spieltheoretische Analysen ergänzen den Methodenapparat. Es wurden mögliche Koalitionen für ein kooperatives Management von marinen Fischressourcen spieltheoretisch untersucht, um Empfehlungen für die Verhandlung von Nutzungsrechten abzuleiten. Sowohl die kommerzielle Fischerei als auch der Tourismussektor Namibias spiegeln die dualistische Struktur des Landes wieder. Beide Sektoren sind abhängig vom Naturkapital des Landes. Die Autorin geht der Frage nach, ob das vorhandene Naturkapital dazu beitragen kann, die soziale Disparität in Namibia nachhaltig zu verringern.

Die Arbeit kommt zu dem Ergebnis, dass der Staat hohe Ressourcenrenten de facto wenigen etablierten Akteuren überlässt. Als Resultat fehlender Nachweispflichten können vertikal integrierte Unternehmen erzielte Renten kaschieren. Die Verhandlungen über Partnerschaftsabkommen sollten unter dem Aspekt der Abschöpfung einer maximalen Ressourcenrente, die allen Namibiern Nutzen stiftet, neu evaluiert werden. Spieltheoretische Analysen konnten das Potenzial für eine Win-Win Situation einer solchen Koalition asymmetrischer Spieler andeuten. Simulationen mit individuellen handelbaren Quoten (ITQs) zeigten die positiven Wohlfahrtseffekte von Nutzungsgebühren, da diese hohe private Diskontraten effizienter Unternehmen kompensieren und Quotenpreise eindämmen. Das Konzept des Community Based Natural Resource Management (CBNRM) zeigt in Namibia erfolgversprechende Ansätze. Namibias Naturlandschaft bietet die Chance für eine breitere Aufstellung von CBNRM. Praktiker und Wissenschaftler favorisieren derzeit Hybrid-Governance Strukturen gegenüber staatlich kontrollierten Landmanagement Regimen. Ein diversifizierter naturbasierter Tourismus könnte auf die internationale Zahlungsbereitschaft für den Erhalt von Biodiversität treffen. Finanzmittel wären durch einen Transfer von Ressourcenrenten verfügbar. Mathematische Modelle sind wichtige Instrumente, um Verteilungswirkungen abzuschätzen. Darüber hinaus kann die Visualisierung in Form einer grünen SAM Entscheidungsträger ansprechen. Dieses Argument gilt auch für spieltheoretische Anwendungen. Die vorliegende Arbeit hat Schnittstellen erarbeitet, die spieltheoretische Überlegungen durch numerische Simulationen testen. Weiterer Forschungsbedarf besteht insbesondere bei der Verbesserung der methodischen Verknüpfung naturwissenschaftlicher Erkenntnisse mit ökonomischen Modellen.

## **The use of natural capital for economic development in Namibia: a bioeconomic equilibrium analysis using the example of fisheries**

Marine fish resources are classified as *global commons*. Accordingly, national governments are committed to sustainably manage fish stocks living within the jurisdiction of their exclusive economic zone. Efficient use of scarce biological resources implies abstraction of maximum resource rents. The performed scientific work quantifies resource rents gained by commercial fisheries in Namibia and discusses strategies for sustainable development of the country that currently holds the lowest ranking in worldwide income disparity. For this purpose a hybrid social accounting matrix (SAM) is developed following the UN concept of integrated environmental and economic accounting (SEEA). On the basis of the created data framework the author developed an applied general equilibrium model with special focus on specifying flexible non-homothetic consumer and bilateral import demand systems. The author advanced a procedure for calibrating a set of parameters for the Normalized Quadratic-Quadratic Expenditure System (NQQES) that satisfy the requirements of economic theory. Parallel, partial bioeconomic fishery model are established for analyzing management regimes of renewable resources. The methodological concept is further supplemented by game theoretic applications. Recent research outcomes of coalition theory are tested with respect to evaluating the potential of cooperative management and to derive recommendations for negotiating the allocation of user rights. Until today the commercial fishery and the tourism sector respectively reflect the dualistic character of the country. Both sectors heavily depend on natural capital and its quality. The thesis is investigating whether existing natural resources, namely fish and wildlife might support development by simultaneously removing social injustice.

It was found that in Namibia resource rents are still left to a few privileged established enterprises, and that the aim of black economic empowerment via reallocation of quotas is not reached. As a consequence of missing duties for financial record keeping and resulting transfer pricing enterprises can easily conceal realized profits. In addition the often outdated fishing fleet operates inefficiently. In terms of capturing maximum resource rents for the benefit of all Namibians, negotiations on economic partnership agreements with the EU should be reviewed. Game theoretic analysis indicates the potential of a win-win situation of a coalition between two asymmetric players. In case of establishing individual transferable quota regimes (ITQs), model simulations indicate the welfare improving effect of royalties. This is explained by the positive effect of user fees on controlling quota prices and countervailing high personal discount rates of cost efficient entrepreneurs, who are supposed to dissipate future revenues. In Namibia, the strategy of Community Based Natural Resource Management (CBNRM) reveals promising options. Namibia's natural landscape provides the opportunity for an extension of CBNRM. The experience of academics as well as practitioners favor hybrid governance architecture opposed to land management regimes controlled by central government. Diversified nature-based tourism might fit in with the international willingness to pay for biodiversity conservation. Finance could be available by the transfer of resource rents. Mathematical planning tools are key instruments to assess impacts on the allocation of user rights and the distribution of benefits from natural capital. Furthermore, visualization via a green SAM might move decision-makers in the direction of sustainability. This argument also holds for game theoretic applications. More research is needed in the field of connecting different methods, particularly combining the models of natural science and economics.

## INHALT

ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....	4
TABELLENVERZEICHNIS .....	6
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS .....	8
1 Einleitung .....	10
1.1 Hintergrund und Problemstellung .....	10
1.2 Forschungskontext und Zielsetzung .....	12
1.3 Methodisches Konzept .....	13
2 Der Status Globaler Mariner Fischressourcen .....	16
3 Namibia .....	21
3.1 Bevölkerung und Einkommensverteilung .....	22
3.2 Landnutzung .....	24
3.3 Fischereisektor .....	31
3.4 Tourismus .....	32
4 Begriffsbestimmung .....	41
4.1 Naturkapital .....	41
4.2 Nachhaltigkeit und Nachhaltige Entwicklung .....	42
4.3 Bioökonomie .....	43
4.4 Das Konzept der Ressourcenrente .....	44
5 Die Social Accounting Matrix als konsistente Abbildung von Namibias Volkswirtschaft .....	47
6 Mathematische Modellierung .....	52
6.1 Nichtlineare Optimierung mit Ungleichheitsbedingungen und Mixed Complementarity Modelle .....	54
6.2 Gleichgewichtstheorie .....	59
6.3 Struktur des Allgemeinen Gleichgewichtsmodells für Namibia .....	64
6.3.1 Preistransmissionen .....	64
6.3.2 Produktionsprozesse und Märkte .....	65

6.3.3	Faktormärkte .....	67
6.3.4	Einkommensentstehung und Verwendung der institutionellen Sektoren .....	68
6.3.5	Makroökonomische Bilanzierung .....	70
6.3.6	Öffentliche Güter und Common Pool Ressourcen .....	71
6.3.7	Bilateraler Handel .....	73
6.4	Die Auswahl der Funktionsform für das Nachfragesystem.....	78
6.4.1	Die aktuelle Diskussion von Nachfragesystemen .....	78
6.4.2	Aggregationsprobleme .....	82
6.4.3	Engels Gesetz .....	85
7	Herleitung eines quadratischen Nachfragesystems für das Namibia CGE Modell.....	88
7.1	Ableitung der Nachfragefunktion aus der indirekten Nutzenfunktion .....	89
7.1.1	Adding-up.....	94
7.1.2	Homogenität .....	94
7.1.3	Symmetrie der Substitutions Terme .....	97
7.1.4	Krümmungseigenschaft.....	100
7.2	Die Quadratische Ausgabenfunktion NQQES .....	102
7.2.1	Theoretische Anforderungen an das Nachfragesystem .....	104
7.2.2	Flexibilität des NQQES Nachfragesystems .....	107
7.3	Implementierung.....	109
7.3.1	Berechnung konsistenter Elastizitäten am Referenzpunkt mit Hilfe eines nicht-lineares Minimierungsverfahrens.....	111
7.3.2	Approximation der Parameter des NQQES Nachfragesystems .....	112
7.3.3	Die Herleitung der NQQES Kostenfunktion.....	113
8	Die Modellierung des Namibischen Fischereisektors .....	116
8.1	Der Fischereisektor als sozioökonomisches System .....	116
8.2	Kritische Erörterung der Datenbasis der Namibischen Fischerei mit Bezug auf die Modellierung .....	118
8.2.1	Preise .....	118

8.2.2	Kosten und Einnahmen .....	122
8.3	Unternehmensstruktur der Hechtfischerei .....	123
8.4	Bioökonomische Fisch-Ressourcen Modelle .....	133
8.4.1	Das statische bioökonomische Gordon-Schäfer Modell .....	133
8.4.2	Dynamische Betrachtung bioökonomischer Ressourcen .....	133
8.5	Ein Bioökonomisches Modell für die Hechtfischerei Namibias .....	149
8.5.1	Exkurs Angebotsverhalten und Backward-Bending Effekte .....	157
8.6	Analyse der Investition in eine moderne Flotte zum Fang pelagischer und demersaler Fischspezie.....	159
8.6.1	Investitionskosten.....	161
8.6.2	Variable Kosten.....	162
8.6.3	Modellannahmen für den Handel mit Quoten.....	166
8.6.4	Modellergebnisse der Szenarien des Handels von Fischereiquoten.....	173
8.6.5	TAC und Derby .....	176
8.6.6	Diskussion des ITQ Systems.....	179
9	Spieltheorie und Fischressourcen Management .....	182
10	Zusammenfassung und Schlussfolgerung .....	193
11	Literatur .....	196
12	Anhang: .....	227

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Modell eines Integrierten Ökonomisch Ökologischen Systems.....	15
Abbildung 2: Lorenz Kurven der Einkommensdisparität in Namibia laut NHIES und UNDP	23
Abbildung 3: Regionen und charakteristische Livelihood Zonen Namibias .....	25
Abbildung 4: Veterinär Zaun in Namibia und Botswana .....	28
Abbildung 5: Allokation von Land in Namibia 2002 nach Angaben des MET 2002 .....	29
Abbildung 6: Beobachtete und prognostizierte Anzahl von Wild Herbivoren.....	30
Abbildung 7: Benguela Current Large Marine Ecosystem.....	31
Abbildung 8: Registrierte kommunale Conservancies in Namibia im Jahr 2011.....	35
Abbildung 9: Human Development in Kombination mit dem Ökologischen Fußabdruck	40
Abbildung 10: Private und soziale Kosten der Ressourcennutzung .....	46
Abbildung 11: Ressourcenrente pro Einheit des eingesetzten Naturkapitals.....	46
Abbildung 12: Schematische Darstellung der Namibia SAM .....	50
Abbildung 13: Hybrid SAM.....	51
Abbildung 14: Edgeworth Box der Effizienz des Konsums auf einem 2-Güter 2-Agenten Markt	61
Abbildung 15: Produktionsstruktur im Namibia CGE Modell .....	65
Abbildung 16: Markttransaktionen im Namibia CGE Modell.....	66
Abbildung 17: Lindahl Gleichgewicht für zwei Agenten und zwei Güter .....	72
Abbildung 18: Makro SAM für Namibia 2004 mit Ressourcen Renten für Fisch und das Naturkapital Wildnis .....	73
Abbildung 19: Laspeyres und Paasche Grenzen für den True Cost of Living Index.....	84
Abbildung 20: Verlauf der Engelkurve für ein Gut x bei gegebenen Preisen.....	109
Abbildung 21: Sozioökonomisches System der Fischerei .....	117
Abbildung 22: EU Import Unit Values für verschiedene Produktkategorien von Hecht von 2001-2006 in €/kg .....	121
Abbildung 23: EU Import Unit Values für verschiedene Produktkategorien von Hecht von 2001-2006 in N\$/kg .....	122
Abbildung 24: Jährliche Anlandungen von Hecht aus Namibischen Gewässern und TAC	124
Abbildung 25: Gordon-Schaefer Modell der Benguela Hechtpopulation für zwei SY Gleichgewichte	137



Abbildung 26 Umsatz und Effort Kosten im Gordon-Schäfer Modell .....	138
Abbildung 27: Referenzpunkte der Hechtfischerei im Benguela Current .....	153
Abbildung 28: Beziehung zwischen Stock, Effort und Fischfang .....	154
Abbildung 29: Backward-Bending Angebotskurve einer Fischerei ohne Regulierung 158	
Abbildung 30: Diskontierte Angebotskurve bei verschiedenen Werten der Diskontierungsrate $\delta$ .....	159

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ausgewählte Daten der Bevölkerungsstatistik Namibias des Jahres 2003/2004	22
Tabelle 2: Einkommensverteilung nach Haushaltsperzentilen.....	23
Tabelle 3: Maisertrag in der Caprivi Region bei traditionellem Anbau und Conservation Farming (CF).....	27
Tabelle 4: Mahangu Erträge bei traditionellem Anbau und Feldexperimenten mit Conservation Farming (CF): .....	27
Tabelle 5: Preiselastizitäten der CES bilateralen Importnachfrage bei einer Substitutionselastizität von 2.....	75
Tabelle 6: Preis- und Ausgabenelastizitäten der NQQES bilateralen Importnachfrage	75
Tabelle 7: Preis- und Ausgabenelastizitäten der NQQES bilateralen Importnachfrage mit komplementärer Relation der Importvarianten aus Südafrika und der EU.....	76
Tabelle 8 Preis Indizes für den aggregierten Importpreis für industrielle Verarbeitungsprodukte .....	77
Tabelle 9: Relative Variationskoeffizienten $V_R$ und arithmetische Mittel für diverse Hecht Exportprodukte im Zeitraum 2001 bis 2006 in Euro und Namibischen Dollar .....	120
Tabelle 10: EU Import Unit Values verschiedener Hechtprodukte für die Jahre 2001 bis 2006 in Euro und durchschnittliche jährliche Wechselkurse in N\$/Euro .....	121
Tabelle 11: Kostenkomponenten von drei Unternehmensgruppen basierend auf Daten des Jahres 2002 in N\$/kg .....	126
Tabelle 12: Einnahmen der drei Unternehmensgruppen in Mio. N\$ im Jahr 2002 .....	127
Tabelle 13: Technische und Kostendaten für die Hecht Trawler und Longliner Fischerei in Namibia und Südafrika.....	129
Tabelle 14: Fangmengen Unit Value fob und Werte der drei Namibischen Hecht Fischereien.	132
Tabelle 15: Verwendete Symbole in den bioökonomischen Modellen.....	134
Tabelle 16: Ergebnisse des bioökonomischen Modells für verschiedene Referenzgleichgewichte der Namibischen Hechtfischerei.....	152
Tabelle 17: Kapitalkosten der Investition in eine Flotte in die Marine Fischerei in Namibia	162
Tabelle 18: Variable Kosten in der Marinen Fischerei in Namibia in Mio. N\$.....	163
Tabelle 19: Kenngrößen für die Investitionsplanung in eine Flotte in Namibia.....	164

Tabelle 20: Basisdaten für die Fischerei AFISH und die fünf Akteure der marinen Fischerei	172
Tabelle 21: Modellergebnisse des Szenarios SZ 2 Einführung eines Marktes für handelbare Quoten.....	174
Tabelle 22: Modellergebnisse des Szenarios SZ 3 mit unterschiedlichen Diskontierungsraten für die Marktteilnehmer .....	175
Tabelle 23: Modellergebnisse des Szenarios SZ 4 mit einer Nutzungsgebühr von 15% des Fischpreises pro Quoteneinheit.....	176
Tabelle 24: Ergebnisse in einem TAC regulierten System ohne individuelle Quoten...	178
Tabelle 25: Koalitionsspiel mit 5 Akteuren mit Singleton Strategie in Szenario SZ1 und 3er Koalition in Szenario SZ2 .....	188
Tabelle 26: Koalitionsspiel mit 5 Akteuren und vollständiger Kooperation in der großen Koalition.....	189
Tabelle 27: Koalitionsspiel mit 4 Koalitionsmitgliedern und dem effizientesten Spieler als Singleton	189
Tabelle 28: Koalitionsspiel mit 4 Koalitionsmitgliedern und dem ineffizientesten Spieler als Singleton.....	190
Tabelle 29: Koalitionsspiel mit Kooperation der Spieler n4 und n5 .....	191

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ABM Agent Based Model  
 AIES Annual Income Expenditure Survey  
 AIS Almost Ideal System  
 AVE Average Value of Effort  
 BMBF Bundesministerium für Bildung und Forschung  
 CBD Convention of Biological Diversity  
 CBNRM Community Based Natural Resource Management  
 CBS Zentrales Büro für Statistik (Namibia)  
 CCRF Code of Conduct for Responsible Fisheries  
 CDD Community-Driven Development  
 CEC Commission of the European Community  
 CES Constant Elasticity of Substitution  
 CGE Computable General Equilibrium  
 COLI True-Cost-of-Living Index  
 CPR Common Pool Resource  
 CPUE Catch Per Unit Effort  
 DWFF Distant Water Fishing Fleets  
 EAF Ecosystem Approach to Fisheries  
 EEZ Exclusive Economic Zone  
 EGR Effectively Globally Regular Demand System  
 ESAM Environmental Social Accounting Matrix  
 FAO Food and Agriculture Organization  
 FDS Fractional Demand System  
 FDWF Foreign Distant Water Fleet  
 GAMS General Algebraic Modeling System  
 GEF Global Environment Facility / General Exponential Form  
 GOS Gross Operating Surplus  
 GPG Global Public Goods  
 GQES General Quadratic Expenditure System  
 GTZ Gesellschaft für technische Zusammenarbeit  
 ICSEAF International Commission for South East African Fisheries  
 IDAP Nachfragesysteme mit implizit direkt additiven Präferenzen  
 IFQ Individual Fishery Quota  
 ITQ Individual Tradable Quota  
 IUCN International Union for Conservation of Nature  
 IUU Illegal Unreported Unregulated Fishing  
 KAZA Kavango-Zambezi Transfrontier Conservation Area  
 LES Stone's Linear Expenditure System  
 MA Millennium Ecosystem Assessment  
 MAWF Ministry Agriculture, Water, Forestry  
 MCA Millennium Challenge Accounts Namibia  
 MCP Mixed Complementarity Program  
 MCS Monitoring, Control and Surveillance  
 MET Ministerium für Umwelt und Tourismus Namibia  
 MEY Maximum Economic Yield

MFMR Ministry Fishery, Marine Resources  
 MPA Marine Protected Area  
 MRAP Most Rapide Approach  
 MSE Marginal Stock Effect  
 MSY Maximum Sustainable Yield  
 MVE Marginal Value of Effort  
 MVP Minimum Viable Population  
 NAM-VAC Namibia Vulnerability Assessment Committee  
 NASCO Namibian association of CBNRM Support Organizations  
 NHIES Namibian Household Income and Expenditure Survey  
 NNF Namibia Nature Foundation  
 NPC National Planning Commission  
 NRM Natural Resource Management  
 NQEF Normalized Quadratic Expenditure Function  
 NQQES Normalized Quadratic Quadratic Expenditure System  
 NQRIUF Normalized Quadratic Reciprocal Indirect Utility Function  
 OECD Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung  
 OKACOM The Permanent Okavango River Basin Water Commission  
 OSY Optimum Sustainable Yield  
 PES Payments for Ecosystem Services  
 PIS Potential Internal Stability  
 QAIDS Quadratic Almost Ideal Demand System  
 QAIS Quadratic Almost Ideal System  
 QES Quadratic Expenditure System  
 RFMO Regional Management Organizations  
 SAM Social Accounting Matrix  
 SEEA System of Integrated Environmental and Economic Accounting  
 SNA System of National Accounts  
 SVU Standard Effort Unit  
 TAC Total Allowable Catch  
 TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity  
 TEV Total Economic Value  
 TFCA Transfrontier Conservation Areas  
 TRQs Tariff-rate quotas  
 TSR Total Sustainable Revenue  
 UNCED Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung  
 UNCLOS UN Convention on the Law of the Sea  
 UNDP UN Human Development Program  
 UNEP United Nations Environmental Program  
 UNWTO Tourismusorganisation der Vereinten Nationen  
 USAID *United States Agency for International Development*

# 1 Einleitung

## 1.1 Hintergrund und Problemstellung

Als Antwort auf wachsende globale Umweltprobleme und anhaltende Armut entwickelt sich seit einigen Jahren ein neues Paradigma, das in der akademischen Welt als „Sustainable de-growth“ diskutiert wird (Martinez-Alier et al. 2010). Es versteht sich als Gegenströmung zu dem Konzept nachhaltiger Entwicklung, welches mehr als 20 Jahre nach seiner internationalen Anerkennung nicht zu einer grundlegenden Weichenstellung im Hinblick auf die im Brundtland Report proklamierten Ziele geführt hat (WCED 1987). Die internationale Staatengemeinschaft ist nicht auf dem Weg zur Erfüllung der UN Millennium Ziele, nach denen sie sich verpflichtet hat, keine Anstrengung zu scheuen, die Menschheit aus den unmenschlichen Lebensbedingungen extremer Armut zu befreien (UN 2008:3). Ebenso wenig wurde das proklamierte Ziel der Unterzeichnerstaaten der Biodiversitätskonvention (CBD), bis zum Jahr 2010 den Rückgang des Aussterbens von Arten zu stoppen, erreicht (CBD 2010). *Im zweiten Outlook der CBD heißt es:*

*„Biodiversity loss is rapid and ongoing. Over the last 50 years, humans have changed ecosystems faster and more extensively than in any comparable period of time in human history. Tropical forests, many wetlands and other natural habitats are shrinking in size. Species are going extinct at rates 1,000 times the background rates typical of Earth’s past. The direct causes of biodiversity loss—habitat change, overexploitation, the introduction of invasive alien species, nutrient loading and climate change—show no sign of abating” (CBD 2006:iv).*

Die Mehrzahl der Ökosystemleistungen, die der Menschheit direkten und indirekten Nutzen stiften, wird nicht von konventionellen makroökonomischen Wohlfahrtsindikatoren erfasst, und ökonomisches Wachstum, gemessen als Bruttoinlandsprodukt, bedeutet nicht per se Wohlfahrtsgewinn (Constanza et al. 2007). Die internationale Diskussion über nachhaltige Entwicklung führte u.a. zu einer Revision des Systems der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (*System of National Accounts SNA*). Das SNA 1993 gilt als erster universeller Standard eines harmonisierten Rechnungssystems, das gemeinsam von EU Kommission, OECD, Weltbank, UN und Internationalem Währungsfond entwickelt und publiziert wurde (CEC et al.1993). Das System berücksichtigt erstmals nicht-produziertes Naturkapital als Bestandteil des Kapitalstocks einer Volkswirtschaft und bilanziert qualitative und quantitative Bestandsveränderungen von Naturressourcen. Die Berechnung herkömmlicher

Wohlfahrtsindikatoren bleibt davon jedoch unberührt; stattdessen wird die Entwicklung paralleler Satelliten-Rechnungssysteme empfohlen, die direkt an das konventionelle System gekoppelt werden. Das SEEA (*System of Integrated Environmental and Economic Accounting*) ist ein Umwelt-Satellitensystem zum Standard SNA und bilanziert Transaktionen und Bestandsveränderungen zwischen Wirtschaftssphäre und Umweltsphäre (UN et al., 2003).

Die Notwendigkeit eines Upgrades des SEEA, mit dem Ziel, den Beitrag von Ökosystemleistungen für das menschliche Wohlergehen substantieller im Gesamtrechnungssystem und den daraus abgeleiteten Wohlfahrtsindikatoren zu berücksichtigen, wird aktuell postuliert (Stieglitz, Sen, Fitoussi et al. 2009, CEC 2009). Die Integration neuer Indikatoren (z.B. Ecological Footprint) kann die öffentliche Wahrnehmung erhöhen und damit politikwirksam werden (TEEB 2009:15).

Namibia ist das arideste Land südlich der Sahara (Turpie et al. 2010). Der formelle und informelle Wirtschaftssektor des Landes sind extrem abhängig von den Naturressourcen, und noch heute leben etwa 70% der Bevölkerung von der Subsistenzlandwirtschaft (MET 2007). Nach der Unabhängigkeit im Jahre 1990 hat die Republik Namibia den Umweltschutz in ihrer Verfassung verankert (Namibia 1990). Artikel 95(i) besagt, dass der Staat zur Erhaltung von Ökosystemen, essentiellen ökologischen Prozessen und Namibias Biodiversität verpflichtet ist. Lebende natürliche Ressourcen sollen dem Nutzen aller Namibier in Gegenwart und Zukunft dienen.

Um die Realisierung dieses Ziels zu verifizieren, ist es erforderlich, den Nutzen des Naturkapitals zu quantifizieren. Ein zentraler Indikator hierfür ist die Ressourcenrente, die zur Bewertung, Kontrolle und Regulierung von Naturkapital kalkuliert wird (Naber, Lange und Hatziolos 2008:24, UN et al. 2003:7.172-7.208). Die Berechnung von potentiellen Ressourcenrenten ist ein zentrales Ziel dieser Arbeit. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf erneuerbare biologische Ressourcen und fokussiert speziell auf marine Fischressourcen. Neben marinen Fischressourcen werden die Naturschutzgebiete Namibias in die Analyse einbezogen, da die Nutzung der Naturlandschaft für die Mehrzahl der Namibischen Bevölkerung entscheidend zu deren Lebensgrundlage beiträgt. Zu den Naturschutzgebieten gehören neben den staatlichen Schutzzonen auch private Schutzzonen und die Conservancies auf kommunalem Land. Das Konzept des *Community Based Natural Resource Management CBNRM* hat in Namibia eine zentrale Bedeutung bei der Armutsbekämpfung (NASCO 2011, Roe, Nelson und Sandbrook 2009, MCA

Namibia 2006, USAID 2007). In diesem Kontext werden hohe Erwartungen an den Finanzierungsmechanismus *Payments for Ecosystem Services PES* gestellt (Libanda und Blignaut 2008, OECD 2010, Swallow und Meinzen-Dick 2008).

In dieser Arbeit wird die Hypothese vertreten, dass ein Transfer von potentiellen Ressourcenrenten, die bei der Extraktion von marinen Fischressourcen erzielt werden, zur nachhaltigen Finanzierung von Naturschutz in den kommunalen Gebieten Namibias verwendet werden können. Die Investition in das Naturkapital in ländlichen Gebieten, gekoppelt an die Weiterentwicklung der Integration des CBNRM Systems in das Netz von Schutzzonen, wird als eine nachhaltige Entwicklungsstrategie betrachtet, welche die extreme Ungleichverteilung des Wohlstands in Namibia reduzieren könnte. Es wird der Frage nachgegangen, unter welchen Bedingungen eine Umverteilung von Ressourcenrenten Armut reduziert.

## 1.2 Forschungskontext und Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit ist das Ergebnis einer externen Promotion an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms Universität zu Bonn. Es wurde ein allgemeines Gleichgewichtsmodell für Namibia entwickelt, das als Basis für wirtschaftsweite Analysen dient. Ein Schwerpunkt lag hier auf der Implementierung von flexiblen nicht-homothetischen Nachfragesystemen und der Ableitung theoretisch konsistenter Modellparameter. Die Arbeitsergebnisse sollen im Rahmen der vorliegenden Arbeit dokumentiert werden. Parallel dazu wurde ein partiales bioökonomisches Modell der kommerziellen Fischerei Namibias erstellt. Partiale bioökonomische Modelle eignen sich zur Analyse des nachhaltigen Managements erneuerbarer Ressourcen. Die vorliegende Arbeit steht in dem weiteren Kontext eines vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens am Institut für Umweltökonomik und Welthandel der Leibniz Universität Hannover, dass die Autorin angeregt hat. Das Forschungsvorhaben untersucht internationale marktbasierende Mechanismen zur Finanzierung von Ökosystemleistungen. Die Kavango und Caprivi Regionen im Norden Namibias sind Fallstudien des Projekts, in denen GDI<sup>1</sup> zertifizierte Managementpläne erstellt und getestet werden. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit entwickelten Module dienen als Ausgangsbasis für die Konzipierung eines regionalen Planungsmodells. Spieltheoretische Analysen ergänzen den

---

<sup>1</sup> Die Green Development Initiative GDI ist eine Strategie der Convention Biologischer Vielfalt CBD, die 2008 initiiert wurde und 2010 auf der Nagoya Konferenz der Mitgliedsstaaten als „Strategic Plan for Biodiversity“ verabschiedet wurde. GDI bezweckt vorrangig die Mobilisierung von Finanzmitteln von Unternehmen und die Etablierung eines Marktes für handelbare Zertifikate von Flächen, die nach den Kriterien der CBD nachhaltig genutzt werden.



Methodenapparat. Ein Forschungsbereich der Spieltheorie ist die Evaluierung der Realisierbarkeit und der Stabilität von Koalitionen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden mögliche Koalitionen für ein kooperatives Management von marinen Fischressourcen untersucht mit dem Ziel, Empfehlungen für die Verhandlung von Nutzungsrechten abzuleiten. Die Methoden werden im weiteren Verlauf des Forschungsprojekts auf das Management stark überfischter Frischwasserfischressourcen ausgeweitet sowie Nutzungskonflikte im Bereich von Land- und Wasserressourcen.

Sowohl der Fischereisektor Namibias, als auch der Tourismus spiegeln die dualistische Struktur des Landes wieder. Beide Sektoren sind abhängig vom Naturkapital des Landes und extrahieren signifikante Ressourcenrenten. Die vorliegende Arbeit geht der Frage nach, wie das vorhandene Naturkapital dazu beitragen kann, die Einkommensdisparität in Namibia zu verringern und eine nachhaltige Landnutzung zu fördern. Um die nachhaltige Nutzung lebender Mariner Ressourcen zu sichern, wird ein Management System benötigt, das die Fehlfunktion des Marktes korrigiert.

Zur Analyse von Fehlfunktionen des Marktes und der Beurteilung von Management Systemen werden Tools gebraucht, die Auswirkungen der Allokation von Ressourcen quantifizieren und so als Entscheidungshilfen dienen. Die Konzipierung dieser Tools ist das Hauptziel der vorliegenden Arbeit. Hierzu zählt als Erstes die Erstellung einer konsistenten Datenbasis in Form einer Social Accounting Matrix (SAM). Im Vordergrund steht das Konzept der Hybrid SAM, die es erlaubt die Nutzung von Naturkapital in das Kontenschema der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zu integrieren und zu quantifizieren. Der Fischereisektor wurde zu diesem Zweck detailliert dargestellt. Die Konten dienen als Schnittstelle für die bioökonomischen Partialmodelle. Der methodische Schwerpunkt bei der Entwicklung des Gleichgewichtsmodells lag auf der Implementierung flexibler Nachfragefunktionen für Konsumenten und bilaterale Importe.

Mit Hilfe der entwickelten Module wird getestet, ob gegenwärtige und potentielle Ressourcenrenten der marinen Fischerei existieren.

### **1.3 Methodisches Konzept**

In ihrem Handbuch zur Neuen Institutionen Ökonomik unterscheiden Brousseau und Glachant vier Phasen der empirischen Forschung (Brousseau und Glachant 2008). Auf der ersten Stufe werden die kausalen Beziehungen und Interdependenzen des betrachteten Systems identifiziert („stylized facts“). Dies erfordert detaillierte Fallstudien, um

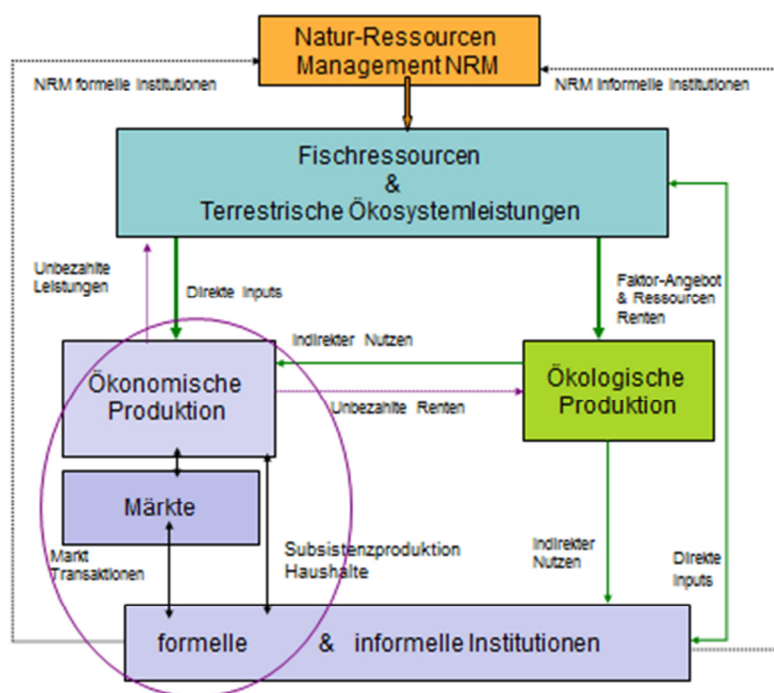
qualitative und quantitative Daten zu sammeln. Auf der zweiten Stufe der Analyse geht es um die Rationalisierung der stilisierten Fakten. Hier bietet die experimentelle Ökonomik eine Vielzahl von Methoden zur Strukturierung und Erklärung der Beziehungen, die sich hinter den Daten verbergen (Experimente im „Labor“ und im Feld, Spieltheorie). Die dritte Analyseebene beinhaltet die Kontrolle der getroffenen Hypothesen anhand ökonometrischer Verfahren. Die vierte Ebene umfasst die systematische Konsistenzprüfung und basiert auf der Verwendung mathematischer Modelle. *„Of course mathematical modeling is a key tool. It is a way of making progress since modeling allows for the systematic checking of logical consistency and tracking of chains of cause and consequence”*.(Brousseau und Glachant 2008 S. XIV).

Die vorliegende Arbeit baut auf der Datenbasis auf, die im Rahmen des Namibia SAM-Projekts erstellt wurde (Lange et al. 2004)<sup>2</sup>. Diese Basis SAM wurde ergänzt, um den kommerziellen Fischereisektor und den Tourismussektor abzubilden. Die publizierte nationale SAM für Namibia beinhaltet nur eine einzige aggregierte Fischereiaktivität und ist im Hinblick auf den informellen Sektor nicht aussagekräftig (persönliche Kommunikation mit G.M. Lange und K. Schade vgl. Fußnote 2). Im Rahmen dieser Arbeit wird eine erweiterte SAM konstruiert. Hierfür werden sechs primäre Fischereiaktivitäten und zwei Fischverarbeitungsaktivitäten definiert, welche die wichtigsten kommerziellen Produktionsprozesse repräsentieren. Der Tourismussektor wird in Kapitel 3.4 als entscheidender Sektor für die ländliche Entwicklung identifiziert. In der erweiterten SAM wird der Sektor in eine Natur basierte Komponente und das nicht Natur basierte Tourismussegment disaggregiert. Die SAMs sind in Anhang 3, Anhang 3b und Anhang 4 dargestellt. Hierzu wurden nationale Statistiken, nationale Planungsunterlagen und Forschungsberichte verwendet. Abbildung 1 skizziert den Forschungsgegenstand der vorliegenden Arbeit. Die Grafik beschreibt das integrierte System ökonomischer Produktion und der Nutzung von nichtproduzierten Naturressourcen.

---

<sup>2</sup> Die Autorin besitzt eine aktualisierte unveröffentlichte Version der Namibia SAM für 2004 von Glenn-Marie Lange. Und hat im Zusammenhang der Aufarbeitung der Daten zahlreiche persönliche Gespräche mit den Autoren G.-L. Lange und K. Schade geführt.

Abbildung 1: Modell eines Integrierten Ökonomisch Ökologischen Systems



Quelle: Eigene Darstellung

Das Schaubild zeigt die Interdependenzen zwischen ökonomischen Transaktionen und indirekten und direkten Ökosystemleistungen. Es wird versucht, diese naturbasierten Leistungen zu quantifizieren und in das System der SAM zu integrieren. Das Allgemeine Gleichgewichtsmodell beschreibt den funktionalen Zusammenhang marktbasierter Transaktionen. Die Regulierung des Systems erfolgt durch eine Vielzahl von formellen und informellen Institutionen, die in einem mathematischen Modell teilweise in Form von Constraints abgebildet werden können. Für terrestrische Naturressourcen findet man dagegen sehr unterschiedliche Managementsysteme. Wälder, Feuchtgebiete und Wildtiere zeigen zunehmend Formen von *Global Environmental Governance*. *Global Governance* Systeme basieren auf einem komplexen Netzwerk von heterogenen Akteuren mit divergierenden Interessen (Duffy 2006). Die Theorie von Global Governance versucht die Verlagerung von Strukturen staatlicher Kontrolle hin zu nicht-staatlicher Kontrolle auf verschiedenen Entscheidungsebenen zu erklären (Duffy 2006:97). Diese Kontrollmechanismen sind schwer im Rahmen eines CGE Modells zu erfassen und werden im Rahmen dieser Arbeit für eine ausgewählte Fischereiaktivität mittels spieltheoretischer Analysen in Kapitel 9 untersucht. Die Regionalisierung des wirtschaftsweiten mathematischen Modells ist nicht Gegenstand dieser Arbeit, sondern wird im Verlauf des laufenden Forschungsprojekts realisiert. Die endogene Koppelung der partialen bioökonomischen Modelle mit dem Allgemeinen Gleichgewichtsmodell hat der

Autor nicht abschließend erreicht. Ein Grund hierfür sind wohl „*Backward-Bending*“ Effekte des Angebots als Reaktion auf den Preis (vgl. Exkurs 8.5.1). Das Verhalten bewirkt multiple Gleichgewichte und chaotische Turbulenzen (Clark 1990: 134).

Kapitel 5 erläutert die Struktur der SAM für Namibia. Nach einer theoretischen Einordnung Mathematischer Programmierung in Kapitel 6.1 und der Allgemeinen Gleichgewichtstheorie in Kapitel 6.2, wird in Kapitel 6.3 das Namibia Gleichgewichtsmodell beschrieben. Kapitel 6.4 erörtert Kriterien bei der Auswahl der Funktionsform für die Nachfragemodule des Gleichgewichtsmodells. In Kapitel 7 wird das flexible quadratische Nachfragesystem hergeleitet. Kapitel 8 beschreibt die Modellierung des Namibischen Fischereisektors. Das System zum Managen der Fischressourcen in Namibia wird in Kapitel 8.5, nach der theoretischen Darstellung bioökonomischer Modellierung in Kapitel 8.4, analysiert. Kapitel 8.6 beschreibt die Investition in eine moderne Fischereiflotte. Die Daten sind die Basis für die Analyse verschiedener Management Regime in Kapitel 8.6.4 und 8.6.5. Abschließend werden dieselben Daten in Kapitel 9 für spieltheoretische Simulationen von Kooperationsverhandlungen verwendet.

## **2 Der Status Globaler Mariner Fischressourcen**

In einer Veröffentlichung der Weltbank aus dem Jahr 2007 zum Thema Globalisierung wird die Erhaltung der Marinen Fischbestände neben der Eindämmung des Klimawandels und der Zurückdrängung von Epidemien als bedeutendes globales öffentliches Gut eingestuft, dessen Garantie der internationalen politischen Kooperation bedarf.

*„Fish catches already have leveled off. Recent scientific calculations project near-complete depletion by 2048 in the absence of collective international efforts to limit fishing to sustainable levels. Longstanding efforts to limit marine catches to sustainable levels have met with only a few successes, as institutional weakness, technical difficulties, and inappropriate incentives, such as fishing subsidies, impede sustainable management“* (World Bank 2007:23).

Die stetig steigende weltweite Nachfrage nach Fisch und der technische Fortschritt in der Fangtechnik erhöhen den Stress, dem marine Ökosysteme ausgesetzt sind und dezimieren den Bestand wirtschaftlich wertvoller Fischbestände rapide (UNEP 2011, Willmann und Kelleher 2010, Myers und Worms 2003, Dulvy et al. 2003). Neben dem potentiellen Verlust an Biodiversität, birgt unkontrollierte marine Fischerei das Risiko, dass eine primäre Proteinquelle versiegt, die speziell für viele Menschen in Entwicklungsländern

den Hauptproteinanteil der Nahrung liefert. Die Überfischung der marinen Fischbestände ist direkt an eine wachsende Überkapazität der operierenden Fischereiflotte gekoppelt (Clark et al. 2005, World Bank und FAO 2009). Traditionelle Fischereinationen, wie z.B. Norwegen, die Europäische Union, Japan, und Russland, unterhalten heute weltweit operierende *Distant Water Fishing Fleets (DWFFs)* und befischen internationale Fischgründe mit modernster subventionierter Technik (Sumaila et al. 2009). Diese Praxis birgt ein wachsendes Konfliktpotential, da nicht allein die Erträge der küstennah operierenden artisenen Fischer reduziert werden, die mit einfachsten traditionellen Fangtechniken häufig auf Subsistenzniveau fischen, sondern gleichzeitig deren berufliches Risiko erhöht wird, da sich die Fischer, die mit einfachsten Booten operieren, weiter von ihren traditionellen Fanggründen entfernen müssen, um ihren Lebensunterhalt zu sichern (Kurien 2004, Pauly 2006).

Der internationale Rahmenplan zum Schutz Mariner Ökosysteme besteht im Prinzip seit der Verabschiedung des *Code of Conduct for Responsible Fisheries (CCRF)* durch die FAO Mitgliedsländer im Jahr 1995 (Hannesson 2004, Munro 2010). Der *CCRF* Kodex als Ganzer ist nicht bindend; Teile des Kodex basieren jedoch auf obligatorischen Regeln des Völkerrechts, einschließlich denen des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen (*UN Convention on the Law of the Sea UNCLOS*) aus dem Jahr 1982 (United Nations 1982). Letzteres begründet die neue Rechtsordnung für die Meere und gab den Küstenstaaten Rechte und Pflichten hinsichtlich der Bewirtschaftung der Fischereiressourcen innerhalb ihrer 200 Seemeilen Zone (*Exclusive Economic Zone EEZ*). Die *EEZs* umfassen etwa 90% der Meeresfischerei (FAO 1995). Der Kodex verweist in Artikel 3 auf seine Auslegung und Anwendung unter Bezugnahme auf die von der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED) verabschiedete Agenda 21 Abschnitt 17. Der Kodex basiert auf einem ganzheitlichen Ökosystem Ansatz, d.h. er berücksichtigt die biotischen, abiotischen und anthropogenen Komponenten von Ökosystemen sowie deren Interaktionen (Artikel 6 Absatz 1 und 8). Einer Realisierung der formulierten politischen Ziele nachhaltiger Fischerei und den ambitionierten Prinzipien von *Good Governance* stehen jedoch nach wie vor schwache Institutionen gegenüber. Formelle (Gesetze, Verfassungen) und informelle (Konventionen, Normen, Prinzipien) Institutionen definieren das Anreizsystem von Gesellschaften (North 1990). Schwache Institutionen sind nicht in der Lage korrekte Anreize zu schaffen, welche den sozialen Wert von Ökosystemleistungen reflektieren und in der Regel fehlen Instrumente zur Kontrolle und Durchsetzung von Regulierungen (Daily und Matson 2008,

Barrett et al. 2001). FAO und Weltbank sehen folglich die größte politische Herausforderung in Bezug auf die Sicherung der *Global Commons* in der Stärkung regionaler und internationaler Institutionen (FAO 2006, World Bank und FAO 2009).

Die Schwierigkeiten des Fischereimanagements werden auf den *Common Pool* Charakter mariner Fischressourcen zurückgeführt (Schlager und Ostrom 1992). Individuelle Nutzer einer *Common Pool Ressource (CPR)*, mit dem Ziel ihre individuellen Gewinne zu maximieren, sind unvermeidbar in Aktivitäten verwickelt, die von der Spieltheorie als Gefangen-Dilemma klassifiziert werden (Nash 1953, Munro 1979). Über-Kapitalisierung und Überfischung lassen die Ressourcenrenten verschwinden und beeinträchtigen gleichzeitig die langfristige Resilienz von Ökosystemen, d.h. deren Kapazität auf Schocks zu reagieren und ein neues stabiles Gleichgewicht zu erreichen. Kooperatives Verhalten wird hier als Ausweg aus dem Dilemma gesehen (Clark 2006, Ostrom 1990, Poteete, Janssen und Ostrom 2010). Es stellt sich jedoch diesbezüglich die Frage, wie ein Managementsystem konzipiert werden kann, welches Ressourcenrenten langfristig maximiert und kooperatives Verhalten fördert. In diesem Zusammenhang wird in der Literatur die Frage nach der gerechten Verteilung der Ressourcenrenten diskutiert und die Auswirkung der Konzentration von Quoten auf die nachhaltige Nutzung erörtert (Bromley und Makinko 2002 und 2007:14f, Pinkerton und Edwards 2009). Speziell geht es um die Beantwortung der Frage, ob es gerechtfertigt ist, dass der Staat einer ausgewählten Gruppe langfristige Privilegien an öffentlichen Gütern zuweist und wenn ja, welcher Anteil der Ressourcenrente beim Quoteninhaber verbleibt und welcher Anteil umverteilt wird. Von Wissenschaftlern wird die Abschöpfung der Ressourcenrente als wichtiges Instrument der Regulierung eingestuft; die Überlassung der Ressourcenrente an die privaten Nutzer hat zahlreiche unerwünschte soziale und ökologische Effekte (Bromley und Macinko 2007:21f, Clark 2006:176f). Diese Effekte werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Namibische Fischerei analysiert.

Heute basiert jedes Fischerei-Managementsystem de facto auf der Festlegung jährlicher maximaler Fangquoten (*Total Allowable Catch TAC*), die in einem zweiten Schritt, in Abhängigkeit von der politischen Zielsetzung, auf verschiedene Akteure aufgeteilt werden. *TACs* werden als unverzichtbares Instrument eines nachhaltigen Fischereimanagements gesehen, sie werden in der Regel durch weitere Instrumente wie Lizenzen für die eingesetzten Schiffe, saisonale Auflagen, Abgaben und technische Auflagen (Fangtechnik, Beschaffenheit der Netze, maximale Kapazität der Schiffe, etc.)

ergänzt. Für Managementsysteme, die nur *TACs* einsetzen (ohne diese auf individuelle Nutzungsrechte aufzuteilen), hat man universell das Phänomen der sogenannten *Derby-Fischerei* beobachtet. Teilnehmer konkurrieren rigoros um einen Anteil der Quote, bevor die Fischerei nach Erreichen der *TAC* für die verbleibende Saison geschlossen wird. Eine direkte Folge dieses Managementsystems ist die Überkapitalisierung der Fischerei, da alle Teilnehmer bestrebt sind, ihren täglichen Umsatz zu maximieren (Clark 2006).

Da Fischbestände nicht direkt beobachtbar sind, basieren die Informationen, die für die Festlegung der Fangquote benötigt werden, in der Regel auf einer Kombination aus biologischen Populations- bzw. Wachstumsmodellen und standardisierten empirischen Fangstatistiken (FAO 2003). Beide Methoden sind durch erhebliche Unsicherheiten gekennzeichnet. Die komplexe Natur mariner Ökosysteme führt aktuell zu Diskussionen über die Notwendigkeit von Risikomanagement und der Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips (Plaganyi 2007). Neue Prinzipien erfordern neuartige Managementinstrumente, wie z.B., in Korrespondenz zu terrestrischen Naturschutzgebieten, eine Einrichtung von großflächigen marinen Schutzzonen, in denen jegliche ökonomische Aktivität untersagt ist (Bromley 2008, Kompas et al. 2010). Gegenwärtig befinden sich praktizierte Ressourcen-Managementsysteme in einem raschen Wandel. Dieser Wandel wird gefördert durch die wachsende Erkenntnis der zu erwartenden negativen Folgen des Klimawandels für die Nahrungssicherheit, die Wasserversorgung und die Gesundheit einer wachsenden Weltbevölkerung (UNEP 2011, Cheung et al. 2009).

Als Reaktion auf den Misserfolg nationaler und internationaler Regulierungen, den kritischen Status vieler Mariner Fischbestände zu verbessern, etablierten sich in den vergangenen Jahren neue marktwirtschaftlich geprägte Ansätze. Zertifizierung und Eco-Labeling sind marktbasierende Instrumente, die an Bedeutung gewinnen (Gardiner und Viswanathan 2004, UNEP 2007, Janisch 2007, Russel 2009, Ward und Phillips 2010). Eine Reihe von Studien hat sich damit befasst zu evaluieren, welche Rolle Labeling bei der Etablierung einer nachhaltigen Fischerei spielen kann (IISD 2003, Hoel 2006, Rotherham 2006, Ponte 2006, Gardiner und Viswanathan 2004, Russel 2009, Seara und Roheim 2009). Über die tatsächliche Auswirkung bereits bestehender Zertifizierungsprogramme auf die Umwelt ist bisher jedoch wenig bekannt, sodass diesbezüglich Forschungsbedarf gesehen wird (UNEP 2006, Seara und Roheim 2009). Die kontroverse anhaltende Diskussion über den Effekt einer „Privatisierung der Ozeane“

(Hanneson 2004, Arnason 2007) signalisiert den Handlungsbedarf auf politischer und wissenschaftlicher Ebene. Die Auswahl der nachfolgend gestellten Fragen deutet auf die Komplexität und Pluralität bei der Gestaltung problemadequater Institutionen hin.

Kann eine private Organisation eine regulierende Funktion übernehmen, um das Versagen des Staates bezüglich des Managements eines öffentlichen Gutes mit *Common Pool* Charakter zu kompensieren (Chadwick 2002, Segerson 2010)? Bedeutet die Perspektive der Aufteilung der Nutzungsrechte an marinen Fisch Ressourcen für Entwicklungsländer das *Globalised Out* (Mwikya 2007)? Welche Instrumente haben sich bewährt, um überfischte Stocks nachhaltig zu regenerieren und wie sind Misserfolge zu erklären? Wo liegen die Grenzen für eine Privatisierung von Fischressourcen (Clark et al. 2008)?

In diesem Kontext weist die Weltbankstudie aus dem Jahr 2007 auf die Dringlichkeit hin, eine sachgerechte Balance zwischen individuellen Nutzungsrenten und dem langfristigen Erhalt globaler mariner Fisch Ressourcen zu erreichen (World Bank 2007). Die FAO Publikation „*The State Of World Fisheries And Aquaculture 2006*“ (FAO 2007) befasst sich erstmals speziell mit den Aspekten Governance und Ressourcen Management. Die Förderung von regionalen Management Organisationen (RFMOs) und deren internationaler Kooperation steht für die FAO hierbei im Vordergrund. So heißt es bezüglich RFMOs im Fischereistatusbericht der FAO: „*these organizations currently represent the only realistic means of governing fish stocks that occur either as straddling or shared stocks between zones of national jurisdiction, between these zones and the high seas, or exclusively on the high seas*“ (FAO 2007: 52).

Weltbank und FAO nennen in diesem Kontext unter anderem folgende Kernelemente von Good Governance:

- Die Förderung eines kooperativen Managements auf der Basis der Prinzipien von Community-Driven Development (CDD). CDD betont die gemeinsame Verantwortung von Regierung, Kommunen und Stakeholdern.
- Die Ausweitung internationaler Kooperation
- Die Einrichtung von marinen Schutzzonen (Marine Protected Areas MPAs) zur Regeneration überfischter Bestände. Das Global Environment Facility (GEF) Programm der Vereinten Nationen fördert den Aufbau effizienter Netzwerke zum Schutz von Ökosystemen. Marine Ökosysteme im Speziellen sollen in ihrer Eigenschaft als Globale Öffentliche Güter in das öffentliche Bewusstsein gelangen.



- Regulierung und Überwachung des Fischfangs außerhalb der EEZs (Monitoring, Control and Surveillance MCS)
- Etablierung von Programmen zur Wiederaufstockung von Fischbeständen: Aussetzen von Jungfischen, die in Aquakultur produziert wurden.
- Verringerung der Fangkapazität durch den Rückkauf von Lizenzen und die Subventionierung der Stilllegung von Schiffen der industriellen Fischerei.
- Förderung von Aquakultur zur Entlastung mariner Fischbestände, um der steigenden Nachfrage zu begegnen und gleichzeitig in ländlichen Gebieten alternative Einkommensmöglichkeiten zu schaffen.
- Entwicklung von Zertifizierung und Food Safety Programmen für Fischprodukte zur Etablierung einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft.
- Förderung von wirtschaftlichen Alternativen zur Sicherung des Lebensunterhalts, um so den Druck auf marine Ökosysteme und Fischbestände der Binnengewässer zu verringern, der durch Überbevölkerung, Überkapazität und als Folge des Klimawandels zu einer fortschreitenden Degradierung dieser Systeme führt
- Implementierung des Ökosystem Ansatzes (Ecosystem Approach to Fisheries EAF) und des Vorsorgeprinzips (precautionary approach)
- Förderung von Forschung, Datensammlung und Beratung im Hinblick auf die Erhaltung der Ressourcen, aber auch im Hinblick auf alternative ökonomisch effiziente Managementsysteme und Bewirtschaftungsmöglichkeiten

Die aufgelisteten Punkte sind zum Teil auch Bestandteil der Namibischen Fischereipolitik. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Namibische Fischereisektor und das staatliche Ressourcen Managementsystem beschrieben und im Hinblick auf die wirtschaftliche Effizienz, die bestehenden politischen Probleme und die Effektivität der nachhaltigen Regulierung der Ressourcen analysiert. Es wird geprüft, ob Ressourcenrenten erwirtschaftet werden und, wenn ja, welchen Nutzen diese Renten für die namibische Bevölkerung haben.

### 3 Namibia

Namibia erlangte seine Unabhängigkeit am 21. März 1990. Das Land trägt die soziale und ökologische Bürde der kolonialen Vergangenheit und der Zeit der Apartheid unter Südafrikas Verwaltung, die eine entwurzelte Bevölkerung und stark dezimierte Ressourcen hinterließen. Namibias Gesellschaft ist bis heute stark dualistisch geprägt, und das Land gehört zu den Nationen mit der extremsten Ungleichverteilung des Einkommens.

In Abschnitt 3.1 wird die regionale Bevölkerungsstruktur und die Einkommensverteilung skizziert und in Abschnitt 3.2 wird die gegenwärtige Landnutzung dargestellt. In Abschnitt 3.3 wird ein kurzer Einblick in die Bedeutung des Fischereisektors gegeben. Abschnitt 3.4 diskutiert die Perspektiven des Tourismus in Namibia. Hier wird insbesondere der Naturbasierte Tourismus analysiert und im Hinblick auf seine sozioökonomische Bedeutung betrachtet.

### 3.1 Bevölkerung und Einkommensverteilung

Tabelle 1 enthält ausgewählte Daten der offiziellen Einkommenserhebung des Jahres 2003/2004 (Central Bureau of Statistics (CBS) und National Planning Commission (NPC) 2006). Danach hat Namibia knapp 2 Millionen Einwohner und einen Urbanisierungsgrad von 35%. Die nördlichen Grenzregionen zu den Nachbarländern Angola, Zambia, Botswana und Zimbabwe sind in der Tabelle hellblau markiert und haben zusammen einen Bevölkerungsanteil von 45%. Addiert man die nördlichen Regionen Oshana und Oshikoto, die keine Grenzregionen sind, dann leben insgesamt 63% der Namibier im Norden des Landes. Der Konsum pro Einwohner ist in den nördlichen Regionen bedeutend geringer als in den übrigen Landesteilen.

**Tabelle 1:** Ausgewählte Daten der Bevölkerungsstatistik Namibias des Jahres 2003/2004

Regionen	Bevölkerung in Personen	Bevölkerung in %	Konsum in Mio. N\$	Konsum pro Haushalt in N\$	Pro Kopf Konsum in N\$	Anzahl der Haushalte	Personen pro Haushalt
Caprivi	86437	4,72%	453	24330	5237	18607	4,65
Erongo	99013	5,41%	1462	52759	14767	27713	3,57
Hardap	68194	3,73%	684	41739	10029	16365	4,17
Karas	62465	3,41%	674	43311	10796	15570	4,01
Kavango	208441	11,39%	740	22866	3549	32354	6,44
Khomas	258504	14,13%	5788	89166	22392	64918	3,98
Kunene	61647	3,37%	347	25943	5624	13365	4,61
Ohangwena	236776	12,94%	819	21650	3460	37844	6,26
Omaheke	56037	3,06%	523	39220	9342	13347	4,20
Omusati	225405	12,32%	993	25312	4407	39248	5,74
Oshana	170190	9,30%	1399	44035	8217	31759	5,36
Oshikoto	172636	9,43%	819	25688	4742	31871	5,42
Otjozondjupa	124283	6,79%	956	33317	7698	28707	4,33
Namibia	1830028	100,00%	15657	42129	8556	371668	4,92
Stadt	635020	34,70%	9776	64941	15411	150533	4,22
Land	1195008	65,30%	5882	26600	4912	221136	5,40

Quelle: Zusammenstellung nach Daten des Income & Expenditure Survey 2003/2004 (CBS und NPC 2006)

Die bestehende Einkommensdisparität wird durch die perzentile Struktur der Daten in Tabelle 2 illustriert. Demnach verfügen in Namibia 33% der Bevölkerung über 6,3% des Einkommens, die wohlhabendsten 6,3% der Bevölkerung haben 46% des verfügbaren Einkommens.

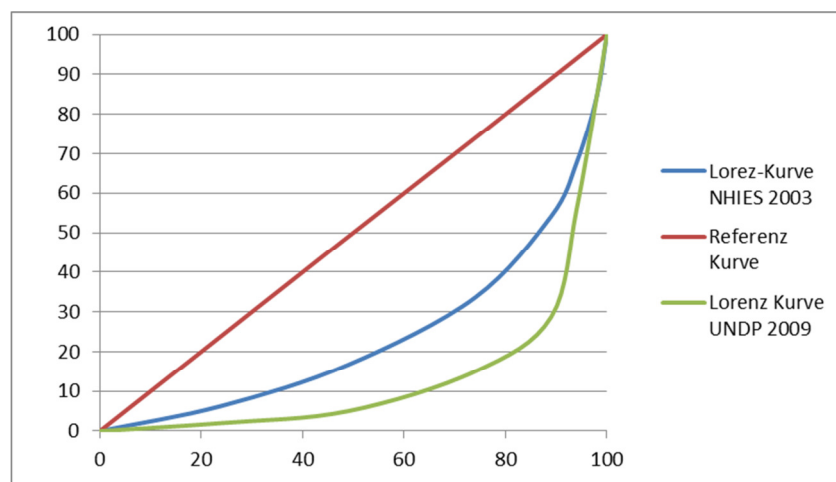
**Tabelle 2: Einkommensverteilung nach Haushaltsperzentilen**

Akkumulierte Anteile der Haushalte	Haushalte in %	Bevölkerung in %	Personen pro Haushalt	Einkommen in Mio. N\$	Einkommen in %	Einkommen pro Haushalt in N\$	Pro Kopf Einkommen in N\$
0-<25	24%	33,5%	6,9	1019	6,3%	11417	1662
25-<50	25%	27,4%	5,4	1685	10,4%	18137	3366
50-<75	25%	21,7%	4,3	2728	16,9%	29361	6878
75-<90	15%	11,1%	3,7	3329	20,6%	59718	16316
90-<95	5%	3,2%	3,1	2177	13,5%	117109	37457
95-<99	4%	2,2%	2,7	2730	16,9%	183227	66846
99-100	2%	0,9%	2,3	2507	15,5%	339455	147870
Namibia	100%	100%	4,9	16175	100%	43520	8839
0-<90	89%	93,7%	5,2	8761	54,20	26484	5111
90-100	11%	6,3%	2,8	7414	45,80	181392	63996

Quelle: Zusammenstellung nach Daten des Income & Expenditure Survey 2003/2004 (CBS und NPC 2006)

Die Lorenzkurve in Abbildung 2 veranschaulicht diese Disparität visuell. Die horizontale Achse zählt den Anteil der Bevölkerung in %, die vertikale Achse misst den akkumulierten Anteil des Gesamteinkommens. Die Daten stammen aus dem Namibian Household Income and Expenditure Survey (NHIES) und den Statistiken des United Nation Development Programs (UNDP).

**Abbildung 2: Lorenz Kurven der Einkommensdisparität in Namibia laut NHIES und UNDP**



Quelle: Eigene Darstellung nach Daten der NHIES (CBS und NPC 2006) und UNDP 2009

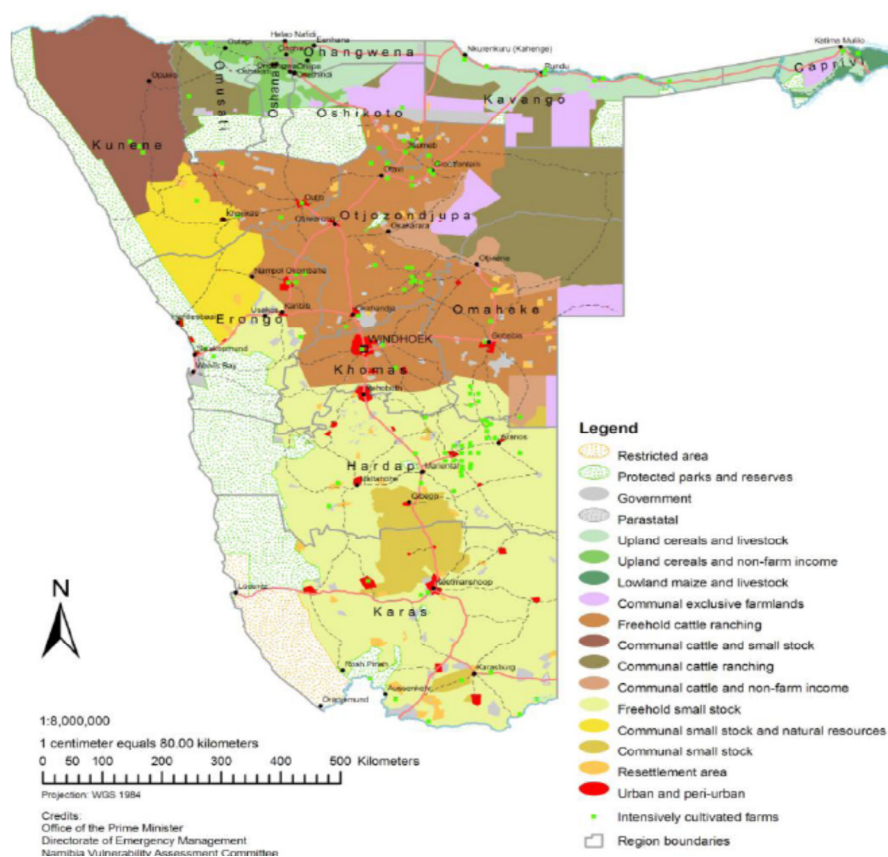
Die 45° Linie durch den Ursprung, hier rot, repräsentiert die absolute Gleichverteilung des Einkommens als Referenzlinie. Je größer die Fläche zwischen der 45° Linie und der Lorenz Kurve ist, desto höher ist die Einkommensdisparität und der berechnete Gini-Koeffizient. Die Grafik zeigt zwei unterschiedliche Lorenz Kurven mit unterschiedlichen Gini-Koeffizienten (Hemmer 1988). Der jüngste UN Human Development Report veröffentlicht für Namibia einen Gini-Koeffizienten von 0,743 (UNDP 2009:197). Damit existiert in Namibia die höchste Einkommensdisparität weltweit. Im Gegensatz zu den UNDP Berechnungen weist das Zentrale Büro für Statistik Namibia (CBS Namibia) einen

Gini-Koeffizienten von 0,6 aus (CBS und NPC 2006:40). Aus den Datenquellen des UNDP Reports und des NHIES Berichts wurden die beiden Lorenz-Kurven in Abbildung 2 konstruiert. Identische Gini-Koeffizienten können andererseits mit divergierenden Einkommensverteilungen korrespondieren. Krelle präferiert aus diesem Grund den optischen Vergleich der Lorenz-Kurven gegenüber dem Vergleich der berechneten Koeffizienten (Krelle 1962: 278, zitiert in Hemmer 1988:25).

### **3.2 Landnutzung**

Namibia hat eine Landfläche von 842000 km<sup>2</sup> und ist das arideste Land im südlichen Afrika. Aufgrund der extremen Schwankungen der regionalen und temporalen Niederschläge, gehört die Wasserverfügbarkeit zu den gravierendsten Hemmfaktoren wirtschaftlicher Entwicklung (NPC 2004). Nur 8% der Fläche des Landes erhält über 500mm jährlichen Niederschlag, das entspricht etwa der Niederschlagsmenge, die für das Agrarsystem des Trockenfeldbaus mindestens notwendig ist (Namibia Nature Foundation (NNF) 2005:32). Der Trockenfeldbau konzentriert sich im Nordosten des Landes in den Regionen Kavango und Caprivi. In den nordwestlichen Regionen Namibias, im Grenzgebiet zu Angola, erlauben saisonale Regenfälle und temporär überflutete Flächen zeitweise Subsistenzanbau in Kombination mit extensiver Weidewirtschaft (*agro-pastoralism*).

Abbildung 3: Regionen und charakteristische Livelihood Zonen Namibias



Quelle: Namibia Vulnerability Assessment Committee (NAM-VAC) 2009

Abbildung 3 zeigt die 13 Verwaltungsbezirke Namibias und die Einteilung des Landes nach sogenannten *Livelihood Zonen*. Livelihood Zonen sind durch die charakteristische Existenzgrundlage der ansässigen Haushalte definiert. Ein hoher Anteil der ländlichen Bevölkerung Namibias erwirbt sein Einkommen nicht überwiegend durch landwirtschaftliche Subsistenzproduktion, sondern praktiziert eine diversifizierte Nutzung von Naturkapital. Neben der Subsistenzlandwirtschaft tragen insbesondere Wildfrüchte, Wild, Fisch, Schilfgras und Feuerholz zum Lebensunterhalt der lokalen Bevölkerung bei (Mmolawa, Blignaut und Hassan 2009, MacGregor, Palmer und Barnes 2007). Die in Abbildung 3 dargestellten Livelihood Zonen repräsentieren die Ergebnisse offizieller Einkommensstatistiken. Diverse wissenschaftliche Studien gehen von weitaus höheren Einkommen in Form von direkten Extraktionen von Naturressourcen aus (MacGregor, Palmer und Barnes 2007, Vedeld et al. 2004, Purvis 2002). In geographischen Gebieten, in denen Menschen unter Extremwetterbedingungen leben, reduziert die diversifizierte Nutzung von Naturressourcen die Vulnerabilität gegenüber wiederkehrenden Dürren, Überflutungen und damit eng korrelierten Ernteaufschlägen und Tierseuchen. Ein zusätzliches anhaltendes Problem für die Bevölkerung im Norden ist die Verwüstung der

Felder durch Wildtiere. Das Leben mit Wildtieren erfordert angepasste Managementsysteme, um daraus einen Nutzen für die lokale Bevölkerung abzuleiten (Blignaut, De Wit und Barnes 2008).

Die permanent wassertragenden Flüsse Namibias sind ausnahmslos Grenzflüsse, der Orange im Süden, der Kunene und Okavango im Norden und das Zambezi und Kwando-Linyanti-Chobe Flusssystem im Nord-Osten in der Caprivi Region. Etwa 50% der 2 Millionen Namibier leben in den nördlichen Regionen des Landes in der Nähe der permanent und saisonal wasserführenden Flüsse (NPC 2004). Von dieser Bevölkerungsgruppe betreiben etwas 90% Inlandsfischerei. Für ein Drittel der Haushalte im Caprivi ist die Inlandsfischerei in den Auen Landschaften (*floodplains*) die primäre Einkommensquelle (Tweddle 2009, Purvis 2002). Grenzüberschreitenden Ressourcenkonflikten an den Flüssen Okavango und Zambezi, stark überfischten Populationen und die zunehmende Degeneration der einzigen permanenten Feuchtgebiete Namibias stellen das Land vor ernsthafte Probleme im Hinblick auf die zukünftige Frischwasserversorgung (NPC 2004:136, Abbott et al. 2007, Tweddle 2009). Die Nettowasserbilanz Namibias ist negativ, d.h. das Land verbraucht seine fossilen Grundwasserreserven. Hierfür ist in erster Linie die kommerzielle Landwirtschaft verantwortlich. Nach Schätzungen gehen 70% bis 75% des jährlichen Frischwasserverbrauchs auf das Konto der Landwirtschaft, 50% der gesamten Wassernachfrage werden vom kommerziellen Bewässerungsfeldbau verbraucht (MAWF 2006:73, Turpie et al. 2010:95, Dirx et al. 2008). Die Wertschöpfung pro m<sup>3</sup> Wasser wird im Bewässerungsfeldbau auf durchschnittlich nur 0,46N\$ geschätzt, im Vergleich zu 574N\$ pro m<sup>3</sup> im Tourismussektor (MAWF 2006:48). In Namibia existieren keine offiziellen Daten über den tatsächlichen Wasserverbrauch kommerzieller Farmen, da kommerzielle Farmer auf ihrem privaten Landbesitz (*freehold land*) Grundwasser oder Flusswasser unkontrolliert und gebührenfrei abstrahieren können (Lange und Hassan 2006). Die Schätzwerte für die Wasserabstraktion der Farmer basieren auf der Agraranbaustatistik. Die Rechte über Wasserabstraktion begründen sich aus der kolonialen Vergangenheit und der Zeit der Apartheid und bergen heute ein immenses Konfliktpotential. Es ist zu erwarten, dass sich das Problem zunehmender Wasserverknappung als Folge des Klimawandels weiter verschärft.

Das vorherrschende landwirtschaftliche Produktionssystem in den nördlichen Regionen Kavango und Caprivi ist der Wanderfeldbau, gekennzeichnet durch geringe Inputs und

sehr geringe Erträge mit hohen Schwankungen. Laut Prognosen wird der Subsistenzanbau bedingt durch den Klimawandel in den nächsten 40 Jahren rapide sinken. Pflanzenproduktion wird nur noch in der nordöstlichen Kavango-Capriivi Region praktikabel sein (Turpie et al. 2010, Reid et al. 2007). Schon heute ist im Grootfontein-Tsumeb-Otavi Maisdreieck mit totalen Ernteausfällen in 3 von 8 Jahren zu rechnen (Turpie et al. 2010:93). In den letzten Jahren haben Versuche mit alternativen Produktionstechniken, bekannt als *conservation farming*, erfolgversprechende Resultate gezeigt, die Ernteerträge der Region zu stabilisieren.

**Tabelle 3: Maisertrag in der Capriivi Region bei traditionellem Anbau und Conservation Farming (CF)**

Pflanzperiode	Traditionelle Methode Ertrag in kg/ha	Conservation Farming Ertrag in kg/ha	Ertragszuwachs in %
1	800	1500	88
2	800	2500	212
3	800	4500	463

Quelle: Mpoi Rural Development Consultants, 2009 zitiert in NNF 2010

Die Saat wird bei diesem Verfahren in mit Dung präparierte Löcher eingebracht; in den folgenden Perioden wird nicht gepflügt, sondern jeweils an derselben Stelle gepflanzt. Der Boden wird als Schutz vor Feuchtigkeitsverlust mit Unkräutern bedeckt.

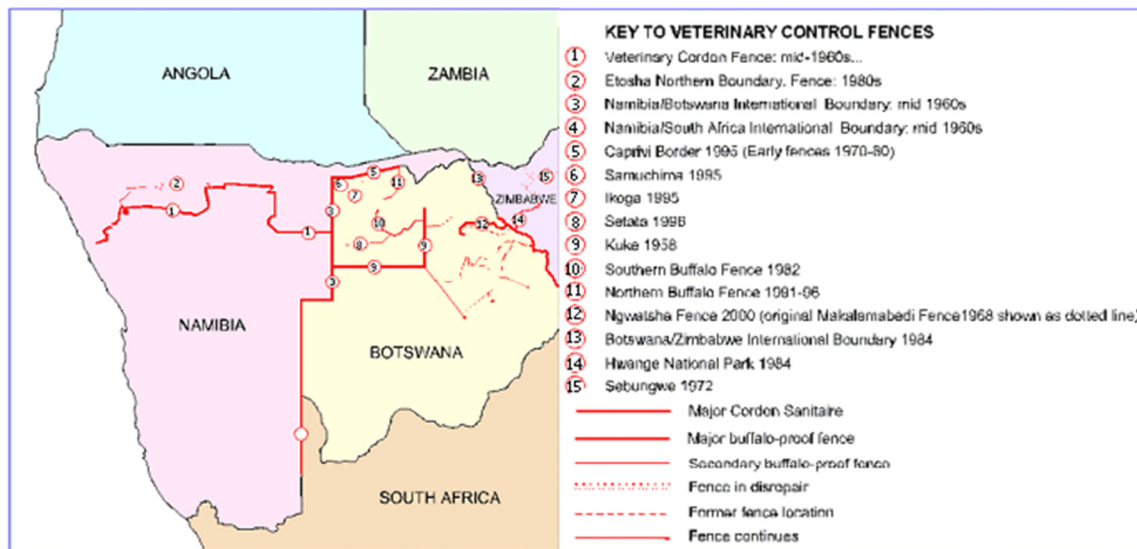
**Tabelle 4: Mahangu Erträge bei traditionellem Anbau und Feldexperimenten mit Conservation Farming (CF):**

Jahr	Traditionelle Methode Ertrag in kg/ha	Conservation Farming Ertrag in kg/ha	Relation Traditionell/CF
2005/2006	432	1775	4,11
2006/2007	635	1565	2,46
2007/2008	209	1176	5,63

Quelle: Namibia Resource Consultants NRC 2010 zitiert in NNF 2010

Auch bei der traditionell angebauten Getreidesorte Mahangu (Perlhirse) wurde neben Ertragszuwächsen eine deutlich höhere Toleranz gegenüber Extremwettern beobachtet. Produktionstechnische Fortschritte können aber nicht die generellen Probleme des Agrarsektors kompensieren, welcher durch extreme klimatische Bedingungen und eine ungleiche Landverteilung geprägt ist.

Abbildung 4: Veterinär Zaun in Namibia und Botswana



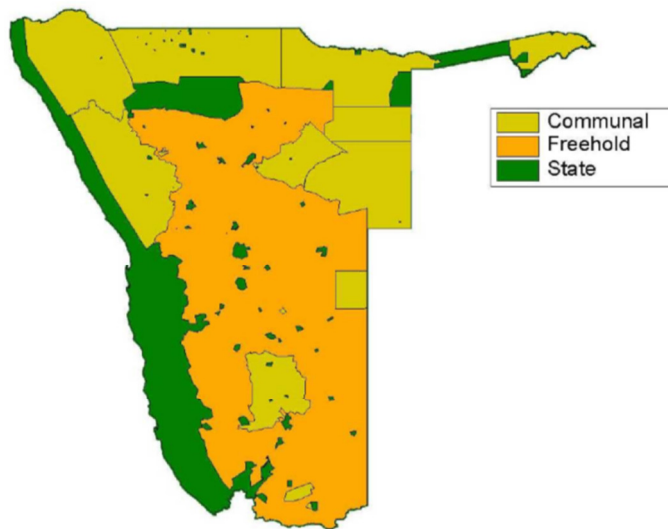
Quelle: <http://www.nmf.org.na/RARESPECIES/InfoSys/IMAGES/Fg10-VetFences.gif>

Als Resultat der *Odendaal Commission* von 1970 wurde das kommunale Land in sogenannte *homelands* eingeteilt, in denen verschiedene ethnische Gruppen separat angesiedelt wurden (NPC 2004). Die Region nördlich des heute noch existierenden Veterinärzauns besteht zum überwiegenden Teil aus marginalem Land, welches die Existenzgrundlage für die Mehrzahl der Namibischen Bevölkerung darstellt. Südlich des Veterinärzauns werden etwa 1,18 Mio. Rinder gehalten und nördlich des Zauns etwa 1,16 Mio. Tiere. Die Rinder nördlich des Zauns dürfen aus veterinärrechtlichen Gründen nicht offiziell vermarktet werden. Der Viehbesatz in den nördlichen Regionen übertrifft die Tragfähigkeit der Weideflächen schon heute um den Faktor 4 (Turpie et al. 2010:96).

In Namibia existieren derzeit drei Rechtsformen des Landbesitzes. Abbildung 5 zeigt die Einteilung in Land in privatem (*freehold*) Besitz (46%), kommunales Land (36%) und staatlich kontrolliertes Land (18%). Das staatlich kontrollierte Land deckt sich nahezu mit dem Gebiet der staatlich verwalteten Naturschutzzonen (Turpie et al. 2004). Seit der Unabhängigkeit versucht der Staat die Umverteilung von Farmland zugunsten der historisch diskriminierten Bevölkerungsgruppen nach dem Prinzip *willing-seller willing-buyer* (MET 2007). Noch heute sind 90% des kommerziellen Farmlandes in der Hand von 4500 Farmern deutscher oder burischer Abstammung. Die Besitzverhältnisse der kommerziellen Farmen sind in Namibia nach modernem Recht schriftlich fixiert und die Bodenpolitik soll planungsgemäß bis Ende 2011 so umgestaltet sein, dass ein gerechter Zugang zu Land sowie eine nachhaltige Bewirtschaftung möglich sind (GTZ 2011).



Abbildung 5: Allokation von Land in Namibia 2002 nach Angaben des MET 2002



Quelle: Turpie et al. 2004

Abholzung, Versalzung der Böden, Desertifikation und Wasserverschmutzung sind die Folgen eines aus der Apartheid resultierenden hohen Bevölkerungsdrucks in den nördlichen Regionen. Hiervon sind besonders die Vegetation der Flussufer und die für die Wasserregulation essentiellen Feuchtgebiete betroffen (Namibia 2004:147, von Dürckheim 2010). Für 62% aller Namibischen Haushalte ist Feuerholz heute noch die primäre Energiequelle. Im Caprivi nutzen 89% der Haushalte Holz als Energiequelle (NPC 2004:147, MacGregor, Palmer und Barnes 2007). Die Degeneration von Feuchtgebieten und die Entwaldung der Flussufer wird als massivste Bedrohung für die Biodiversität Namibias eingestuft, da hiervon die Mehrzahl der endemischen Pflanzen und Tierarten betroffen ist (Brown et al. 2005:14).

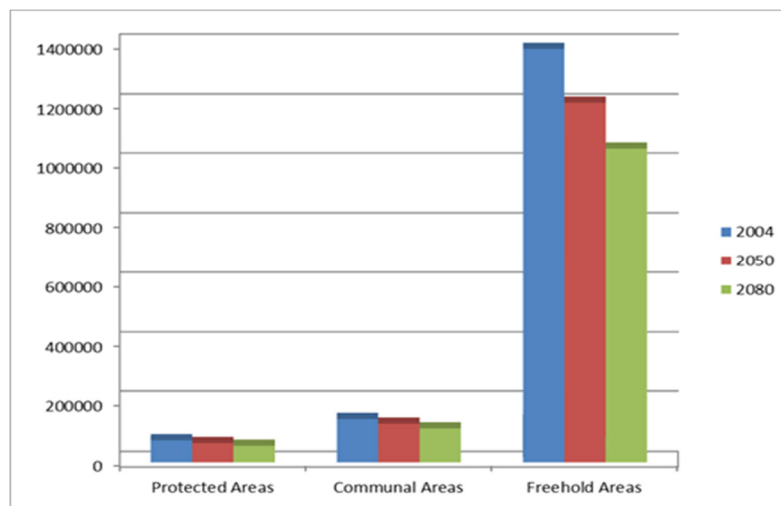
Eine großflächige Intensivierung der Landwirtschaft ist in Namibia nicht möglich. Pläne zur Erhöhung der Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln, wie z.B. das im Norden geplante *Green Scheme* Programm werden zurzeit noch kritisch geprüft (MCA 2006:184ff). Eine Studie aus dem Jahr 2009 zeigt jedoch, dass bewässerungsintensive Landwirtschaft, abgesehen von den negativen Auswirkungen auf die Umwelt, aufgrund der ungeeigneten Böden wirtschaftlich nicht effizient ist. Lediglich für spezialisierte kleine Gartenbaubetriebe könnten die geplanten Bewässerungsprojekte am Okavango eine Option sein (Liebenberg 2009). Eine weitere Studie resümiert, dass selbst der Anbau hochwertiger Produkte finanziell nicht wirtschaftlich ist, sondern nur bei Berücksichtigung multipler Kriterien, wie z.B. Erhöhung der Beschäftigung im formalen Sektor und

Entwicklung funktionsfähiger regionaler Märkte eine Option darstellen könnte (Barnes et al. 2009).

Das *Green Scheme* Projekt am Okavango ist nicht nur in Namibia, sondern vor allem auch im Nachbarland Botswana stark umstritten. Das Okavango Delta ist das größte Ramsar Schutzgebiet der Welt und bekannt für seinen Reichtum an Biodiversität (Ramsar 2008). Der Okavango mündet im Norden Botswanas in die Kalahari Wüste. Das Flussdelta mit seinen angrenzenden Nationalparks ist Basis für den Tourismussektor des Landes, und ist die zweitgrößte Einkommensquelle Botswanas.

Die nachhaltige Nutzung des Flusseinzugsgebiets erfordert eine grenzüberschreitende kooperative Landnutzungsplanung und beschreibt somit ein klassisches Problem der Spieltheorie (Ambec und Ehlers 2009). Der Fluss entsteht in den Wassergewinnungsgebieten im südlichen Angola, bildet in seinem mittleren Flusslauf die Grenze zwischen Angola und Namibia, bevor er im Norden von Botswana mündet (OKACOM 2009). Während Botswana den Fluss als Naturkapital betrachtet, sieht Namibia den Fluss als nutzbare Ressource für landwirtschaftliche Bewässerungsprojekte sowie für die Wasserversorgung der Bevölkerung und die industriellen Sektoren im Zentrum des Landes (MAWF 2006).

**Abbildung 6:** Beobachtete und prognostizierte Anzahl von Wild Herbivoren



**Quelle:** Eigene Darstellung in Anlehnung an Turpie et al. 2010:103

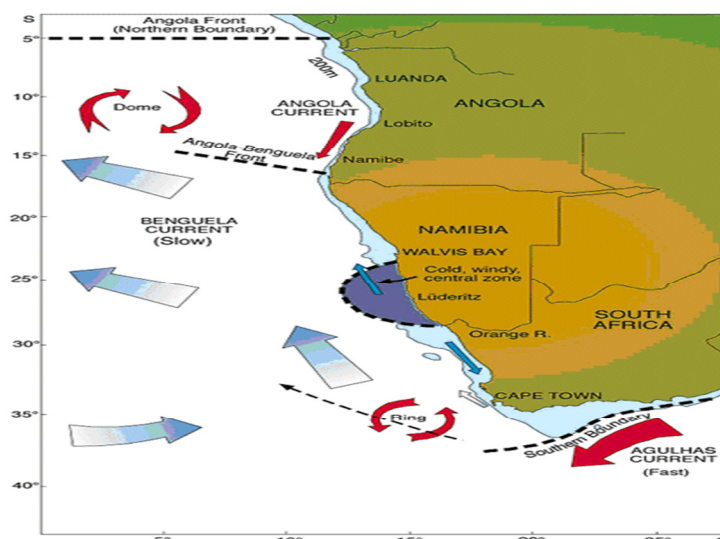
Die kommerzielle Haltung von Wildtieren auf Privatland sowie das Management von Wildlife auf kommunalem Land bietet eine alternative Landnutzungsform für die Region. Kommerzielle Farmer haben auf dem *freehold* Land seit Jahren den Bestand an Rindern kontinuierlich durch Wild substituiert. Wildtierhaltung in Kombination mit Safari- und

Jagdtourismus bietet insbesondere in Bezug auf den Klimawandel komparative Vorteile, da Wildpopulationen eine größere Anpassungsfähigkeit und Resilienz zeigen (Turpie et al. 2010:104). Abbildung 6 zeigt die gegenwärtige und prognostizierte Entwicklung der Wildbestände in staatlichen Schutzgebieten (Protected Areas), auf kommunalem Land (Communal Areas) und auf kommerziellem Farmland (Freehold Area). Der Rückgang der Populationen wird durch die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Tragfähigkeit der Flächen erklärt. Die Wildpopulation in Namibia wird auf gut 2 Millionen Tiere geschätzt, davon sind 80% Herbivoren. In den Nationalparks leben nur etwa 5% der Wildtiere, 10% kommen auf kommunalem Land vor und 85% des Wilds wird auf privatem Land gehalten (Turpie et al. 2010).

### 3.3 Fischereisektor

Das Benguela Current ist eine Strömung entlang der Süd-West Afrikanischen Küste, die nährstoffreiches Tiefenwasser in die Bereiche des Oberflächenwassers befördert und die Namibischen Gewässer zu einer der produktivsten Fischressourcen der Welt macht (Heymans, Sumaila und Christensen 2009). Das Benguela Current wird als kritische Region in Bezug auf das globale Klimasystem eingestuft, und seine marinen Umwelt und Küsten Ökosysteme sind hinsichtlich des Klimawandels extreme vulnerabel ([www.bclme.org](http://www.bclme.org)).

Abbildung 7: Benguela Current Large Marine Ecosystem



Quelle: <http://www.bclme.org/about/images/benuelaregion.gif>

Vor der Unabhängigkeit im Jahre 1990 wurden die Fischbestände vor Namibias Küste von südafrikanischen Unternehmen und *Foreign Distant Water Fleets (FDWFs)* genutzt. Offiziell kontrollierte zwischen 1975 und 1989 der *ICSEAF (International Commission for*

*South East African Fisheries*) die Fischbestände vor Namibias Küste und regulierte die Fangquoten (Nichols 2004). Informationen über den Status der Fischressourcen basierten auf zweifelhaften Fangdaten spanischer und sowjetischer Fischereifloten, und die gefischten Mengen wurden unter den Mitgliedern des ICSEAF aufgeteilt (Nichols 2004). Anlandungen von Hecht, der zu den wirtschaftlich wertvollsten Fischen der Region zählt, erreichten 1972 ein Maximum von 820000 Tonnen, im Durchschnitt lag die Fangquote zwischen Ende der 60iger Jahre bis Mitte der 70iger Jahre bei etwa 600000 Tonnen pro Jahr. Als Resultat anhaltender Überfischung, verursacht durch fehlende Regulierung, sank der Fang ab Ende der 70iger Jahre bis zu Namibias Unabhängigkeit im Jahre 1990 rapide ab. Die durchschnittlichen Fangmengen halbierten sich in dieser Zeit auf 300000 Tonnen pro Jahr. Unmittelbar nach der Unabhängigkeit im Jahr 1990 reduzierte die Regierung die TAC auf 55000 Tonnen. In den darauf folgenden Jahren wurde die erlaubte Fangmenge kontinuierlich erhöht und erreichte im Jahr 2000 eine maximale Fangmenge von 210000 Tonnen, welche in den Folgejahren aufgrund unsicherer Entwicklung der Biomasse wieder reduziert wurde. Nachdem Namibia die Kontrolle über seine Fischressourcen erlangt hatte, entwickelte sich die Hechtfischerei zu dem wirtschaftlich bedeutendsten Subsektor der namibischen Fischerei (Sumaila 2000, Lange 2004, Nichols 2004, Aukland und Ninnes 2004, MFMR 2006). Seit dem Jahr 2000 entspricht die namibische Fischereistatistik den Konventionen der UN und unterscheidet zwischen den Aktivitäten Fischerei, inklusive der Verarbeitung von Fisch auf See (*Processing Offshore*), und Fischverarbeitung an Land (*Processing Onshore*).

Der *Marine Resources Act* aus dem Jahr 2000 verlangt, dass Namibias Fischereisektor auf der Basis von individuellen Fischereirechten verwaltet wird. Diese Rechte bestehen aus Quotenanteilen, die in Abhängigkeit von der spezifischen Fischerei, den erfüllten Auflagen und dem sozialen Engagement der Rechteinhaber für einen Zeitraum von 7 bis zu maximal 20 Jahren erworben werden können. Offiziell sind die individuellen Quoten nicht transferierbar (*Government Gazette of the Republic of Namibia* 2000, Manning 2001, Nichols 2004).

### 3.4 Tourismus

Aufgrund der geringen und unregelmäßigen Niederschläge besitzt der Natur basierte Tourismus und speziell der Wildlife basierte Tourismus in weiten Teilen Namibias hohe komparative Vorteile im Vergleich zu traditionellen Formen der Landnutzung (Barnes et al. 2009). Die Besucherzahlen zeigten in den Jahren 1993 bis 2005 eine durchschnittliche

jährliche Wachstumsrate von 17%. Der Produktionswert des Sektors erzielte im Vergleich zu den Nachbarstaaten Botswana, Zambia und Südafrika jedoch geringere Zuwachsraten und wuchs zwischen 1998 und 2003 um insgesamt 13% (MCA 2006:142). Teilweise wird das schwächere Wachstum des Produktionswerts auf die geringere Diversifikation des Produktes und die Konzentration auf das untere und mittlere Preissegment zurückgeführt (Rieckmann 2008). Im Jahr 2004 betrug der Anteil der von Ausländern in Namibia erworbenen Güter und Dienstleistungen 15,9% der Exporteinnahmen. Der direkte und indirekte Beitrag zum Bruttoinlandsprodukt wird im selben Jahr auf 14,2% geschätzt (MCA 2006:142). Der Tourismussektor ist nach dem Bergbau (36,6%) und der Fischerei (18,5%) der drittgrößte Exportsektor.<sup>3</sup> Fischerei und Tourismus erreichen zusammen einen Anteil am Exportwert von 34,5% und gewinnen damit nahezu die Bedeutung des Bergbaus. Etwa 18% der arbeitenden Bevölkerung Namibias ist im Tourismussektor beschäftigt, weitere 4% in der Fischerei und der Fischverarbeitenden Industrie, demgegenüber beschäftigt der Bergbau nur etwa 2% der arbeitenden Bevölkerung. Die hohe formale Beschäftigungsquote des Tourismussektors zeigt dessen bedeutsamen Beitrag zur sozio-ökonomischen Entwicklung des Landes. Neben dem direkten Beitrag sind Multiplikator Effekte zu nennen, hier vor allem Linkage-Effekte zur Landwirtschaft und zur Nahrungsmittelverarbeitenden Industrie.

Der Tourismus in Namibia ist primär Natur basiert. Laut Schätzungen sind bis zu 75% der Ausgaben inländischer und ausländischer Touristen in Namibia an Leistungen gekoppelt, die in einem direkten Zusammenhang mit einer konsumtiven und nicht-konsumtiven Nutzung von Ökosystemleistungen stehen (Lange und Hassan 2006, Turpie et. al. 2004, Turpie et al. 2010). Als nicht-konsumtive Nutzung sind an erster Stelle das Erleben von Wildnis und Wildtieren zu nennen. Die konsumtive Nutzung beinhaltet vorrangig Jagdtourismus und Freizeit Fischen.

Das Entwicklungspotential der Branche ist demnach eng an das Naturkapital des Landes gekoppelt. Die Qualität des Tourismus ist dabei direkt abhängig von derjenigen der Ökosystemleistungen in der Region, diese wiederum werden maßgeblich von der Biodiversität bestimmt (UNEP 2010:76). Das Einkommen, das durch nachhaltigen Tourismus erzielt wird, kann seinerseits einen substantiellen Beitrag zur Erhaltung von

---

<sup>3</sup> Im Jahr 2009 überquerten etwa 880 Millionen Touristen internationale Grenzen. Die Einnahmen des Tourismussektors betragen im Jahr 2009 etwa 900 Milliarden US\$. Damit liegt der Anteil des weltweiten Exports von Dienstleistungen bei 30%. Bezogen auf die Entwicklungsländer hat der Tourismussektor einen Anteil von 45% an den Exporten von Dienstleistungen (UNWTO 2010 b).

Biodiversität leisten, indem es das Bewusstsein der lokalen Bevölkerung über die wirtschaftliche Bedeutung von Biodiversität als Existenzgrundlage fördert. In Regionen, in denen Ökosysteme bedroht sind, wird naturbasierter Tourismus als Chance betrachtet (UNEP 2010:75f).

Naturbasierter Tourismus wird vor allem als eine zentrale Einkommensquelle für ländliche Kommunen gesehen. Insbesondere für die dualen Wirtschaften in Entwicklungsländern sind Programme, welche die ländlichen Kommunen in die Tourismus-Wertschöpfungskette integrieren, bedeutsam. Dies ist ein Themenkomplex, mit dem sich die Tourismusorganisation der Vereinten Nationen UNWTO befasst (UNWTO 2010, Faße, Grote und Winter2009). In zahlreichen Projekten werden reguläre Geschäftsbeziehungen zwischen lokalen Kleinproduzenten und großen Hotelketten gefördert. Gleichzeitig werden ländliche Kooperative aufgebaut, um ein Upgrade und eine Diversifizierung von traditionellen Produktionssystemen zu erreichen.

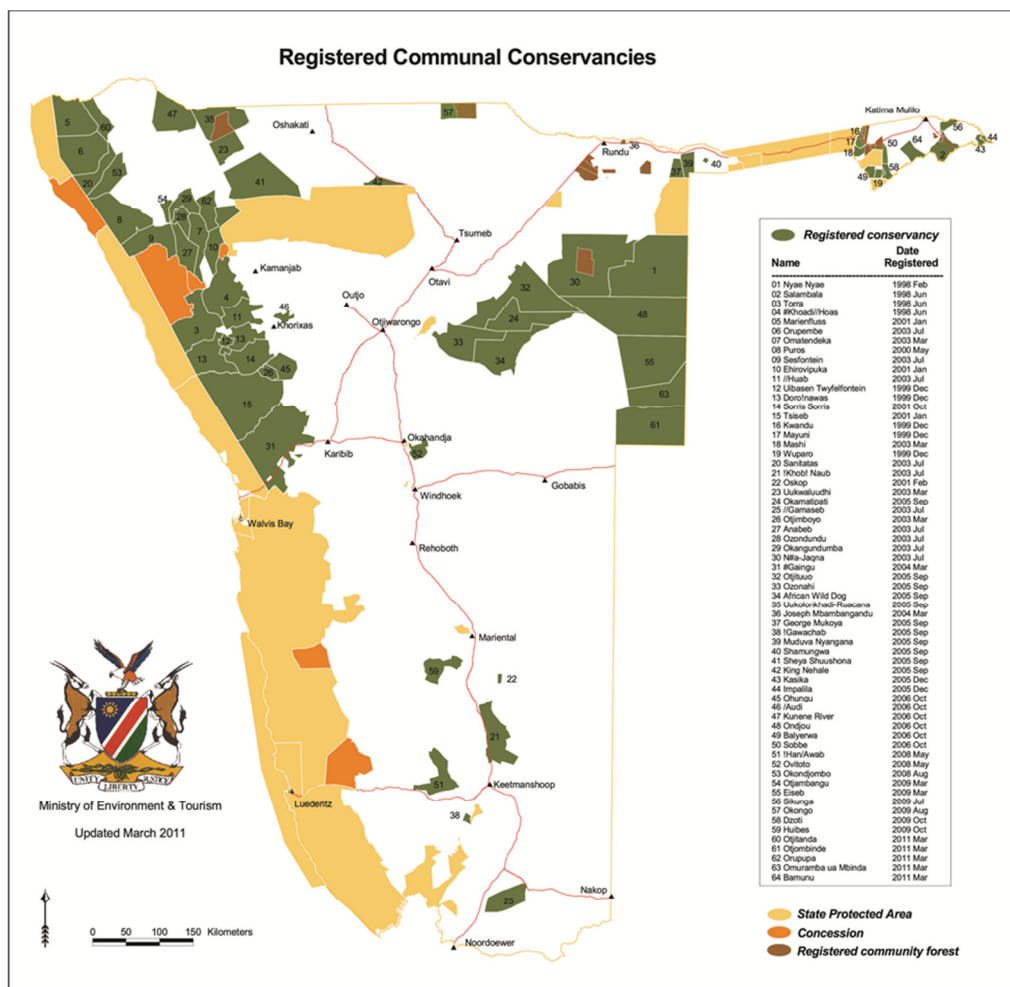
Der naturbasierte Tourismus besitzt speziell in Namibia ein hohes Potential zur Armutsbekämpfung und zur Erhaltung knapper Naturressourcen, da Namibia bereits über funktionierende kommunale Institutionen verfügt (Metcalf und Kepe 2008, MET 2007).

Für die ländlichen Regionen Namibias wird seit 1998 das Modell des „Community Based Natural Resource Management“ (CBNRM) praktiziert, das im Folgenden vor dem Hintergrund skizziert wird, dass das CBNRM Programm eine Entwicklungsstrategie mit einem hohen Integrationspotential darstellen kann (Munthali 2007, King 2009). Investitionen in Naturkapital haben hier demnach einen potentiell hohen Effekt.

Lokale Kommunen waren bis zur Unabhängigkeit Namibias vom Nutzen des Tourismusgeschäfts ausgeschlossen (Libanda und Blignaut 2008). Der „Nature Conservation Amendment Act“ aus dem Jahre 1996 ermöglichte in den Folgejahren die Gründung von sogenannten „Conservancies“. Gemäß dem Gesetz kann die ansässige Bevölkerung beim Ministerium für Umwelt und Tourismus (MET) den Antrag stellen, dass ein bestimmtes Gebiet des kommunalen Landes als Conservancy deklariert wird (MCA 2006:143f). Conservancies besitzen den Status von amtlich eingetragenen Rechten über die Nutzung der Ressourcen auf einer definierten Fläche öffentlichen Landes. Im Rahmen des CBNRM Programms überträgt der Staat das Management von Wild, insbesondere Großwild, an die lokalen Conservancies. Das Ziel des Programms ist es, durch kooperatives Management die nachhaltige Nutzung von öffentlichen Gütern zu

erreichen, wobei die lokalen Kommunen die direkten Nutznießer der Naturschutzleistungen sind und in gleicher Weise unternehmerisch tätig werden können, wie kommerzielle Farmer (MET 2007, Libenda und Blingnaut 2008). Auf diese Weise soll die extreme Einkommensdisparität reduziert werden und diversifizierte Einkommensmöglichkeiten entwickelt werden. Libenda und Blingnaut sehen hier eine Form von *Payments for Ecosystem Services* PES (Libenda und Blingnaut 2008:47, OECD 2010, Swallow und Meinzen-Dick). In der Tat grenzen viele der Conservancies direkt an die staatlich kontrollierten Naturschutzzonen Namibias und erweitern so das Netzwerk der Flächen, auf denen der Schutz von Biodiversität eine hohe Priorität hat.

Abbildung 8: Registrierte kommunale Conservancies in Namibia im Jahr 2011



Quelle: Namibian Association of CBNRM Support Organisations: [nasco.org.na](http://nasco.org.na)

Die Mehrzahl der Conservancies weist einen Teil ihrer Fläche als Wildlife Management Gebiet aus und schafft auf diese Weise Migrationskorridore zwischen isolierten Schutzzonen. Diese Maßnahmen haben zu einer Regenerierung der Bestände gefährdeter Arten, wie z.B. des schwarzen Nashorns und des Hartmann Zebras geführt. Landschaften

sind das Ergebnis von dynamischen Interaktionen zwischen der natürlichen Umwelt und menschlichen Aktivitäten. Auch der Tourismus hat direkte und indirekte Auswirkungen auf das Landschaftsbild und die Biodiversität einer Region. Die Effekte können durchaus positiv sein. Der kommunale Besitz von Tourismuskonzessionen führte zu der Kooperation der privaten Tourismusbranche mit den Kommunen. In Namibia konnten verschiedene Formen von Joint Venture Unternehmen mit privaten Jagd- und Safariveranstaltern etabliert werden oder die Kommunen gründeten eigene Unternehmen. Im Jahr 2005 erwirtschafteten die Conservancies etwa 20 Mio. N\$, davon sind etwa 63% Einnahmen aus Tourismusaktivitäten, 21% aus selbstbewirtschafteten Camp Sites, 13% aus dem Jagdtourismus und 38% aus Joint Venture Unternehmen (Libenda und Blingnaut 2008:46). Ende 2010 besaßen 59 Conservancies einen legalen Status, davon befinden sich 39 Conservancies in den nördlichen Regionen Kunene (20), Caprivi (11), Kavango (4), Omusati (3) und Ohangwena (1). Die Conservancies bewirtschaften gegenwärtig eine Fläche von 16% des Landes, und die 31 Joint Venture Tourismusunternehmen brachten den Kommunen im Jahr 2008 ein Einkommen von rund 17 Mio. N\$ (NASCO 2010).

Eine aktuelle Studie über die ökonomische Effizienz von Fishing Lodges im Caprivi kommt zu bemerkenswerten Ergebnissen (NNF 2010b). Pro kg Fisch erzielen Fishing Lodges eine Wertschöpfung von 1475 N\$ pro kg Fisch<sup>4</sup>. Im Vergleich hierzu erzielt ein traditioneller Fischer auf dem lokalen Markt einen Wert von 11N\$ pro kg Fisch, das sind weniger als 1% im Vergleich zu einer Allokation der knappen Ressourcen zugunsten der Freizeitfischerei (NNF 2010b). Die sozioökonomischen Effekte der Fishing Lodges wurden auf der Basis von umfangreichen Befragungen und betriebswirtschaftlichen Modellrechnungen evaluiert (NNF 2010b:11ff). Eine Fishing Lodge erzielt eine jährliche Nettowertschöpfung von 1,8 Mio. N\$, davon werden 1,06 Mio. N\$ als Löhne an die Bevölkerung der lokalen Kommunen gezahlt, das entspricht, umgerechnet auf die Verwertung der Ressource, einem Preis von 1403N\$ pro kg Fisch. Zusätzlich werden Nutzungsabgaben an lokale Kommunen gezahlt. Der Gesamtnutzen für die Kommunen ist weitaus größer, wenn die wirtschaftsweiten lokalen Multiplikator Effekte einbezogen werden. Hierzu zählen u.a. die Einkäufe von lokalen Vorleistungen, die in einem partialen Betriebsmodell als Ausgaben verbucht werden und somit nicht auf der Einkommenseite der kommunalen Haushalte auftauchen.

---

<sup>4</sup> Dieser Preis bezieht sich auf den Fisch, der gefangen und nicht zurückgesetzt wird, d.h. der entweder verwendet wird oder die Freisetzung nicht überlebt.



In der Freizeitfischerei werden 99-100% der geangelten Fische wieder freigesetzt, hiervon überleben je nach Fischart durchschnittlich 90% -99%. Die Studie setzt den erzielten Lohn der Lodge Angestellten mit dem äquivalenten Lohn traditioneller Fischer und dem hierfür notwendigen Fischfang in Relation.

Während die Freizeitfischerei de facto nur 4738 Fische verbraucht, sind dies bei äquivalenter Wertschöpfung in der traditionellen Fischerei 55000 Fische, d.h. auch in Bezug auf die stark überfischten Ressourcen entspricht der naturbasierte Tourismus den Anforderungen einer materiellen *de-growth* Strategie, in dem Sinn, dass der Durchsatz von knappen Ressourcen signifikant reduziert wird (Martinez-Allier et al. 2010). Der Erfolg einer Integration neuartiger Tourismusprodukte in das lokale Wirtschaftssystem hängt allerdings stark von einem erfolgreichen Ressourcen Management ab. *„Tourist angling in the area is mainly catch and release and thus does not impact on the resources, but it depends on the presence of a healthy stock of large fish species. Proposals for non-fishing reserves, if implemented and used for catch and release angling, would greatly benefit tourism and ensure continued employment of local residents in the sector”* (Tweddle 2009:20).

Die Studie empfiehlt dringend die Revision des *Namibia Inland Fisheries Resources Act (Act No. 1 of 2003)* zugunsten der Regulierung der Fisch Ressourcen durch kommunale Institutionen. Traditionelle Autoritäten sollten eine Schlüsselfunktion bei der Gestaltung und Durchsetzung des neuen Management Systems übernehmen (Tweddle 2009:7). Dies erfordert erhebliche Investitionen in Erziehung, Training und Ausbildung. Der Subsistenzcharakter der Fischerei, in Kombination mit der grenzüberschreitenden Nutzung der Ressourcen, erfordert allerdings anpassungsfähige integrative Mechanismen der Regulierung und des Monitoring auf verschiedenen Entscheidungsebenen (Abbott et al. 2007, Munthali 2007, Birner und Widmer 2008). Der Integration des Managements der Inlandfischerei in das praktizierte System des Community Based Natural Resource Managements wird dabei die höchste Priorität zugesprochen (Tweddle 2009:21ff). Die Abstimmung der Regulierungsmechanismen mit den Nachbarländern ist eine Grundvoraussetzung für ein erfolgreiches Management; so führt z.B. die für den Fischfang geschlossene Saison in Zambia zu illegalem Fischfang Zambischer Fischer in Namibia und Botswana. Gleichzeitig bedingt die fehlende Etablierung von kommunalen Rechten an Naturressourcen in Zambia die mangelnde Bereitschaft Zambischer Kommunen zum nachhaltigen Ressourcenmanagement (Metcalf und Kempe 2008, Abbott et al. 2007).

Regulierungen der Ressourcennutzung müssen parallel mit alternativen Beschäftigungs- und Einkommensmöglichkeiten kombiniert werden. Die Studie schlägt in diesem Zusammenhang u.a. den Aufbau von *low-input* Aquakultur Aktivitäten vor. Die Aufzucht von Setzlingen (*fingerlings*) ist komplementär zu den Beschäftigungsmöglichkeiten, die Fishing Lodges bieten. Fischaufzucht fördert auf diese Weise die Regeneration eines gesunden Bestands. Ein solches Investitionsprogramm benötigt ein längerfristiges Finanzvolumen. Die Investition in Frischwasserfischressourcen hat aber auch aus Gründen der Nahrungssicherheit eine hohe Bedeutung.

Der Tourismus in den nördlichen Regionen Kavango und Caprivi ist derzeit noch relativ schwach ausgebildet. Grenzüberschreitende regionale Management Pläne für Schutzzonen, wie z.B. das Kavango-Zambezi Transfrontier Conservation Area (KAZA) Projekt, signalisieren jedoch ein Wachstumspotential für den Tourismus in der nördlichen Region. Die Länder Angola, Botswana, Namibia, Zambia und Zimbabwe planen die Integration verschiedener Nationalparks in ein grenzüberschreitendes Landschaftsschutzgebiet mit einer Ausdehnung von etwa 280000 km<sup>2</sup>. Besucher sollen dann ohne Grenzkontrollen innerhalb des Gebiets reisen können. Das Vorhaben wird u.a. von der Bundesregierung gefördert.<sup>5</sup> Projekte dieser Art sind unter Wissenschaftlern und Praktikern nicht unumstritten (Abbott et al. 2007, Munthali 2007, Metcalfe und Kepe 2008, King 2009, Duffy 2006, Arntzen, Setlhogile und Barnes 2007).

In Anbetracht der Tatsache, dass im südlichen Afrika seit der Kolonialzeit Naturparks errichtet wurden, die einheimische Bevölkerung ausgegrenzt und von der Nutzung der Ressourcen ausgeschlossen wurde, wird gegenwärtig die Frage gestellt, welche Form der Erhaltung biologischer Vielfalt heute die höchste ökologische Effektivität und die höchste ethische Akzeptanz besitzt (King 2009). Das Modell strikt separierter staatlich kontrollierter Schutzzonen entsprechend der IUCN Kategorien I und II (vgl. IUCN und UNEP 2003) wird vor allem von der lokalen Bevölkerung abgelehnt und stößt zunehmend auch bei Praktikern auf Kritik (Munthali 2007). Die Nutzungskonkurrenz zwischen der Bereitstellung globaler öffentlicher Güter und der essentiellen Abhängigkeit von lokalen konsumtiven Ökosystemleistungen spiegelt sich in den Konflikten zwischen Staat, nationalen und internationalen Stakeholdern und den Kommunen wieder. Die Thematik

---

<sup>5</sup>[http://www.windhuk.diplo.de/Vertretung/windhuk/de/051/Ressourcen\\_Management/Seite\\_KAZA.html](http://www.windhuk.diplo.de/Vertretung/windhuk/de/051/Ressourcen_Management/Seite_KAZA.html).

[http://www.ramsar.org/pdf/wurc/wurc\\_mgtplan\\_botswana\\_okavango.pdf](http://www.ramsar.org/pdf/wurc/wurc_mgtplan_botswana_okavango.pdf)

tangiert die vorliegende Arbeit, weil Managementsysteme und Governance Strukturen zur Erhaltung von Ökosystemen einen direkten Effekt auf die Verteilung von Ressourcenrenten haben.

Das Beispiel der Fishing Lodges im Caprivi zeigt das Potential für Ressourcenrenten aus der Nutzung öffentlicher Güter. Die Verteilung der Ressourcenrenten hängt von der Machtkonstellation der interagierenden Akteure ab.

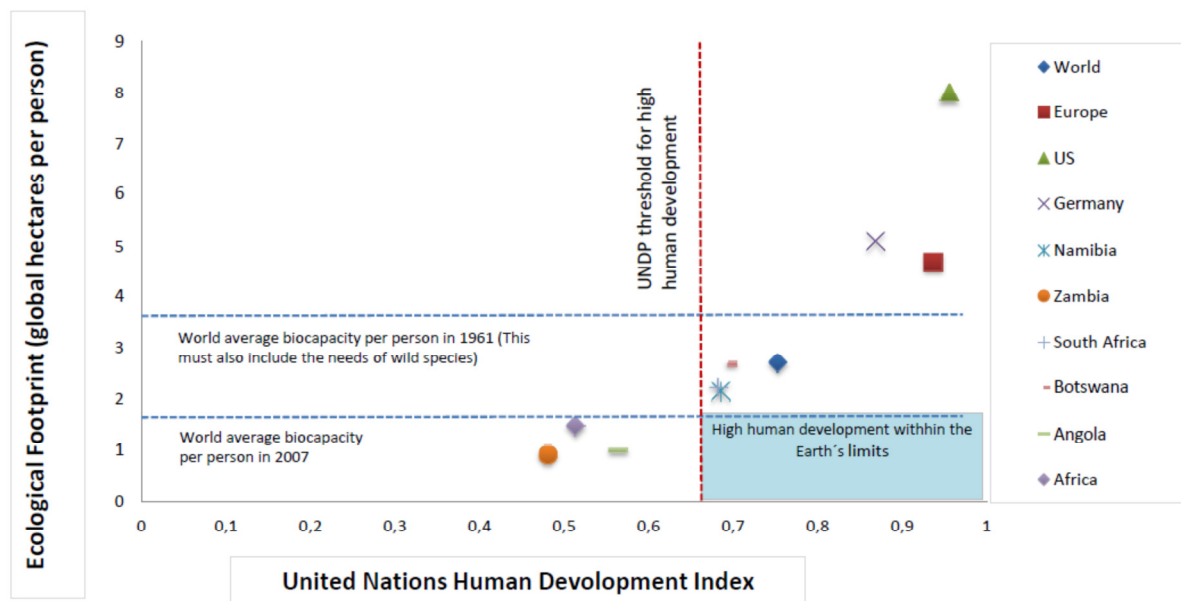
Naturschutz wird heute als Entwicklungsstrategie für Sub-Sahara Afrika betrachtet, und das zu realisierende Governance Modell hat eine hohe politische Relevanz (King 2009). Traditionell waren Naturressourcen in Afrika Allmende Güter. Die koloniale und postkoloniale staatliche Kontrolle von *Protected Areas (PAs)* ist im südlichen Afrika teilweise militärisch ausgeprägt und führt zu wiederholten bewaffneten Konflikten mit der lokalen Bevölkerung (King 2009, Neumann 2004, Duffy 2006). „*Ecosystems operate across and through political borders, and as evidenced by the history of Yellowstone, the boundaries of national parks have often been established to benefit economic tourism rather than ecosystem functioning*“ (King 2009:9). Elinor Ostrom hat anhand von Fallstudien aufgezeigt, dass *Common Pool* Ressourcen keineswegs „tragischer“ Übernutzung ausgeliefert sind, wie in dem klassischen Beitrag von Hardin „*The tragedy of the commons*“, vermutet (Hardin 1968:1243-1248, Ostrom 1990, Mwangi und Ostrom 2009). Ethische aber auch ökonomische Erwägungen haben zu der Entwicklung innovativer Naturschutzkonzepte beigetragen.

Seit einigen Jahren findet das Konzept der *Transfrontier Conservation Areas TFCA* wachsende Akzeptanz bei nationalen und internationalen Akteuren. Das Konzept berücksichtigt die Erfahrung, dass die meisten Regierungen im südlichen Afrika nicht die Kapazität haben, Nationalparks effizient und effektiv zu managen (Munthali 2007). TFCA präsentiert sich als neue Form von *Global Environmental Governance* mit dem Potential eine Balance zwischen lokalen Existenzbedürfnissen, nationalen Wirtschaftsinteressen und internationalen Umweltschutzziele herzustellen (King 2009, Duffy 2006). Das Konzept basiert auf der Konsolidierung von Multi-Stakeholder Fähigkeiten und Finanzmitteln. Ein zentrales Problem bleibt auch hier die Partizipation der lokalen Bevölkerung und die Verteilung der Benefits. „*NGOs should proactively monitor compliance with contractual agreements under community-private partnerships and built relevant capacity for communities to fairly benefit from such partnerships*“ (Munthali 2007:56).

Die essentielle Abhängigkeit der lokalen Bevölkerung von der gegenwärtigen direkten Nutzung von Ökosystemleistungen macht das nachhaltige Management von *TFCAs* besonders schwierig. Mensch-Umwelt Interaktionen existieren auf verschiedenen funktionalen Ebenen und bedingen vielfältige Interessen- und Nutzungskonkurrenzen auf einer Fläche (Erholung, Subsistenzlandwirtschaft, Feuerholz, CO<sub>2</sub> Speicherung, Artenschutz, Jagdtourismus). Die Komplexität der räumlichen und zeitlichen Wechselwirkungen zwischen Aktionen und Akteuren im Umfeld Natur-basierter Sektoren wie Landwirtschaft, Fischerei, Ökotourismus und Naturschutz stellt hohe Anforderungen an die Gestaltung von Institutionen und Governance Strukturen (Hagedorn 2008 und 2009). Die physische und sozioökonomische Dimension der Regulierung komplexer Systeme erfordert eine Vielfalt der angewandten Methoden (Poteete, Janssen und Ostrom 2010, Blomquist 2009).

Das Potential, welches Namibia in Bezug auf eine nachhaltige Entwicklungsstrategie besitzt wird in Abbildung 9 deutlich.

Abbildung 9: Human Development in Kombination mit dem Ökologischen Fußabdruck



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Global Footprint Network und Ewing et al. 2010.

Auf der horizontalen Achse ist der UN Human Development Index *HDI* dargestellt, und die vertikale Achse zeigt den ökologischen Fußabdruck *EF*. Das blau markierte Rechteck rechts unten enthält keinen Eintrag, d.h. kein Land der Welt erfüllt die UN Millennium Nachhaltigkeits-Ziele. Namibia kommt den gesetzten Kriterien recht nah, bedingt durch seine hohe Biokapazität und seine geringe Bevölkerungszahl. Die Berücksichtigung einer hohen Disparität der Entwicklung bei der Konstruktion des HDI würde Namibia allerdings

eher neben Angola platzieren. Die Grafik illustriert jedoch die Chance für eine nachhaltige de-growth Strategie des Landes.

## 4 Begriffsbestimmung

### 4.1 Naturkapital

Naturkapital wird als Vermögen an natürlichen Ressourcen, Land und Ökosystemen definiert (UN et al. 2003 1.23). Das Naturkapital ist Bestandteil des Kapitalstocks eines Landes. Als Vermögenswert findet es sowohl Berücksichtigung im SNA, als auch im SEEA. Für nichtproduziertes Naturkapital wie Wild, Fisch und Wald ist der Eigentümer in der Regel der Staat (CEC et al. 1993:10.8). Stiftet nichtproduziertes Naturkapital Individuen einen Nutzen, dann konstituiert das Naturkapital laut SNA einen ökonomischen Vermögenswert, der als Bruttobetriebsüberschuss den Nutzern direkt zugeschrieben wird (CEC et al. 1993:10.12). Im SEEA soll der Ertrag, welcher durch die Nutzung nicht-produzierter biologischer Ressourcen und Ökosystemleistungen entsteht, identifiziert und quantifiziert werden (UN et al. 2003 10.46). Gleichzeitig sollen die Auswirkungen der Nutzung auf die Quantität und die Qualität des Naturkapitals dokumentiert und, wenn möglich, monetär bewertet werden (UN et al. 2003:10.90). Die Bedeutung des Begriffs Naturkapital im SEEA ist breiter definiert als im SNA. *“Natural capital is generally considered to comprise three principal categories: natural resource stocks, land and ecosystems. All are considered essential to the long-term sustainability of development for their provision of ‘functions’ to the economy, as well as to mankind outside the economy and other living beings”* (UN et al. 2003:1.23). Die Vielzahl der Funktionen des Naturkapitals wird in Ressourcen-Funktionen, Assimilations-Funktionen (*sink*) und Service-Funktionen unterteilt. Ressourcen-Funktionen umfassen die Konvertierung von Naturressourcen in Güter und Dienstleistungen für den menschlichen Bedarf. Assimilations-Funktionen übernehmen nicht marktfähige Bei-Produkte der Produktion und des Konsums. Service Funktionen liefern die essentielle Überlebensgrundlage für alle Lebewesen. *Survival* Funktionen wie sauberes Wasser, die Luft zum Atmen und fruchtbare Böden zählen zum kritischen Naturkapital und sind nicht durch produziertes Kapital substituierbar. *Amenity* Funktionen, wie „schöne“ Landschaft betreffen nur den menschlichen Nutzen (UN et al. 2003:1.23).

Das Konzept des kritischen Naturkapitals hat sich als Kompromiss zwischen den Konzepten der strengen und schwachen Nachhaltigkeit etabliert (Brand 2008, De Groot et

al. 2003, Dietz und Neumayer 2007, Ekins et al. 2003). Das kritische Naturkapital repräsentiert demnach den Teil der natürlichen Umwelt, der unter allen Umständen zu erhalten ist. In diesem Kontext beschäftigt Wissenschaftler die Frage, was spezifische Komponenten des Naturkapitals unersetzbar und damit „kritisch“ macht (Brand 2008, Costanza et al. 2007).

## 4.2 Nachhaltigkeit und Nachhaltige Entwicklung

*“The controversy over the degree of substitutability for natural capital has translated into a continuum of capital-based approaches to sustainable development. At the opposing ends of this spectrum are found the concepts of weak and strong sustainability”* (UN 2003:1.27). Die Unstimmigkeit über den Grad der Substituierbarkeit von produziertem Kapital und Naturkapital existiert nach wie vor und parallel zu der Diskussion über die Interpretation nachhaltiger Entwicklung (Ayres 2008, Kerschner 2010, Martinez-Alier 2009, Latouche 2007). Die neoklassische Theorie postuliert die Transformation von Naturkapital in andere Kapitalformen durch technischen Fortschritt (Solow 1986). Dieser Prozess wird durch die Abschöpfung der Ressourcenrenten finanziert (Hartwick 1977). Der Markt bestimmt über das Preissystem die Substitution zwischen verschiedenen Kapitalformen. Dieses schwache Konzept von Nachhaltigkeit beschreibt die anthropozentrische Perspektive der Nachhaltigkeitsdebatte und basiert auf den frühen Arbeiten von Hicks und seiner Definition von nachhaltigem Einkommen (Pearce und Atkinson 1993). Das nachhaltige Einkommen determiniert den maximalen Konsum von Individuen bzw. Staaten innerhalb einer Periode, welcher den Kapitalstock im Zeitablauf nicht vermindert (Hicks 1946).

Die Vertreter des strengen Nachhaltigkeitskonzepts betrachten Nachhaltigkeit aus einer ökologischen Perspektive und betonen primär die komplementären und essentiellen Funktionen von Naturressourcen und Ökosystem Leistungen (Daly and Cobb 1991, Daly 1992, Cobb and Cobb 1994). Das Konzept der strengen Nachhaltigkeit betont die „Dematerialisierung“ von Wirtschaftsprozessen und die Entkopplung der Begriffe Wachstum und Entwicklung (Vivien 2008). Die Strategie des *„Environmentalism of the Poor“* betont insbesondere die Verteilungskonflikte, die zunehmend an globale Umweltprobleme gekoppelt sind (*Environmental Justice*) und stellt die Armutproblematik erneut in das Zentrum der Nachhaltigkeitsdiskussion (Vivien 2008). Innovative Märkte für Verfügungsrechte über Umweltgüter und Leistungen, wie z.B. Emissions-Zertifikate, der internationale Handel mit Genmaterial und internationale

Zahlungsmechanismen für Ökosystem-Leistungen, können einen neuen *Resource Curse* zur Folge haben, d.h. Nationen mit einer hohen Biokapazität verbleiben, bedingt u.a. durch ungleiche Verhandlungsmacht, asymmetrische Informationen, *Rent Seeking* und schwache Institutionen, in der Armutsfalle (Kronenberg 2010, Torvik 2009). Das Konzept des nachhaltigen *de-growth* basiert u.a. auf den frühen Arbeiten von Georgescu-Roegen und schlägt ein minimales bioökonomisches Programm vor (Georgescu-Roegen 1975, Odum und Odum 2006, Vivien 1998 und 2008, Martinez-Alier 2010, Imhoff et al. 2004). *De-growth* versteht sich daher primär als Reduzieren des physischen Durchsatzes von Energie und Naturressourcen (Imhoff et al. 2004). Die Interpretation von Nachhaltigkeit aus der umfassenderen biophysikalischen Perspektive gewinnt auch im Hinblick auf die Auswirkungen des Klimawandels an Bedeutung. „*Biophysical sustainability means maintaining or improving the integrity of the life support system of Earth.*“ (Holdren et al. 1995:4).

### 4.3 Bioökonomie

Der Begriff Bioökonomie wurde vom Bioökonomierat der Bundesregierung definiert. Die Definition bezieht den Begriff auf die Produktionssektoren einer Volkswirtschaft, die biologische Ressourcen als Input verwenden.

„*Bioökonomie umfasst alle wirtschaftlichen Sektoren und ihre dazugehörigen Dienstleistungen, die biologische Ressourcen produzieren, be- und verarbeiten oder in irgendeiner Form nutzen*“ (Bioökonomierat 2010:6).

Der Term *Bioeconomics* wird im englischen Sprachraum als Lehre der Zusammenhänge zwischen den dynamischen Systemen biologischer Ressourcen und den ökonomischen Faktoren verstanden, welche diese Dynamik beeinflussen (Seijo, Defeo und Salas 1998). Zu den beeinflussenden Faktoren zählen u.a. die Höhe der erzielbaren Ressourcenrente und allgemein die Wirtschaftssektoren, die Naturressourcen extrahieren und verarbeiten. Nach der Definition von Clark (Clark 1987) beschreibt der Term *Bioeconomics* zwei grundlegende Forschungsgebiete. Das erste Forschungsgebiet bezieht sich auf die Ökonomie biologischer Systeme und ist primär in der Naturwissenschaft angesiedelt. Die Ökonomie biologischer Systeme versteht Clark als „... *the way in which biological organisms and communities utilize scarce resources such as space, time, and sources of sustenance*“. Das zweite Forschungsgebiet der Bioökonomik umfasst die biologische Ressourcenökonomik, d.h. „*the ways in which the economic activities interact with the dynamics of biological systems*“ (Clark 1987:245). Die zweite Komponente der Definition

von Clark deckt sich mit der Definition von Seijo, Defeo und Salas. Beide betrachten das biologische System aus der Perspektive der Ökonomie, ohne aber die dynamischen Rückkopplungseffekte auszublenden. „Two mathematical paradigms that play major, and complementary roles in bioeconomics (both meanings) are optimization theory and the theory of competitive games“ (Clark 1987:245).

Die Definition des Bioökonomierats betont primär die Organisation einer spezifischen Branche, die biologische Rohstoffe nutzt. Der Beirat spricht aber in seinem Grundsatzprogramm die begrenzte Basis der bioökonomischen Wertschöpfungskette an und leitet insbesondere aus Gründen der Sicherung der Welternährung die Notwendigkeit einer nachhaltigen Nutzung biologischer Ressourcen ab (Bioökonomierat 2010:8).

Die bioökonomische Forschung impliziert generell eine Relation zwischen ökonomischen und naturwissenschaftlichen Fragestellungen und Methoden. Insbesondere Fragestellungen einer nachhaltigen Entwicklung verlangen Schnittstellen zwischen der Erkenntnis, wie Ökosysteme und wie ökonomische Systeme funktionieren und interagieren (Vivien 1998:57ff). In diesem Zusammenhang wird auf die Bedeutung der frühen Arbeiten von Georgescu-Roegen und die Modelle nachhaltiger Fischerei und Forstressourcen hingewiesen, die sehr direkte Interpretationen nachhaltiger Nutzung von Naturressourcen liefern (Costanza et. al. 1997, Mayumi und Gowdy 1999). Die vorliegende Arbeit basiert auf diesem Ansatz und versucht die Verknüpfung eines wirtschaftsweiten Gleichgewichtmodells mit einem bioökonomischen Modell der marinen Fischerei. Integrativ wird in diesem Kontext nicht als endogene Verknüpfung der Modelle verstanden, sondern als Anwendung multipler Methoden im Sinne eines integrativen Herangehens an die Problematik knapper nicht produzierter biologischer Ressourcen.

#### 4.4 Das Konzept der Ressourcenrente

Der Begriff Ressourcenrente bezeichnet den außerordentlichen Mehrwert eines Produktionsfaktors, welcher über den normalen, bei einer alternativen Verwendung dieser Faktoren erzielten Wert hinausgeht (Copes 1972, Schotter 2009:344, Arnason 2006). Im englischen Sprachraum wird der Begriff synonym mit dem Term *economic rent*, *net price*, *royalty* oder *super-normal profit* verwendet (Perman et al. 2003:564, Scherzer und Sinner 2006, Lange et al. 2004). Die Höhe der Ressourcenrente hängt primär von der Kombination zweier Faktoren ab, und zwar von der relativen Knappheit des Naturkapitals und von der Effizienz der Extraktion bzw. Ernte (vgl. Naber, Lange und Hatziolos 2008:25). Eine hohe Ressourcenrente kann durch unregulierten Zugriff sinken oder



gänzlich eliminiert werden. In diesem Zusammenhang kann die Kenntnis potentieller Ressourcenrenten wichtige Hinweise über den Zustand erneuerbarer Ressourcen und notwendige Anpassungsstrategien für deren Management liefern (Leiman und Harris 2009).

In Abbildung 10 sind die Kostenkomponenten der Ressourcennutzung aufgelistet, die neben den finanziellen Extraktionskosten privater Nutzer auch Externalitäten und Ausgaben des Staates für das Ressourcenmanagement berücksichtigen. Externalitäten in der Fischerei umfassen z.B. die Veränderung von Habitaten infolge degradierender Techniken (*Trawling*), die Selektivität der Fischerei und ihr Effekt auf die Regeneration der Population und die Nahrungskette, die Degradierung von Feuchtgebieten, insbesondere bedingt durch Aquakultur, und letztlich die oft irreversiblen Auswirkungen von Überfischung auf die Artenvielfalt (Stoneham et al. 2005, Scherzer und Sinner 2006, Turpie et al. 2009). Staatliche Aufwendungen für effektive Managementregime beinhalten u.a. Forschung, Verwaltung, Kontrolle und die Gerichtsbarkeit zur Erzwingung von Auflagen. Kosten zur Erhaltung öffentlicher Güter zum Wohl der Allgemeinheit stehen nicht im Zusammenhang mit der privaten Nutzung und haben daher keinen Einfluss auf die Kalkulation der Ressourcenrente (Scherzer und Sinner 2006:4).

Die Ressourcenrente definiert per Saldo den Überschuss über alle Kosten, die im Zusammenhang mit der privaten Nutzung der Ressource entstehen (vgl. Abbildung 11). Die Ressourcenrente signalisiert prinzipiell die maximale Zahlungsbereitschaft des privaten Unternehmers für den Erwerb von Nutzungsrechten, d.h. das Maximalangebot eines Unternehmers in einer Auktion wäre gleich der erwarteten Ressourcenrente (Scherzer und Sinner 2006, Naber, Lange und Hatziolos 2008).

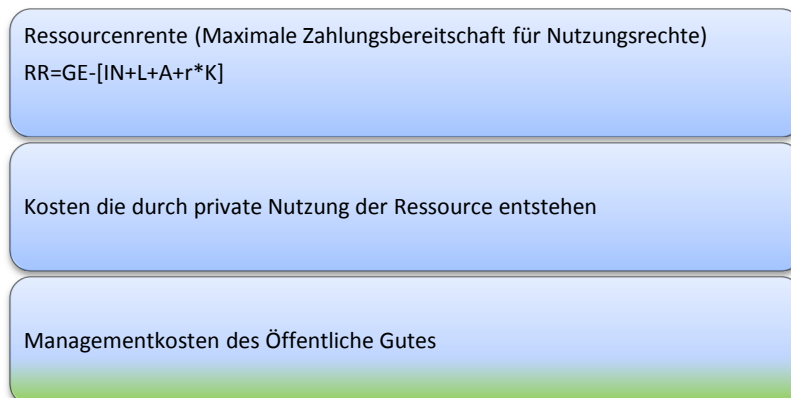
**Abbildung 10: Private und soziale Kosten der Ressourcennutzung**



**Quelle: In Anlehnung an Stoneham et al. 2005 und Scherzer und Sinner 2006**

Per Definition sind die Ressourcenrenten unternehmensspezifisch, und in der Regel fehlen dem Eigentümer der Ressource exakte Kenntnisse über die tatsächliche Höhe erzielbarer Ressourcenrenten. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn der Eigentümer oder Inhaber von Verfügungsrechten nicht mit dem Nutzer der Ressource identisch ist.

**Abbildung 11: Ressourcenrente pro Einheit des eingesetzten Naturkapitals**



**Quelle: In Anlehnung an Stoneham et al. 2005 und Scherzer und Sinner 2006**

RR: Ressourcenrente, GE: Gesamteinnahmen, IN: Intermediäre Nachfrage, L: Entlohnung der Arbeitskräfte, A: Abschreibungen, r: Opportunitätskosten Kapital, K: Wert des Kapitalstocks

Asymmetrischen Informationen existieren vorrangig für Ressourcen, die als öffentliches Eigentum gelten und gleichzeitig schwierig zu kontrollieren sind, wie z.B. Fisch (Jensen 2008, Hansen et al. 2006).

Das Konzept der Ressourcenrente eignet sich besonders für die Integration ökonomischer Daten und Ökosystemleistungen im erweiterten System der Volkswirtschaftlichen

Gesamtrechnung (SNA), da es mit der Bewertungsmethodik des SNA kompatibel ist. So beinhaltet die Ressourcenrente den ökonomischen Wert aller Ökosystemleistungen, z.B. den Wert der Leistung mariner Ökosysteme, der durch die Bereitstellung von Habitaten für Fisch entsteht (De Groot et al. 2003, Barbier 2007). Derartige Leistungen werden im Standardsystem des SNA dem nutzenden Sektor angerechnet und nicht dem Ökosystem. Die Information über die unmittelbare Abhängigkeit der Leistungsfähigkeit eines Sektors von der Intaktheit der Ökosysteme wird folglich nicht übermittelt. (Naber, Lange und Hatziolos 2008:25, Beaumont et al. 2008). Umwelt-Accounting kann hier zusätzliche Informationen bereitstellen, um die Interdependenzen zwischen ökonomischem System und Ökosystem aufzuzeigen und die Effekte von Politikinstrumenten auf Ökosysteme zu demonstrieren (Anguita und Wagner 2010, Naber, Lange und Hatziolos 2008:25, TEEB 2009:54, UNEP 2005).

## **5 Die Social Accounting Matrix als konsistente Abbildung von Namibias Volkswirtschaft**

Im internationalen Standardwerk System of National Accounts SNA wird die SAM als Präsentation der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung in Form einer Matrix definiert (CEC et al. 1993, 20.4). Die SAM zeigt den zirkulären Strom wirtschaftlicher Transaktionen zwischen Aktivitäten, Akteuren und Institutionen eines sozio-ökonomischen Systems (Round 2003). Die quadratische Matrix verknüpft Produkt- und Produktionskonten mit den Einkommensentstehungs- und Einkommensverwendungskonten der privaten institutionellen Sektoren einer Volkswirtschaft, mit dem Staat und mit dem Ausland. Der erste Quadrant zeigt die Lieferverflechtung der Produktionssektoren (Vorleistungsmatrix), der zweite Quadrant erfasst die Wertschöpfung in der Primäraufwandsmatrix, und der dritte Quadrant der Matrix zeigt die Lieferungen der Produktionssektoren für den Endverbrauch (Endnachfragematrix). Diese drei Submatrizen stehen in Analogie zur Input-Output Tabelle (Holub und Schnabel 1994). Im vierten Quadranten der SAM werden die Einkommenstransfers zwischen den institutionellen Sektoren abgebildet. Insofern erlaubt die SAM eine Verknüpfung der mikroökonomischen und der makroökonomischen Betrachtung eines ökonomischen Systems.

Die SAM entspricht dem Prinzip der doppelten Buchführung, d.h. in den Zeilen der Matrix werden die Einnahmen (z.B. durch den Verkauf von Produkten und das Angebot

von Faktorleistungen) verbucht und in den Spalten die Ausgaben oder Kosten (z.B. Produktionskosten, Transportkosten, Verbrauch von Ressourcen, Konsumausgaben). Per Definition sind Soll und Habenseite eines jeden Kontos des SNA ausgeglichen, und analog ist jede Spaltensumme der SAM gleich ihrer korrespondierenden Zeilensumme. Die Salden einzelner Konten, auch *balancing items* genannt, repräsentieren, je nach Konsolidierung der Konten, konventionelle ökonomische Indikatoren des SNA. Die SAM beschreibt demnach eine strukturierte Momentaufnahme der Erhebungseinheit. Die Matrixform erlaubt dabei die Anwendung linearer Algebra, d.h. Operationen wie Partitionierung und Inversion. Folglich impliziert die SAM-Struktur die Annahme eines linearen Modells der repräsentierten Volkswirtschaft, bzw. eines Teils dieser Volkswirtschaft.

Eine besondere Eigenschaft der SAM ist die multiple Klassifikation des Kontensystems. Diese Eigenschaft ermöglicht es Konten zu integrieren, die, parallel zu den monetären Eintragungen, physische Daten und Indikatoren enthalten können. Man bezeichnet derartige Erweiterungen des SNA als Satelliten Systeme. Offizielle Satelliten Systeme zum SNA gibt es bislang für Wasser, Fisch und Tourismus. (UN 2003, UN 2004, UN 2008). Integrierte Umwelt Satelliten Systeme dienen in erster Linie dem Monitoring; sie bilden außerdem die konsistente Grundlage für quantitative Analysen.

Die Ursprünge des Konzepts der SAM finden sich in den Arbeiten von Stone (1978), Pyatt und Thorbecke 1976 und Pyatt und Round (1977, 1979 und 1985). In den Folgejahren wurde das Konzept systematisch weiterentwickelt und ist heute fester Bestandteil nationaler Statistiken zahlreicher Länder (Bartelmus, Stahmer and van Tongeren 1991, de Haan und Keuning 1996, De Boer, de Haan und Voogt 1994). Heute wird das Konzept der SAM auch für räumlich begrenzte Teilbereiche einer nationalen Volkswirtschaft verwendet. Die Entwicklung von regionalen SAMs eignet sich insbesondere als Datengrundlage für Planungsmodelle im Umweltbereich (Shiferaw und Holden 2000, Taylor und Adelman 1996). De Anguita und Wagner geben in ihrem recht aktuellen Buch über Theorie und Anwendung von Umwelt SAMs (ESAMs) einen Überblick über die Entwicklung des Systems der integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnung (de Anguita und Wagner 2010). Die Autoren finden die Ursprünge umweltökonomischer Gesamtrechnung bei Nordhaus und Tobin, welche erstmals einen Indikator für ein korrigiertes Bruttoinlandsprodukt kalkultierten (Nordhaus und Tobin 1973). Das Konzept der Umweltgesamtrechnung wurde offiziell vom Statistischen Amt der Niederlande

weiterentwickelt (National Accounting Matrix Including Environmental Accounts NAMEA) und als System of Integrated environmental and Economic Accounting (SEEA) international etabliert (De Haan, Keuning und Bosch 1994, CEC et al. 1993).

Die nationale SAM für Namibia für das Basisjahr 2004 (Lange und Schade 2008) dient der vorliegenden Arbeit als Basis für die Konzeption eines Satelliten-Systems für spezifische Fischereisektoren und den Tourismussektor. Die erweiterte SAM ist das konsistente Bezugssystem, auf dessen Basis ein Allgemeines Gleichgewichtsmodell für Namibia entwickelt wird. Mittels Konsolidierung von Konten und flexibler Disaggregation von Produktionssektoren und institutionellen Sektoren, kann die nationale SAM gleichfalls als Ausgangsbasis für ein Modell mit regionalem Schwerpunkt dienen. Diese Möglichkeit ist für Planungstools in Entwicklungsländern mit ausgeprägter dualer Wirtschaftsstruktur interessant, da auf diese Weise offizielle Statistiken mit detaillierten lokalen Daten kombinieren werden können, die in zahlreichen Forschungsprojekten erhoben wurden und in offiziellen Statistiken unberücksichtigt bleiben (Round 2003:180).

Die multiple Klassifikation innerhalb einer SAM erlaubt zudem die Integration verschiedener Bewertungskriterien innerhalb einer Matrix. Neben Konten, welche Produkte zu Marktpreisen bewerten, können zusätzliche Konten spezifiziert werden, die Schattenpreise und Zahlungsbereitschaften berücksichtigen. Die SAM bildet demnach nicht nur reale Zahlungsströme ab, sondern kann virtuelle Transaktionen veranschaulichen. Ein Beispiel hierfür sind „Umweltschulden“, welche die Differenz zwischen dem nachhaltigen Einkommen (*Hicksian income*) und dem tatsächlichen Einkommen der Gesellschaft verbuchen (de Anguita und Wagner 2010:137ff). Externalitäten in Form von nicht nachhaltiger Bodennutzung lassen sich als Diskrepanz zwischen privater und sozialer Diskontierung im Rahmen der SAM abbilden und monetarisieren (Shiferaw und Holden 2000). SAM-Multiplikator Modelle ermöglichen die Berechnung direkter und induzierter Effekte exogener Änderungen auf das betrachtete Wirtschaftssystem. SAM-Multiplikator Modelle werden in der vorliegenden Arbeit nicht verwendet, da die linearen Multiplikator Modelle ein unendlich elastisches Angebot von Faktoren annehmen und infolgedessen auch nicht erschöpfbare Naturre Ressourcen implizieren. In einem stark naturbasierten Wirtschaftssystem, in diesem Fall Namibia, ist diese Annahme nicht zweckmäßig.

Abbildung 12 zeigt die Struktur der Namibia SAM in aggregierter Form. Die Struktur baut auf dem SNA Konzept auf. Da die SAM als Datenbasis für das mathematische Gleichgewichtsmodell dient, sind die Konten teilweise konsolidiert (CEC et al. 1993:462).

**Abbildung 12: Schematische Darstellung der Namibia SAM**

	Goods & Services	Production Activities	Margins	Factors	Resource Rent	Households	Enterprises	Government	Saving-Investment	Rest of World
Goods & Services		Intermediate Consumption	Margins			Household Consumption		Government Consumption	Capital Formation	Exports
Production Activities	Domestic Output									
Margins	Margins									
Factors		Gross Value Added								Income from ROW
Resource Rent		Resource Rent				Resource Rent				
Households				Factor Income to Households	Resource Rent to Households	Transfers	Transfers	Transfers		
Enterprises				Factor Income to Enterprises	Resource Rent to Enterprise			Transfers		
Government	Sales Tax & Tariffs	Producer Tax & Royalties				Income Tax	Income Tax	Income Tax		from ROW
Saving-Investment						Saving	Saving	Saving		
Rest of World ROW	Imports			Factor Income to ROW				Transfers to ROW	Net Lending + / Net Borrowing -	

**Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an CEC et al. 1993 und UN et al. 2003**

Die Ressourcenrente ist in den Originaldaten implizit als Komponente der Wertschöpfung, dem Bruttobetriebsüberschuss (*Gross Operating Surplus GOS*), verbucht (Lange et al. 2004). In der vorliegenden Arbeit wird versucht, die Ressourcenrente zu identifizieren und separat auf speziellen Konten der SAM zu verbuchen.

In der kommerziellen Fischerei Namibias schöpfen die Unternehmen einen hohen Anteil der Ressourcenrenten ab. Ein geringer Anteil wird gegenwärtig vom Staat in Form von Nutzungsabgaben extrahiert. Im Kontensystem der SAM werden die Nutzungsabgaben als *Royalty* auf das Einnahmenkonto des Staates gebucht. Ressourcenrenten werden auch von Haushalten erzielt, die Naturressourcen in Form von Nahrungsmitteln, Wasser, Feuerholz, Schilf und sonstigen Utensilien des täglichen Bedarfs direkt nutzen (Libenda und Blignaut 2008, Purvis 2002).

Abbildung 13 zeigt eine Hybrid SAM, deren Kontenschema um Bestandskonten und Flusskonten für natürliche Ressourcen und Ökosystemleistungen erweitert wurde.

Abbildung 13: Hybrid SAM

	Goods & Services	Production Activities	Margins	Factors	Households	Enterprises	Government	Saving-Investment	Rest of World ROW	Total Income	Natural Resources	Ecosystems	ROW Environment
											Opening Stock	Opening Stock	
Goods & Services		Intermediate Consumption	Margins		Household Consumption		Government Consumption	Capital Formation	Exports			Residuals Consumption	Residuals Consumption
Production Activities	Domestic Output											Residuals Production	Residuals Production
Margins	Margins												
Factors		Gross Value Added							Factor Income from ROW				
Households				Factor Income to Households	Transfers	Transfers	Transfers						
Enterprises				Factor Income to Enterprises			Transfers						
Government	Sales Tax & Tariffs	Producer Tax			Income Tax	Income Tax	Income Tax		Transfers from ROW				
Saving-Investment					Saving	Saving	Saving						
Rest of World ROW	Imports			Factor Income to ROW			Transfers to ROW	Net Lending + / Net Borrowing -				Residuals Non-Residents	
Total Expenditure													
Natural Resources NR		NR Input			NR Input				NR Export		NR drawn from Environment		
Ecosystems ES		ES Input			ES Input				ES Export			ES Inputs drawn from Environment	
Residuals		Reabsorb											
ROW Environment		NR&ES Input			NR&ES Input								
Other Changes in Assets											Other Changes in Assets	Other Changes in Assets	
											Closing Stock	Closing Stock	

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an UN et al. 2003:242

Die Grundidee einer Hybrid SAM ist die kombinierte Darstellung monetärer und physischer Transaktionen in einer einzigen Matrix. Information über physische Transfers aus dem ökologischen System in das ökonomische System und vice versa sind die Basis für eine monetäre Bewertung quantitativer und qualitativer Veränderungen des Naturkapitals (UN et al. 2003:7.2). Das Naturkapital im SEEA umfasst sowohl Ressourcen als auch eine Vielzahl von Ökosystemleistungen. Die illustrative Hybrid SAM in Abbildung 13 zeigt jeweils ein aggregiertes Konto für die beiden Funktionen Naturressourcen und Ökosystemleistungen. Die Hybrid SAM enthält außerdem ein Transaktionskonto für den Austausch von Umweltgütern und Leistungen mit dem Rest der Welt. Das Konto bilanziert z.B. die von einem Land bereitgestellten globalen öffentlichen Güter sowie den Strom von Rohstoffen und Schadstoffen über Grenzen hinweg. Die Bewertung von Ökosystemleistungen im SEEA korrespondiert eng mit dem Konzept des *Total Economic Value TEV*, das von Pearce und Turner geprägt wurde und im Zusammenhang mit den Millennium Ecosystem Assessment (MA) Studien populär wurde (MA 2005, Pearce und Turner 1990).

Mengenmäßige und wertmäßige Anfangsbestände und Endbestände werden als zusätzliche Zeilen des Systems erfasst. Nicht alle Veränderungen können auf Transaktionen zwischen dem ökonomischen und ökologischen System zurückgeführt werden. Diese naturbedingten Veränderungen werden in den Konten *Other Changes in*

*Assets* verbucht<sup>6</sup>. Verschiedene Methoden zur Bewertung von Ressourcen und Ökosystem Leistungen werden ausführlich im SEEA Handbuch erörtert (UN et al. 2003).

## 6 Mathematische Modellierung

Das entwickelte mathematische Wirtschaftsmodell gehört in die Kategorie der Allgemeinen Gleichgewichtsmodelle (*Computable General Equilibrium CGE*) des Arrow-Debreu Typs (Arrow und Debreu 1954, Mathiesen 1985, Ginsburgh und Keyzer 1997). CGE Modelle sind aufgrund ihrer komplexen Struktur nicht mehr analytisch, sondern nur numerisch lösbar. Das mathematische Modell erklärt die Transaktionen, die auf den Konten der SAM verbucht sind. Diese Transaktionen können monetäre Zahlungsströme sein oder Veränderungen auf den physischen Konten der erweiterten Hybrid SAM.

Die Modellstruktur folgt hierbei der Disaggregation von Aktivitäten, Faktoren und institutionellen Sektoren in der SAM, welche für die Analyse des Forschungsgegenstands gewählt wurde. Die Verknüpfung von Hypothesen mikroökonomischer Haushaltstheorie mit Annahmen über das Verhalten der Akteure auf Märkten erlaubt die Modellierung von komplexen Zusammenhängen und der Verteilungswirkungen von politischen Maßnahmen auf verschiedene Akteure des abgebildeten Systems.

Die Fragestellungen klassischer CGEs beziehen sich typischerweise auf Probleme des internationalen Handels (Zölle, Quoten, Wechselkurse etc.), so dass eine hoch aggregierte inländische Endnachfrage ausreicht. Auf regionaler Ebene interessieren mikroökonomische Fragen der Verteilungsgerechtigkeit, Anpassungskapazität, Mobilität und Engpässe verschiedener Ressourcen; dementsprechend wird die Darstellung der Haushaltstypen disaggregiert. In Entwicklungsländern, die durch duale Märkte und Subsistenzwirtschaft gekennzeichnet sind, finden Produktions-, Zeitallokations- und Konsumentscheidungen in der Regel nicht unabhängig voneinander statt (Taylor und Adelman 1996). Häufig existieren Märkte für Arbeit und Kapital nur unvollkommen; gleichzeitig ist die Allokation von Ressourcen (Land, Zugang zu Wasser, Verfügbarkeit von Krediten) auf regionaler Ebene sehr ungleich verteilt. Ein aussagefähiges Modell muss daher die heterogene Haushaltsstruktur und die Einkommensverteilung abbilden. In Namibia trifft dies insbesondere auf die Disparität städtischer und ländlicher Haushalte zu. Für das nationale CGE Modell werden die sechs Haushaltstypen der SAM zu einem

---

<sup>6</sup> Für eine detaillierte Auflistung möglicher Transaktionen auf produzierten und nicht-produzierten Vermögenskonten vgl. UN et al. 2003:265.



städtischen und einem ländlichen Haushaltstyp aggregiert. Die Modellgleichungen beschreiben die Aktionen und Präferenzen der Akteure (Produktion, Konsum, Handel, Transport, Lagerung, Allokation von Zeit und Ressourcen). Die Nebenbedingungen des Modells repräsentieren die physischen und institutionellen Beschränkungen der Akteure. So können z. B. gruppenspezifische Quoten und ressourcenspezifische Auflagen berücksichtigt werden.

Üblicherweise wird ein Gleichgewichtsmodell in sechs funktionale Blöcke unterteilt (Löfgren, Harris und Robinson 2001). Hierzu zählen die

- Erklärung der Preistransmissionen
- Transaktionen auf Märkten für Güter und Dienstleistungen
- Produktionsaktivitäten (Entstehung von Gütern und Dienstleistungen)
- Einkommensentstehung der primären Faktoren
- Einkommensverwendung der institutionellen Sektoren
- Marktgleichgewichtsbedingungen für Produkt und Kapitalkonten

In seiner mathematischen Form ist ein CGE Modell ein System von simultanen linearen und nicht-linearen Gleichungen und Ungleichungen, deren Variablen in der Regel an untere und obere Schranken gekoppelt sind.

Das Gleichungssystem des entwickelten Namibia CGE ist exakt bestimmt, d.h. die Anzahl der Modellgleichungen entspricht exakt der Anzahl der Entscheidungsvariablen. Diese quadratische Formulierung erlaubt die Lösung des Modells als *Mixed Complementarity Programm* (MCP). Ein MCP basiert auf den Grundlagen der nichtlinearen Optimierung und verwendet die Kuhn-Tucker Bedingungen zur Lösung eines nichtlinearen Ungleichungssystems (Dirkse und Ferris 1995, Ferris und Munson 2000). Ein MCP besitzt keine explizite Zielfunktion und eignet sich daher insbesondere für die numerische Gleichgewichtsanalyse (Rutherford 1995). Die dualen Variablen (Lagrange Multiplikator oder Schattenpreise) der klassischen Optimierung sind im MCP direkte komplementäre Entscheidungsvariablen, die simultan mit den primalen Entscheidungsvariablen im Gleichungssystem erscheinen. Die Ausnutzung der *Complementary Slackness* (Dixit 1990:27ff) ermöglicht die Realisierung von Ergebnissen an der Grenze des Lösungsbereichs und erlaubt auf diese Weise ein *Switchen* zwischen alternativen Aktivitäten, d.h. den endogenen Wechsel zwischen zur Disposition stehenden Aktivitäten,

die in Abhängigkeit von wechselnden exogenen Rahmenbedingungen realisiert werden können.

Diese Eigenschaft prädestiniert das MCP für die Politikanalyse immer dann, wenn auch Regimewechsel berücksichtigt werden müssen und Akteure auf veränderte Rahmenbedingungen diskontinuierlich regieren. „*Neoclassical production functions exaggerate the smoothness of real-world input substitutability and preclude tests of the attractiveness of discontinuous technical alternatives, for example introducing new crop varieties*“ (Löfgren und Robinson 1997:3). Genau diese von Löfgren und Robinson zitierte Eigenschaft der neoklassischen CGE Modelle bedeutete einen Rückschritt gegenüber der Mathematischen Programmierungstradition im Agrarsektor, die trotz Leontief Technologien eine realitätsnahe Abbildung der Angebotsseite der Modellwirtschaft erlaubte (vgl. z.B. Hazel und Norton 1986, Norton und Solis 1983). Löfgren und Robinson weisen in diesem Zusammenhang auf die bahnbrechenden Arbeiten von Keyzer hin, welche dazu beitrugen, komplementäre Lösungsvorschriften in CGE Modellen zu etablieren (Löfgren und Robinson 1997:3, Fischer et al. 1988, Ginsburg und Keyzer 1997).

Um den direkten Zusammenhang zwischen der nichtlinearen Optimierung und dem MCP herzustellen, werden im folgenden Abschnitt kurz die erforderlichen mathematischen Grundlagen der nichtlinearen Optimierung erläutert, um anschließend die essentiellen Eigenschaften eines MCP Lösungsalgorithmus darzulegen.

## **6.1 Nichtlineare Optimierung mit Ungleichheitsbedingungen und Mixed Complementarity Modelle**

Nichtlinearitäten in der Beschreibung ökonomischer Systeme sind vielfältig und finden sich an vielen Stellen des hier zu beschreibenden Modellsystems. Das Lösungsverfahren von Kuhn und Tucker (Kuhn und Tucker 1951) ergänzt und verallgemeinert das Lagrange-Verfahren um potentielle Lösungen für nichtlineare Ungleichungssysteme (Gill, Murray und Wright 1981). Die Anforderungen an das Lösungsverfahren sind höher, weil der Lösungsraum für nichtlineare Optimierungsprobleme komplexer ist (Chiang 1984). Die Kuhn-Tucker Bedingungen sind das Äquivalent zu den Bedingungen Erster Ordnung für ein relatives oder lokales Extremum der klassischen Optimierung. Das Verfahren beschreibt das Lösungsverfahren eines Optimierungsproblems mit Ungleichungen in den Nebenbedingungen dann, wenn spezielle Voraussetzungen (Constraint Qualification) der aktiven Nebenbedingungen (das sind alle Nebenbedingungen, die als strikte Gleichung

erfüllt sind) gelten (Chiang 1984, Dixit 1990). Genau wie das Lagrange-Verfahren, zeigt das Kuhn-Tucker-Verfahren eine potentielle Lösung nicht an, wenn die Nebenbedingungen Irregularitäten besitzen (z.B. Spitzen, Singularitäten). Sind die aktiven Nebenbedingungen linear abhängig, hat dies zur Folge, dass der Rang der Jacobi-Matrix nicht dem geforderten maximalen Rang genügt. Der Zusammenhang zwischen der Lösung eines nichtlinearen Optimierungsproblems mit Hilfe der Kuhn-Tucker Bedingungen und der Lösung eines MCP Modells soll anhand des folgenden Beispiels erläutert werden (vgl. Rutherford 1995 und Bishop et al. 2001).

Gegeben sei das in (6.1) beschriebene generelle Optimierungsproblem mit den nichtlinearen Funktionen  $F$ ,  $g_1$  und  $g_2$ , sowie den Nichtnegativitätsbedingungen der Entscheidungsvariablen  $x_j$ . Im Beispiel ist  $X$  ein drei-dimensionaler Vektor mit den Komponenten  $x_1, x_2, x_3$ , und  $R$  ist ein zwei-dimensionaler Vektor mit den Komponenten  $r_1, r_2$ .  $F$  ist eine Funktion, die skalare Werte annimmt, und  $G$  repräsentiert eine vektorwertige Funktion mit den Komponenten  $g_1$  und  $g_2$ . Wie in der klassischen Optimierung, wird in (6.2) zunächst die Lagrange Funktion  $Z$  gebildet. Der Lagrange-Multiplikator  $\lambda$  ist ein 2-dimensionaler Zeilenvektor. Durch die Ableitung der Lagrange Funktion  $Z$  nach den Entscheidungsvariablen  $x_j$  und den Lagrange-Multiplikatoren  $\lambda_i$  erhält man die in den Formeln (6.3) und (6.4) beschriebenen Kuhn-Tucker Bedingungen des Optimierungsproblems.

$$\begin{aligned}
 & \text{Maximise } F = f(x_1, x_2, x_3) \\
 & \text{subject to } g_1(x_1, x_2, x_3) \leq r_1 \\
 (6.1) \quad & \quad \quad g_2(x_1, x_2, x_3) \leq r_2 \\
 & \quad \quad x_1, x_2, x_3 \geq 0
 \end{aligned}$$

$$(6.2) \quad Z = f(x_1, x_2, x_3) + \lambda_1(r_1 - g_1(x_1, x_2, x_3)) + \lambda_2(r_2 - g_2(x_1, x_2, x_3))$$

$$(6.3) \quad \frac{\partial Z}{\partial x_j} \leq 0 \quad x_j \geq 0 \quad \text{und} \quad x_j \frac{\partial Z}{\partial x_j} = 0 \quad \forall j = 1, 2, 3$$

$$(6.4) \quad \frac{\partial Z}{\partial \lambda_i} \geq 0 \quad \lambda_i \geq 0 \quad \text{und} \quad \lambda_i \frac{\partial Z}{\partial \lambda_i} = 0 \quad \forall i = 1, 2$$

Die erste Bedingung in den Gleichungen (6.3) und (6.4) beschreibt jeweils die Optimalitätsbedingungen für die Lagrange Funktion, die zweite Bedingung fordert die Nicht-Negativität der Entscheidungsvariablen. Hinzu kommt nun die als *Complementary Slackness* bekannte Beziehung zwischen den Variablen  $x_j$  sowie  $\lambda_i$  und den partiellen Ableitungen der Lagrange Funktion nach diesen Variablen. Das Kuhn-Tucker Theorem

besagt nun folgendes: Angenommen der Vektor  $X^*$  maximiert die Funktion  $F$  unter den gegebenen Nebenbedingungen  $g$  und der Nicht-Negativitätsbedingung für  $X$ ; und gleichzeitig gilt die Zusatzbedingung für die Nebenbedingungen, d.h. die Submatrix von  $g$ , die alle aktiven Nebenbedingungen enthält, hat den maximalen Rang, dann gibt es einen Wert für  $\lambda$ , sodass die Bedingungen in (6.3) und (6.4) gelten. Das bedeutet, für jedes  $x_j$  und  $\lambda_i$  gilt im Optimum, dass entweder die partielle Ableitung als strikte Gleichheitsbedingung erfüllt ist, oder die Variable  $x_j$  den Wert Null hat, oder aber beide strikten Gleichheitsbedingungen gelten gleichzeitig. Im obigen Beispiel gibt es  $2(i+j)$  mögliche Realisierungen der komplementären Beziehungen. Wenn der Multiplikator  $\lambda_i$  den Wert Null hat, dann spricht man auch davon, dass die korrespondierende Nebenbedingung nicht aktiv ist. Ein MCP Modell macht nun Gebrauch von dieser Komplementarität zwischen der Lösungsvorschrift für eine Gleichung und einer mit dieser Gleichung komplementär verknüpften Variable (Ferris und Munson 2000). Die allgemeine mathematische Formulierung eines MCP lautet:

Gegeben sei die untere Grenze  $l \in \{R \cup \{-\infty\}\}^n$ , die obere Grenze  $u \in \{R \cup \{\infty\}\}^n$  und die Funktion  $F: R^n \rightarrow R^n$ . Gesucht wird  $z \in R^n$ , sodass eine der folgenden Bedingungen für jedes  $i \in \{1, \dots, n\}$  exakt erfüllt ist:

$$(6.5) \quad \begin{aligned} &F_i(z) = 0 \text{ und } l_i \leq z_i \leq u_i \\ &F_i(z) > 0 \text{ und } z_i = l_i \\ &F_i(z) < 0 \text{ und } z_i = u_i \end{aligned}$$

In (6.6) werden die Bedingungen in kompakter Schreibweise zusammengefasst.

$$(6.6) \quad l \leq z \leq u \perp F(z)$$

Das in (6.5) definierte MCP besitzt keine Zielfunktion und unterscheidet nicht zwischen Entscheidungsvariablen und Lagrange Variablen. Das Symbol  $\perp$  in (6.6) kennzeichnet die Komplementarität von  $z$  und  $F(z)$ . Die Vektoren  $z$  und  $F(z)$  stehen orthogonal aufeinander, und das innere Produkt der beiden Terme ist gleich Null. Die Bedingung der *Complementary Slackness* bewirkt entsprechend dem Kuhn-Tucker Theorem, dass höchstens eine der komplementären Gleichungen als strikte Ungleichung auftreten kann, oder anders gesagt, für jede Komponente  $z_i$  muss mindestens eine der Ungleichungen als strikte Gleichung erfüllt sein. In Grenzfällen können auch beide Nebenbedingungen als strikte Gleichung erfüllt sein, und genau diese Realisierung ermöglicht den Switch. Dixit zeigt dieses Verhalten am Beispiel einer quasi-linearen Nutzenfunktion. Er resümiert:

„...it arises at the special configuration of parameters where the solution is just at the point of switching from one pattern of equations and inequalities in the complementary slackness conditions to another pattern” (Dixit 1990:33).

Die Beschreibung der Gleichgewichtsbedingungen beginnt mit der Zuordnung eines Multiplikators zu jeder Nebenbedingung des originalen Optimierungsproblems. Dieser Multiplikator repräsentiert den marginalen Preis einer Veränderung der korrespondierenden Nebenbedingung. Während eine stärker bindende Nebenbedingung im klassischen Optimierungsmodell den Zielfunktionswert vermindert und der marginale Wert (Schattenpreis) der Entscheidungsvariable darüber Auskunft gibt, welche Nebenbedingung diese Veränderung des Zielfunktionswertes verursacht hat, ist die duale Variable im MCP eine komplementäre Entscheidungsvariable, die explizit in mindestens einer Modellgleichung erscheinen muss. Der Solver testet während des Lösungsprozesses, welche Bedingung als strikte Ungleichung (*Slack*) und welche Bedingung exakt als Gleichung erfüllt wird. Die komplementäre Variable hat im ersten Fall den Wert Null, weil die korrespondierende Nebenbedingung nicht bindet. Bindet dagegen der Constraint, dann kann der Wert der komplementären Variablen Null oder aber größer Null sein. In der Literatur wird immer wieder das klassische Transportproblem von Danzig (Danzig 1963) als Beispiel gewählt, um den Zusammenhang zwischen einem Optimierungsproblem und dessen alternativer Formulierung als MCP zu veranschaulichen (Rutherford 1995). Es soll daher auch hier kurz demonstriert werden, obwohl keine mathematische Notwendigkeit dafür besteht, das einfache lineare Minimierungsproblem in (6.7) als MCP zu lösen. Diese Notwendigkeit besteht jedoch für die erweiterte Problemstellung in (6.9).

$$\begin{aligned}
 & \text{Minimise } \sum_{i,j} c_{i,j} X_{i,j} \\
 (6.7) \quad & \text{subject to : } s_i \geq \sum_j X_{i,j} \quad \forall i \\
 & \sum_i X_{i,j} \geq d_j \quad \forall j \\
 & X_{i,j} \geq 0
 \end{aligned}$$

Als MCP lautet das Problem:

$$\begin{aligned}
s_i &\geq \sum_j X_{i,j} \perp P_i^s \geq 0 \quad \forall i \\
(6.8) \quad \sum_i X_{i,j} &\geq d_j \perp P_j^d \geq 0 \quad \forall j \\
P_i^s + c_{i,j} &\geq P_j^d \perp X_{i,j} \geq 0 \quad \forall i, j
\end{aligned}$$

Die Gleichgewichtsbedingungen in MCP Form in (6.8) sind eine alternative Darstellung des klassischen Minimierungsproblems in (6.7). Zu einem System von Markt Gleichgewichtsbedingungen existiert ein äquivalentes Optimierungsproblem aber nur dann, wenn das System von Angebots- und Nachfragefunktionen integrierbar ist. Die Bedingung der Integrierbarkeit ist erfüllt, wenn die Matrix der Substitutionstherme symmetrisch ist (Varian 1984). Nur in diesem Fall korrespondieren die Optimalitätsbedingungen von mathematischen Optimierungsproblemen mit den Lösungen ökonomischer Gleichgewichtsprobleme. Viele ökonomisch interessante Problemstellungen beinhalten jedoch nicht-integrierbare *second-best* Konstellationen (Böhringer und Rutherford 2008). Relevante Beispiele aus der Ökonomie sind z.B. Wertzölle, regionale Zinssatzunterschiede (Arndt et al. 2001) und das handelspolitische Instrumentarium mehrstufiger, an Quoten gekoppelter diskriminierender Zölle, *tariff-rate quotas oder TRQs*, (Nicholson und Bishop 2004, Bishop et. al. 2001). Wertzölle z.B. implizieren, dass der Angebotspreis ein variabler Multiplikator der Grenzkosten ist, mit der Folge, dass die Angebotsfunktion nicht länger integrierbar ist (Rutherford 1995 und 1999). Derartige Probleme lassen sich zwar recht aufwendig durch eine Sequenz iterativer NLP Programme lösen, die Formulierung als MCP ist jedoch einfacher und bietet dem Modellierer eine größere Flexibilität (Rutherford 1995).

Die MCP Formulierung eines TRQ Programms wird in (6.9) beschrieben (vgl. Bishop et al. 2001). Es handelt sich hier um eine Erweiterung des bekannten Transportproblems um diskriminierende Zölle und Quoten. Das Problem lässt sich durch drei Gleichgewichtsbedingungen beschreiben, denen jeweils eine komplementäre Variable zugeordnet ist.

$$\begin{aligned}
QS_i + \sum_{j,ql} X_{j,i,ql} &\geq QD_i + \sum_{j,ql} X_{i,j,ql} \perp P_i \geq 0 \\
(6.9) \quad P_i (1 + PQR_{i,j,ql} + t_{i,j,ql}) &\geq P_j \quad \perp X_{i,j,ql} \geq 0 \\
quota_{i,j,ql} &\geq X_{i,j,ql} \quad \perp PQR_{i,j,ql} \geq 0
\end{aligned}$$

Die erste Gleichung ist die Bedingung für das Gleichgewicht des Angebots und der Nachfrage auf jedem regionalen Markt. Die Indices  $i$  und  $j$  kennzeichnen die Region, und

der Index  $ql$  steht für die verschiedenen herkunftsspezifischen Quoten, für die in Abhängigkeit von spezifischen Mengen-Korridoren, jeweils unterschiedliche bilaterale Zölle gelten. Wenn die Produktion  $QS_i$  in der Region  $i$  plus der Summe aller Importe  $X_{j,i,ql}$  aus den Regionen  $j$  gleich der Nachfrage  $QD_i$  plus der Summe der Exporte von  $i$  in die Regionen  $j$  ist, dann ist der Markt geräumt und der Preis  $P_i$  ist strikt größer Null. Wird die Gleichung als Ungleichung realisiert, d.h. es besteht ein Überangebot, dann muss die komplementäre Beziehung exakt erfüllt sein, d.h. der Preis  $P_i$  ist strikt gleich Null. Die zweite Gleichung beschreibt die *Null-Gewinn* Bedingung für ein allgemeines Gleichgewicht. Ist der Preis in Region  $i$  einschließlich der Zölle  $t_{i,j,ql}$  und der Quotenrente  $PQR_{i,j,ql}$  pro Mengeneinheit exakt gleich dem Preis in Region  $j$ , dann wird nach  $j$  exportiert. Gilt die Ungleichungsbedingung, dann erhält die komplementäre Variable  $X_{i,j,ql}$  den Wert Null, sodass durch diese komplementäre Verknüpfung ein Verlustgeschäft ausgeschlossen wird.

Die dritte Gleichung in (6.9) beschreibt die Bedingung für die Realisierung von Quotenrenten. Ist die Quote des Korridors  $ql$  bindend, dann ist die Variable  $PQR_{i,j,ql}$  strikt größer Null.  $PQR$  kann als Preis für eine Einheit Quotenrente interpretiert werden. Für den Fall, dass die Quote des entsprechenden Korridors nicht bindet, ist die Quotenrente gleich Null. Diese Eigenschaft macht man sich zu Nutze, wenn es für die höchste Zollstufe keine quantitative Mengenbeschränkung mehr gibt, man setzt dann die quotierte Menge so hoch an, dass die Bedingung nie bindet und die Quotenrente immer Null ist. Für das oben beschriebene Gleichgewichtsproblem gibt es kein eindeutiges Optimierungsproblem, wohl aber ein Mixed Complementarity Problem mit einer eindeutigen Lösung (Bishop et al. 2001). Im Rahmen dieser Arbeit wird sowohl bei der Entwicklung des CGE Modells für Namibia, als auch für die partialen Handelsmodelle mit Fischereiquoten, vom MCP Ansatz Gebrauch gemacht.

## 6.2 Gleichgewichtstheorie

Ökonomen modellieren wirtschaftliche Aktivitäten verschiedener Akteure und treffen dabei standardisierte Annahmen über deren Präferenzen, Verhaltensmuster und Entscheidungsfindungsprozesse. Das Rationalprinzip, wonach individuelle Akteure unabhängig voneinander wohl definierte private Ziele optimieren, gilt dabei bis heute als vorherrschendes Paradigma der Ökonomik. Die vollständige Kenntnis aller Handlungsalternativen ist ein ideales Paradigma, ist aber kein Ausschlusskriterium des Rationalprinzips, welches als die Wahl einer mit der Zielerreichung konsistenten

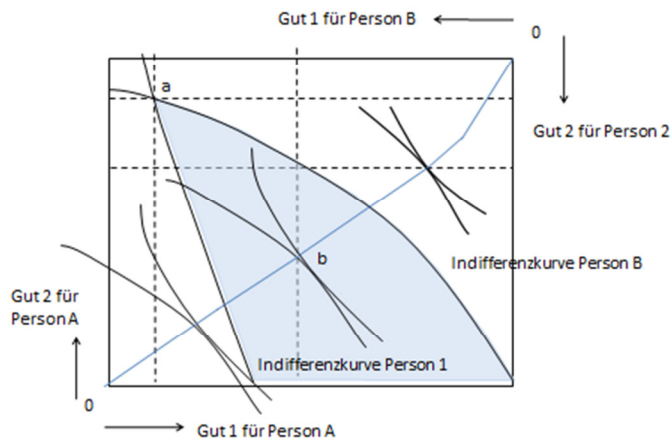
Handlung unter allen möglichen und bekannten Alternativen definiert werden kann (Hens und Pamini 2008:4). Die auf dem Walras-Gesetz basierende allgemeine Gleichgewichtstheorie beschreibt das Zusammenspiel verschiedener Akteure eines komplexen Systems mit dem Ziel, ein Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage auf allen betrachteten Märkten zu realisieren. Neben dem Rationalprinzip für individuelle Entscheidungen, ist das Pareto-Prinzip das Entscheidungskriterium für die Allokation von Ressourcen aus wohlfahrtstheoretischer Perspektive (Schotter 2009:527ff). Das Pareto-Prinzip ist gleichbedeutend mit Effizienz und besagt, dass die Allokation dann optimal ist, wenn kein Individuum besser gestellt werden kann, ohne die Wohlfahrt mindestens eines Individuums zu verschlechtern. Dies bedeutet, dass keine knappen Ressourcen verschwendet werden. Das Walras Gleichgewichtsmodell gilt bis heute als fundamentales Erklärungsmodell für die Funktionsweise interdependenter Märkte (Takayama 1985, Hens und Pamini 2008).

Bei der Koordination der individuellen Angebots- und Nachfrageentscheidungen übernehmen flexible Preise eine zentrale Funktion. Das Preissystem wird als spontane Institution betrachtet und stellt für alle Marktteilnehmer das Referenzsystem dar, welches die wechselseitige Koordination von Konsum- und Produktionsplänen ermöglicht (Hens und Panini 2008:135). Preise signalisieren die Knappheit von Gütern, sie kompensieren die Kosten, die der Volkswirtschaft durch die Produktion ausgewählter Produkte und den hiermit verbundenen Verbrauch knapper Ressourcen entstehen (Opportunitätskosten), und nach exogenen Schocks lenkt der Preismechanismus die Märkte wiederkehrend zu einem neuen Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage. Im Walras Modell variiert eine unabhängige Instanz, der so genannte *Walras Auktionator*, die Preise iterativ, bis dass die Überschussnachfrage auf allen Märkten gleich Null ist. Die Anzahl von Märkten und Marktteilnehmern ist beliebig.

Die Grundaussagen der Gleichgewichtstheorie lassen sich im einfachsten Fall anhand eines Modells mit zwei Gütern und zwei Akteuren mit gegebener Erstausrüstung und individuellen Nutzenfunktionen herleiten. Abbildung 14 illustriert den Tausch- und Verhandlungsspielraum auf einem illustrativen 2-Güter Markt mit zwei Marktteilnehmern.



Abbildung 14: Edgeworth Box der Effizienz des Konsums auf einem 2-Güter 2-Agenten Markt



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Schotter 2009:526

Die Breite der Edgeworthbox kennzeichnet den gesellschaftlichen Güterbestand von Güterbündel 1 und die Höhe der Box den gesamten Vorrat von Güterbündel 2. Jeder Punkt in der Box, dazu zählen auch die Randpunkte, beschreibt eine zulässige Verteilung der Güter auf die Akteure A und B. Beide Individuen betrachten ihren Anfangsbestand an Gütern, z.B. im Punkt *a*, als suboptimal. Durch reinen Tausch könnten beide Marktteilnehmer ihren individuellen Nutzen erhöhen. Eine optimale Allokation ist dann gegeben, wenn der Verhandlungsspielraum auf den Tangentialpunkt beider Indifferenzkurven reduziert ist. In diesem Fall ist die Allokation Pareto-optimal, es gibt keinen Punkt der einen Handelspartner besser stellt, ohne gleichzeitig den anderen Partner zu benachteiligen. Die Abbildung zeigt eine Vielzahl von Tangentialpunkten für mögliche Indifferenzkurven der Handelspartner. Den geometrischen Ort aller Tangentialpunkte bezeichnet man als Kontraktkurve. Bei einer gegebenen Ausgangsverteilung der Güter und einer Indifferenzkurve der Akteure, die durch deren Erstausstattungsplatz verläuft, wird der Verhandlungsspielraum durch die Linse der sich schneidenden Indifferenzkurven beschrieben. Der Teil der Kontraktkurve (blaue Verbindungslinie der Tangentialpunkte), der durch diese Linse verläuft beschreibt den Ort aller Pareto-optimalen Güterverteilungen bei gegebenen Erstausstattungen. Wird der Verhandlungsspielraum nicht exogen determiniert oder durch Nebenbedingungen eingeschränkt, dann wird auf diesem Teil der Kontraktkurve ein Gleichgewicht realisiert.

Die Produktionsseite einer Modellvolkswirtschaft lässt sich in gleicher Weise grafisch darstellen. Länge und Höhe der Box zeigten in diesem Fall die Anfangsbestände zweier Faktoren, üblicherweise Arbeit und Kapital. Die Akteure sind zwei Unternehmen, die

jeweils ein Gut produzieren. Die Isoquanten beschreiben die möglichen Produktionstechniken. Identische Faktorpreise für beide Unternehmen und das Rationalprinzip Kostenminimierung führen zu der Anpassung der Grenzraten der technischen Substitution in beiden Unternehmen. Gibt es für die Unternehmen keine exogenen Restriktionen, dann wird ein Produktionsverfahren gewählt, dessen Faktoreinsatzkombination einen Tangentialpunkt von je zwei Isoquanten beschreibt. In diesem Punkt entspricht bekanntlich die Grenzrate der technischen Substitution dem reziproken Faktorpreisverhältnis. Die Verbindungskurve aller Tangentialpunkte wird als Effizienzkurve bezeichnet.

Zum Schluss werden die Konsum- und Produktionspläne aufeinander abgestimmt. Unter der Annahme der Nichtsättigung der Konsumnachfrage garantiert das erste Wohlfahrtstheorem, dass jedes Walras Gleichgewicht eine Pareto-optimale Allokation impliziert. Es wird dabei keine Aussage getroffen, ob dieses Gleichgewicht von den Akteuren als gerecht empfunden wird. Das zweite fundamentale Theorem der Wohlfahrtsökonomik besagt nun, dass der Markt bei vollständigem Wettbewerb für jede spezifische Einkommensverteilung eine Pareto-optimale Allokation erzielen kann (Schotter 2009:563). Während die Anzahl der Produzenten die Eindeutigkeit des Walras Gleichgewichts nicht beeinflusst, ist das Gleichgewicht bei mehr als zwei Konsumenten nicht mehr eindeutig und es bedarf Zusatzannahmen, die empirisch zu fundieren sind (Hens und Pamini 2008:147ff).

Die Voraussetzungen, welche die Existenz eines Walras Gleichgewichts sichern, sind Gegenstand vielfältiger Kritik, da die Annahmen sehr stark von den realen Marktmechanismen abstrahieren. So wird der individuelle Nutzen im Walras Modell allein von den eigenen Konsumententscheidungen beeinflusst und nicht von den Präferenzen anderer Marktteilnehmer. Externalitäten im Konsum sind daher ausgeschlossen. Da alle Marktteilnehmer sich als Mengenanpasser verhalten, gibt es keinen strategischen Verhandlungsspielraum zwischen einzelnen Akteuren (Alvarez 2010). Die Eigenschaften der aggregierten Überschussnachfrage wurden direkt postuliert, ohne auf die Planungen der Marktteilnehmer direkt Bezug zu nehmen.

Die Rolle des unabhängigen Auktionators, der durch Tâtonnement einen Wettbewerbsprozess simuliert und die Preise solange revidiert, bis auf allen Märkten die Überschussnachfrage gleich Null ist, wird in der neueren Literatur mit Skepsis betrachtet,

da dieser Markträumungsprozess zwar eine elegante mathematische Lösungsvorschrift beschreibt, empirisch jedoch nicht evident ist (Tesfatsion und Judd 2006).

Agenten-basierte Ansätze (*Agent Based Models* ABMs) modellieren Konsumenten und Firmen als autonome interagierende preisbestimmende Subjekte (Janssen und Ostrom 2006). Die theoretisch geschlossene Erklärung, wie einzelne Wirtschaftssubjekte tatsächlich ihre Aktivitäten koordinieren, bleibt allerdings bis heute ein ungelöstes Problem der Forschung. Aus diesem Grund haben mikroökonomisch fundierte gesamtwirtschaftlich konsistente *Top-Down* Modelle mit zentraler Preiskoordination (Walras Auktionator) weiterhin ihre Berechtigung.

Die Kritik einer mangelnden empirischen Fundierung von Top-Down Modellen, sowie der Unfähigkeit dieses Modelltyps, Ungleichgewichte und Anpassungsprozesse abzubilden, wird durch die Weiterentwicklungen der letzten Jahre zu einem großen Teil entkräftet. Neuere Allgemeine Gleichgewichtsmodelle integrieren zusätzliche Informationen aus detaillierten *Bottom-Up* Modellen, um so die Verwendbarkeit eines erweiterten CGE Modells für spezielle Problemstellungen zu verbessern (Böhringer und Rutherford 2008). Zahlreiche Beispiele hierfür gibt es im Umweltbereich, wo detaillierte technische Informationen aus Energie- und Klimamodellen mit *Top-Down* CGE Modellen gekoppelt werden, um z.B. die Effekte verschiedener Politikinstrumente auf den Rückgang von CO<sub>2</sub> Emission zu untersuchen (Goulder 1995, Conrad und Schröder 1994, Carbone, Helm und Rutherford 2009). Modelle, mit deren Hilfe politische Zielkonflikte einer nachhaltigen Entwicklungsstrategie abgeschätzt werden sollen, beinhalten wichtige Schlüsselindikatoren, die ausgewählte ökologische, ökonomische und soziale Effekte einer Aktivität bewerten. Auf diese Weise sollen mögliche Zielkonflikte quantifiziert werden (Böhringer und Löschel 2004). Mittlerweile gibt es zahlreiche numerische Modelle, welche die externen Kosten wirtschaftlicher Aktivitäten identifizieren, die u.a. durch Abwasser, Abfall und Schadstoffemissionen und unregulierte Ressourcennutzung verursacht werden (z.B. Xie und Salzmann 2000 und Copeland und Taylor 2009). CGE Modelle werden verwendet, um den Effekt neuer Institutionen, wie z.B. Auktionen zur Allokation von Emissionsrechten und Standards, zu testen (Edwards und Hutton 2001, Dissou 2005). Aktuelle Arbeiten versuchen die wirtschaftsweiten Auswirkungen von Politikinterventionen zu simulieren, wenn die Nachfrage nach nicht-Marktgütern (z.B. die Nachfrage nach Ökosystemfunktionen wie saubere Luft oder Artenvielfalt) und

konventionellen nach Marktgütern nicht separabel ist (Carbone und Smith 2008 und 2010).

Die Analyse der Zusammenhänge zwischen einer nachhaltigen Fischereipolitik und sozialer Gerechtigkeit spielen für die Gestaltung der Namibischen Politik eine zentrale Rolle. Monitoring Aktivitäten zur Erfassung von Nachhaltigkeitsindikatoren erfordern beträchtliche zusätzliche Investitionen des Staates. Der Zielkonflikt zwischen der Schaffung von Arbeitsplätzen im Fischereisektor für Namibische Staatsbürger und dem Prinzip der effizienten nachhaltigen Befischung der Ozeane, stellt hier nicht nur ein nationales Konfliktpotential zwischen einzelnen gesellschaftlichen Interessengruppen dar, sondern birgt darüber hinaus auch internationale Interessenkonflikte im Bereich internationaler Handelsabkommen und der Erhaltung intakter ozeanischer Ökosysteme. Die Beurteilung eines Fischereiabkommens zwischen Namibia und der Europäischen Gemeinschaft ist eine komplexe Abwägung dieser konkurrierenden Aspekte. Für die Beurteilung eines solchen Fischereiabkommens und zur Nachhaltigkeitsfolgeabschätzung werden numerische Modelle verwendet (vgl. Kapitel 8.5 und Kapitel 9). Das Modellsystem kann je nach Informationsstand weiter disaggregiert bzw. ergänzt werden.

### 6.3 Struktur des Allgemeinen Gleichgewichtsmodells für Namibia

Die Grundstruktur des entwickelten CGE Modells basiert auf dem Standardmodell von IFPRI, das speziell für die Politikanalyse in Entwicklungsländern konzipiert wurde (Löfgren, Harris und Robinson 2001). Das Standardmodell ist flexibel strukturiert, so dass einzelne Module austauschbar sind. Die Nachfragefunktion der Haushalte wird im Namibia CGE durch das flexible *Normalized Quadratic Expenditure System* NQQES ersetzt. Als weitere Option der Modellierung wurde ein bilaterales Handelsmodul entwickelt, das ebenfalls das flexible NQQES verwendet. Eine dritte Option ist die Integration öffentlicher Güter in das Namibia CGE.

#### 6.3.1 Preistransmissionen

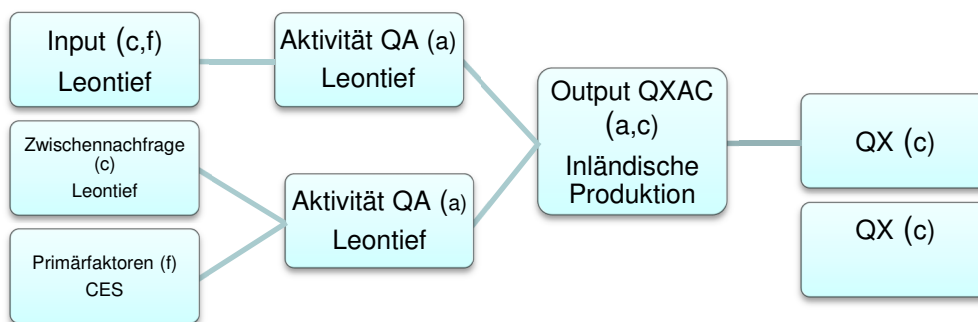
Der Preisblock der Modellgleichungen umfasst die Definitionsgleichungen für die endogen zu berechnenden Preise auf den verschiedenen Modellmärkten. Hier werden die Beziehungen zwischen inländischem und ausländischem Preisniveau und die Preisrelationen auf den verschiedenen Ebenen des Produktionsprozesses definiert. Es gilt die Regel, dass in einer Zeile der SAM alle Einträge mit demselben Preis bewertet werden. Unterschiedliche Produkte, auch Produktqualitäten, werden demnach auf getrennten Konten der SAM verbucht und deren Preise in einer analogen Modellgleichung definiert.

### 6.3.2 Produktionsprozesse und Märkte

Die inländische Produktion  $QA_a$  wird alternativ als Leontief Technologie oder als kombinierte Technologie der Zwischennachfrage (Leontief) und des Primärfaktoreinsatzes (CES) beschrieben. Eine Aktivität  $QA_a$  kann mehrere Produkte  $QXAC_{ac}$  erzeugen (Kuppelprodukte), bzw. ein Produkt  $QX_c$  kann von verschiedenen Produktionsaktivitäten  $QA_a$  hergestellt werden.

Im nachfolgenden Schritt wird das aggregierte im Inland produzierte Angebot gewinnmaximierend vermarktet. Hier wird eine CET Funktion gewählt, die implizit die Annahme enthält, dass der Absatz auf dem Inlandsmarkt und der Export des Produktes nicht vollständig gegeneinander transformierbar sind. Im Inland erhält der Anbieter den Marktpreis abzüglich der Transferkosten vom Produzenten zum Endverbraucher.

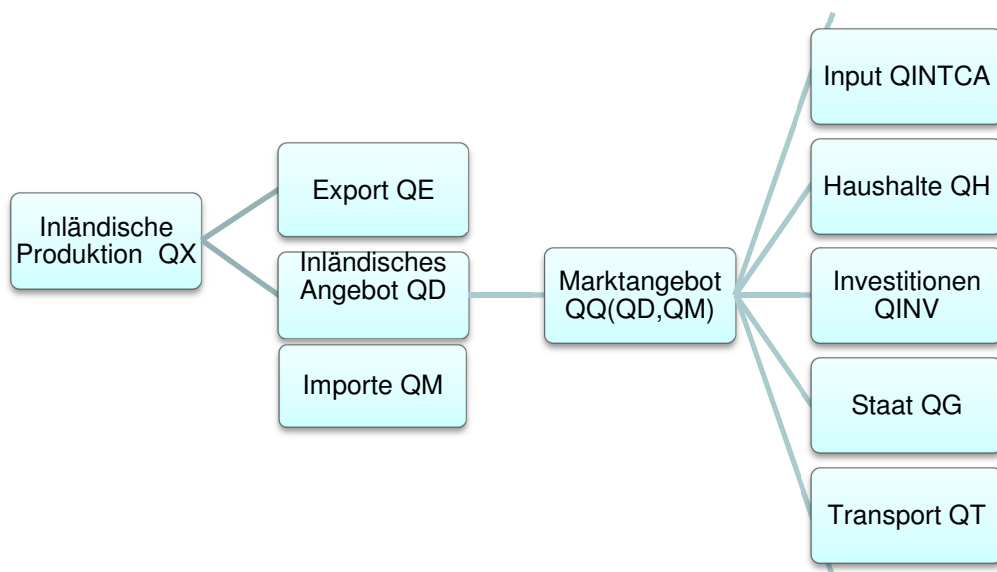
Abbildung 15: Produktionsstruktur im Namibia CGE Modell



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Löfgren et al. 2001

Der Exportmarkt für Produkte aus Namibia ist im Basismodell unendlich elastisch, die Weltmarktpreise sind für Namibia gegeben. Der Preis, den inländische Exporteure erzielen ist in lokaler Währung ausgedrückt; er ist abzüglich möglicher Exportsteuern und Transaktionskosten zur Grenze. Die inländische Nachfrage der produzierenden und institutionellen Sektoren bezieht sich auf ein aggregiertes Produkt  $QQ_c$  aus Importen  $QM_c$  und inländischen Produkten  $QD_c$ , das so genannte Armington Produkt (Armington 1969). Die Kombination von  $QD_c$  und  $QM_c$  erfolgt mittels einer CES Aggregation.

Abbildung 16: Markttransaktionen im Namibia CGE Modell



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Löfgren et al. 2001

Die Importpreise, welche inländische Konsumenten bezahlen enthalten Zölle und Transaktionskosten von der Grenze bis zum Endverbraucher. Die Preise für inländische Erzeugnisse enthalten die Transaktionskosten vom Erzeuger zum Endverbraucher. Es wird angenommen, dass der Konsument das Gut  $QQ_c$  zu minimalen Kosten erwirbt. Importe und inländische Produkte sind nur in Grenzen gegeneinander substituierbar, da die Produktvarianten nicht homogen sind. Die impliziten Annahmen der Armington Aggregation, bzw. Transformation garantieren einen Grad von Stabilität und Unabhängigkeit des inländischen Preissystems von internationalen Märkten und ermöglichen die Modellierung des Handels mit quasi-homogenen Produkten. Im Namibia-Modell werden für ausgewählte Produkte bilaterale Handelsströme modelliert (vgl. Abschnitt 6.3.7). Gibt es mehr als zwei Handelspartner, dann ist eine CES Aggregation bzw. eine CET Transformation nicht mehr flexibel (vgl. Kapitel 7.1). Auf allen Produktmärkten gilt die mengenmäßige Gleichgewichtsbedingung für Angebot und Nachfrage nach Gleichung (6.10).

$$(6.10) \quad QQ_c \geq \sum_a QINTCA_{c,a} + \sum_h QH_{c,h} + QG_c + QINV_c + QT_c + qdst_c \perp PQ_c \geq 0$$

Ist das Marktangebot größer als die Summe aus Zwischennachfrage  $QINTCA$ , Haushaltsnachfrage  $QH$ , Staatsnachfrage  $QG$ , Investitionsnachfrage  $QINV$ , Transportnachfrage  $QT$  und Bestandsveränderungen  $qdst$ , dann ist der komplementäre Marktpreis  $PQ$  gleich Null.

### 6.3.3 Faktormärkte

Im Namibia CGE werden in drei primäre Produktionsfaktoren unterschieden, dazu zählen

- Gelernte Arbeit
- Ungelernte Arbeit
- Kapital

Im Basismodell ist der Faktor Arbeit zunächst vollständig mobil. Nimmt man Vollbeschäftigung an, dann ermittelt das Gleichgewichtsmodell einen gesamtwirtschaftlichen Gleichgewichtslohn für jeden Faktor, bei dem die gesamte Faktornachfrage und das gesamte Faktorangebot exakt übereinstimmen. Alternativ kann die gesamtwirtschaftliche Faktornachfrage variabel sein. In diesem Fall wird die Faktorentlohnung exogen bestimmt. In CGE Modellen für Entwicklungsländer ist es jedoch plausibel, den Sektor-spezifischen Faktoreinsatz konstant zu halten; dies gilt insbesondere für das verfügbare Kapital in ländlichen Regionen (Löfgren et al. 2001). In diesem Fall ist die Sektor-spezifische Entlohnung variabel, und das Modell errechnet die Gleichgewichtslösung für die Variable  $WFDIST_{f,a}$ , d.h. für die Differenz zwischen der Faktorentlohnung im Sektor  $a$  und der gesamtwirtschaftlichen Entlohnung des entsprechenden Faktors  $f$ . Für alle Sektoren mit mobilem Faktoreinsatz ist  $WFDIST_{f,a}$  ein Parameter, der exogen gesetzt wird und die Faktornachfrage  $QF_{f,a}$  im Produktionssektor  $a$  ist eine freie Variable. Die aggregierte Nettowertschöpfung  $NVAD$  der Faktoren berechnet sich nach Formel (6.11).

$$(6.11) \quad NVAD = \sum_{a,f} WF_f \cdot QF_{f,a} \cdot \overline{WFDIST_{f,a}}$$

Der Faktor Kapital beinhaltet die Komponenten *Mixed Income* und *Gross Operating Surplus (GOS)*. *Mixed Income* ist der erwirtschaftete Gewinn der Unternehmen, die im Besitz von privaten Haushalten sind und deren Mitglieder unentgeltliche Arbeit leisten. Als *GOS* bezeichnet man den Überschuss von rechtlichen Unternehmensformen (CEC 1993:7.8ff). Das *Mixed Income* wird auf den Konten der landwirtschaftlichen Produktionsunternehmen verbucht, alle übrigen Aktivitäten verbuchen *GOS*, sodass hier kein Informationsverlust durch Aggregation zu einem einzigen Faktor Kapital entsteht. Für alle Faktoren gilt die Gleichgewichtsbedingung von Faktorangebot und Faktornachfrage laut Formel (6.12).

$$(6.12) \quad \sum_{av} QF_{f,av} \geq qfs0_f \perp WF_f \geq 0$$

Besteht ein Überangebot eines Faktors  $f$  auf dem Faktormarkt, dann ist der komplementäre Faktorpreis  $WF_f$  gleich Null.

#### 6.3.4 Einkommensentstehung und Verwendung der institutionellen Sektoren

Zu den institutionellen Sektoren des Modells gehören die privaten Haushalte, die Unternehmen, der Staat und das Ausland. Bei den inländischen privaten Institutionen unterscheidet das entwickelte Basismodell ländliche und städtische private Haushalte und Unternehmen. Die SAM enthält eine detailliertere Aufteilung der Haushalte. Das Einkommen eines privaten institutionellen Sektors ist die Summe aus dem Faktoreinkommen, den Transfers von anderen privaten inländischen Institutionen, staatlichen Übertragungen und Transfers aus dem Ausland. Übertragungen zwischen privaten inländischen Institutionen (hier ländliche und städtische Haushalte und Unternehmen) werden als konstante Anteile des Gesamteinkommens nach Abzug von indirekten Steuern und Ersparnissen ermittelt. Die indirekten Steuern und die Sparrate der privaten inländischen Institutionen sind Variablen des Modells. Die Referenzwerte beider Variablen können durch Anpassungsfaktoren verändert werden. Staatliche Transferzahlungen und Transferzahlungen aus dem Ausland werden im Modell als exogene Parameter behandelt. Das Faktoreinkommen  $YF_f$  eines speziellen Faktors  $f$  (hier gelernte Arbeit, ungelernete Arbeit und Kapital) wird nach Abzug von Steuern und Transferzahlungen an das Ausland mittels konstanter Anteile des Basisjahres auf die inländischen Institutionen verteilt und definiert das Faktoreinkommen des privaten institutionellen Sektors  $YIF_{ip,f}$  in (6.14)

$$(6.13) \quad YF_f = \sum_a WF_f \cdot wfdist_{f,a} \cdot QF_{f,a} + transffrow_f \cdot EXR$$

$$(6.14) \quad YIF_{ip,f} = sif_{ip,f} \cdot \left( (1 - tf_f) \cdot YF_f - transftrow_f \cdot EXR \right)$$

Die Konsumausgaben  $EXPENDH$  der privaten Haushalte errechnen sich aus dem Einkommen  $YP$  der Haushalte nach Abzug von direkten Steuern, Ersparnissen und Übertragungen an andere nicht-staatliche inländische institutionelle Sektoren.

$$(6.15) \quad YP_{ip} = \sum_f YF_{ip,f} + \sum_{ipp} TR_{ipp,ip} + transifgov_{ip} \cdot CPI + transifrow_{ip} \cdot EXR$$

$$(6.16) \quad EXPENDH_h = YP_h \cdot \left( 1 - \sum_{ip} sii_{ip,h} \right) \cdot (1 - mps_h) \cdot (1 - ti_h)$$



Die Transferzahlungen, die Ersparnisse und die indirekten Steuern sind laut Gleichung (6.16) proportional abhängig vom Einkommen  $YP$  der Haushalte. In Gleichgewichtsmodellen, die für Entwicklungsländer konstruiert werden, deren Bevölkerung einen signifikanten Anteil des privaten Konsums aus Subsistenzproduktion bezieht, wird üblicherweise die Nachfragefunktion für Marktprodukte, die zu Marktpreisen erworben werden und die Nachfragefunktion für selbst erstellte Produkte spezifiziert. Für die selbst erzeugten Nahrungsmittel gelten aktivitätsspezifische Produzentenpreise. Es wird angenommen, dass die Haushalte ihren Nutzen maximieren unter Einhaltung der Budgetrestriktion. Im Modell sind verschiedene Nutzenfunktionen spezifiziert, dementsprechend können sowohl für verschiedene Haushaltstypen, als auch für vermarktete Produkte und selbst erzeugte Produkte unterschiedliche Nachfragefunktionen abgeleitet werden. Die Nachfragefunktionen des Standardmodells von IFPRI werden durch ein lineares Ausgabensystem (LES) repräsentiert und basieren auf einer Stone-Geary Nutzen Funktion. Die Haushalte verwenden fixe Budgetanteile für selbst produzierte Produkte und Marktprodukte. Ausgaben, die getätigt werden, nachdem der Grundbedarf aus beiden Produktgruppen gedeckt wurde, sind linear abhängig vom verbleibenden Einkommen des Haushalts und berechnen sich aus den spezifizierten marginalen Einkommensanteilen für selbst produzierte Produkte und Marktprodukte (vgl. Löfgren et al. 2002). Im Namibia CGE wird die Haushaltsnachfrage  $QH$  in (6.17) standardmäßig von der  $NQQES$  Ausgabenfunktion abgeleitet.

$$(6.17) \quad QH = \frac{h'}{g} \cdot (YP - f)^2 + \frac{g'}{g} (YP - f) + f'$$

Die  $NQQES$  Ausgabenfunktion erzeugt Nachfragefunktionen, die quadratisch im Einkommen sind (vgl. Kapitel 7.2).

Die Nachfrage nach Investitionsgütern gleicht der Investitionsgüternachfrage im Basisjahr und wird mit einem Anpassungsfaktor multipliziert, der die veränderten Kosten beinhalten kann. Analog wird die Nachfrage des Staates erklärt, die als Nachfrage im Basisjahr multipliziert mit einem Anpassungsfaktor, der an den  $CPI$  Index für Lebenshaltungskosten gekoppelt werden kann.

Die Staatsausgaben errechnen sich als Summe der Konsumgüteraussgaben und der Transferzahlungen an inländische private Institutionen und das Ausland. Die Einnahmen des Staates resultieren aus den direkten Steuern der privaten Institutionen, den Steuern auf Produktionsfaktoren und Produktionsaktivitäten, den Mehrwertsteuern, Transferzahlungen

des Auslands, Zolleinnahmen, Exportsteuern und sonstige Einnahmen aus Importaktivitäten.

### 6.3.5 Makroökonomische Bilanzierung

Auf der makroökonomischen Ebene bestimmt das Modell die Bilanz der Einnahmen und Ausgaben des Staates, die Bilanz von Investitionen und Ersparnissen und die Zahlungsbilanz. Der Modellierer hat verschiedene Optionen die drei makroökonomischen Gleichgewichte zu determinieren (Löfgren et al. 2001:16ff).

Bei der Bilanzierung des Staatshaushaltes werden in der Regel die direkten Steuern der institutionellen Sektoren als konstante Parameter gewählt und die staatlichen Ersparnisse errechnen sich residual als Differenz zwischen laufenden Einnahmen und Ausgaben des Staates. Alternativ kann die Sparrate des Staates fixiert werden; die direkten Steuern sind in diesem Fall variabel und gewährleisten so die Übereinstimmung von Staatseinnahmen und Ausgaben. Die direkten Steuern können für alle Institutionen oder selektiv für bestimmte Institutionen variabel sein. Eine weitere Alternative der Bilanzierung des Staatskontos besteht darin, die Konsumausgaben des Staates zu fixieren und die Ersparnisse sowie die Steuersätze als Variablen zu spezifizieren. Im Namibia Modell sind die Ersparnisse *SAVG* des Staates variabel und werden in (6.18) residual determiniert.

$$(6.18) \quad YG = EXPENDG + SAVG$$

Das Gleichgewicht der Zahlungsbilanz wird in der Regel durch die Anpassung des realen Wechselkurses erreicht. Die Übertragungs-, Kapitalverkehrs- und Devisenbilanz ist in einem CGE Modell normalerweise konstant. Wenn die Auslandsersparnisse ebenfalls konstant sind, wird der Saldo der Waren- und Dienstleistungsbilanz, d.h. der Außenbeitrag durch die Anpassung des Wechselkurses erreicht. Alternativ kann der Wechselkurs fixiert werden, das Gleichgewicht der Handelsbilanz wird in diesem Fall durch die Variabilität der Auslandsersparnisse erreicht. Ein Anstieg des Wechselkurses, d.h. eine reale Abwertung bedeutet, dass die Preise der handelbaren Güter im Vergleich zu den Preisen inländischer Produkte steigen, demnach sollte eine reale Abwertung zu sinkenden Importen und steigenden Exporten führen (Devarajan 1997). Im Namibia CGE wird standardmäßig der Wechselkurs fixiert, die Nettoersparnisse des Auslands sind variabel und werden residual bestimmt.

Die Bilanz der Ersparnisse und Investitionen wird entweder durch die Anpassung der Investitionen bei fixen Ersparnissen, oder durch die Anpassung der Ersparnisse bei fixen

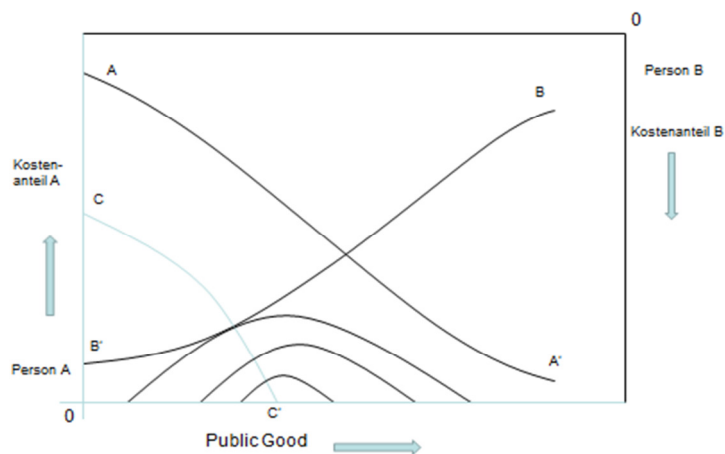
Investitionen erreicht. Die Anpassung der Ersparnisse kann selektiv für ausgewählte Institutionen erfolgen. Variable Investitionen können zu ungewünschten Wohlfahrtseffekten führen (Löfgren et al. 2001). Ein komparativ-statisches Modell ermittelt z.B. in der betrachteten Periode positive Wohlfahrtseffekte bedingt durch sinkende Investitionen und steigenden Konsum. In einem dynamischen Kontext bewirken sinkende Investitionen dagegen den Abbau des Kapitalstock und haben demnach negative Rückwirkungen auf die Wohlfahrtsentwicklung in den Folgejahren. Ähnliche Überlegungen gelten auch für die übrigen Makrobilanzen, sodass es empfehlenswert ist, Simulationen mit alternativen *Closure Rules* durchzuführen, um die hieraus resultierenden Effekte abzuschätzen.

### 6.3.6 Öffentliche Güter und Common Pool Ressourcen

Die Nutzenfunktion der Haushalte im Namibia CGE ist auf der obersten Nutzenebene eine Funktion des Konsumbündels aus produzierten Gütern und des Nutzens aus konsumtiven und indirekten Leistungen des Naturkapitals *Wildnis*. Die Wildnis in Namibia ist gekennzeichnet durch diverse direkte naturale Einkommensquellen (Fisch, Feuerholz, Wild, Heilpflanzen, Früchte) und indirekte Einkommen (hier durch naturbasierten Tourismus). Die indirekten Einkommen werden hier als Investition auf dem Kapitalkonto der SAM verbucht. Die direkten Naturgüter sind auf der Ausgabenseite der Haushaltkonten als Konsum des Gutes *CPUBG* verbucht. Das Gut entsteht als Leistung der Natur Aktivität *APUBG*. Der Wert des Gutes wird dem Konto Ressourcenrente (*RENT*) gutgeschrieben. Die Ressourcenrente wird auf der Verwendungsseite unentgeltlich an die Haushalte transferiert (vgl. Anhang 2).

Die existierende Nutzungskonkurrenz zwischen dem öffentlichen Gut *Wildnis*, welches der Gesellschaft als ganzer Nutzen stiftet (indirekten Nutzen und als Existenzwert per se), und dem Allmende Gut, welches den Haushalten direkten Nutzen stiftet und subtraktiv ist (vgl. Pottete, Jansen und Ostrom 2010:43), wird im Modell gegenwärtig noch nicht dargestellt. Die weitere Verschachtelung der Nutzenfunktion soll in Anlehnung an die Arbeiten von Carbone und Smith (2010) und Copeland und Taylor (2009) vorgenommen werden, um so die nicht-Separabilität von privaten und öffentlichen Gütern abbilden zu können (vgl. hierzu speziell Carbone und Smith 2010). Das hier vorgestellte Modell identifiziert die Wertschätzung der Haushalte als Lindahl Gleichgewicht bei fixer Menge des nicht puren öffentlichen Gutes, ohne dabei die real existierende Nutzungskonkurrenz zu berücksichtigen

Abbildung 17: Lindahl Gleichgewicht für zwei Agenten und zwei Güter



Quelle: Eigene Abbildung in Anlehnung an Schotter 2009:643

. Die Wertschätzung addiert sich aus der Summe der anteilmäßigen Nutzung direkter und indirekter Leistungen der beiden Haushaltsgruppen zum Preis des öffentlichen Gutes<sup>7</sup>. Die in Abbildung 17 dargestellte Problematik des strategischen Verhaltens der Akteure ist in diesem CGE nicht abgebildet.

Die Problematik der Lindahl Gleichgewichte und mögliche Lösungsstrategien werden in der Literatur intensiv diskutiert (vgl. z.B. Schotter 2009, Buchholz, Cornes und Peters 2006, Healy 2010). Die Problematik sei hier nur kurz angesprochen. Wenn Agent A eine falsche Präferenz für das öffentliche Gut bekundet, dann würde sich das Lindahl Gleichgewicht vom Schnittpunkt der Kurven AA' BB' nach CC' BB' verschieben. Der Kostenanteil von Person B würde steigen. Im unteren Teil zeigt die Grafik das System von Indifferenzkurven für die Person A. Innere Indifferenzkurve werden von Person A vorgezogen, da bei gleicher Verfügbarkeit des öffentlichen Gutes, ein geringerer Beitrag auf Person A entfiel.

Abbildung 18 zeigt die Simulationsergebnisse des Namibia- CGE Modells nach der Integration von Naturkapital in das System der wirtschaftlichen Transaktionsmatrix (vgl. Anhang 2). Insgesamt wird für die direkte Nutzung von Wild, Fisch und Pflanzen ein Wert von 2008 Mio. N\$ geschätzt. Hinzu kommen Einkommen in Höhe von 1008 Mio. N\$, die als indirekter Nutzen aus naturbasiertem Tourismus resultieren (Turpie et al. 2010). Die Schätzwerte addieren sich zu einer Ressourcenrente der Haushalte in Höhe von 3008 Mio. N\$. Die Berechnungen des CGE Modells zeigen, dass sich die Einkommen der Haushalte im Vergleich zur Referenz SAM von 25436 Mio. N\$ auf 29281 Mio. N\$ um etwa 15%

<sup>7</sup> Vgl. hierzu Rutherford :<http://www.gams.com/solvers/mpsge/public.htm>

erhöht haben. Für die ländlichen Haushalte steigt das Einkommen sogar auf knapp 20%. Da der Schwerpunkt der Arbeit auf der Implementierung der Naturressourcen in das Kontenschema der SAM lag, sind die wirtschaftsweiten Effekte der CGE Ergebnisse hier unter Vorbehalt zu interpretieren, weil die funktionale Beziehung zwischen dem System Natur und dem Wirtschaftssystem noch abschließend fertiggestellt wurde. Insgesamt errechnet sich jedoch eine direkte Ressourcenrente von 4637 Mio. N\$, das sind etwa 7% des berechneten Produktionswerts des formalen Wirtschaftssystems. Die Ressourcenrente der kommerziellen Fischerei beträgt knapp 829 Mio. N\$. Dieser Wert entspricht etwa 32% des von Lange et al. Ausgewiesenen Produktionswertes der primären Fischerei für das Jahr 2004 von 2557 Mio. N\$. Die hohen Ressourcenrenten bestätigen die Aussagen der Literatur und sprechen für die Integration von Naturkapital in das Kontenschema des SNA (vgl. Leiman und Harris 2009).

**Abbildung 18: Makro SAM für Namibia 2004 mit Ressourcen Renten für Fisch und das Naturkapital Wildnis**

MACSAM	commodities	naturegoods	activities	nature	margins	factors	rents	households	enterprises	government	capital	row	
commodities			31980		6263			22923		10143	8834	17262	97405
naturegoods								2008			1800		3808
activities	66502												66502
nature		3808											3808
margins	6263												6263
factors			33448									1483	34931
rents			829	3808									4637
households						16155	3808	281	7544	1494			29281
enterprises						17832	829			1275			19936
government	3616			245				3228	2538			4371	13998
capital								842	9854	898			11594
row	21023					944				189	960		23116
	97405	3808	66502	3808	6263	34931	4637	29281	19936	13998	11594	23116	315280

**Quelle: Eigene Berechnung Namibia CGE**

Die hier vorgenommenen Berechnungen zur Quantifizierung der Ressourcenrenten für den marinen Fischfang und die Berücksichtigung von Konten für direkte Ökosystemleistungen sind ein Schritt in Richtung der Implementierung einer Umwelt SAM für Namibia (vgl. für Details der Fischereidaten Kapitel 8).

### 6.3.7 Bilateral Handel

Im Namibia CGE werden bilaterale Importe durch das nicht-homothetische NQQES System beschrieben (vgl. Kapitel 7.2). Im Vergleich zum Armington Ansatz sind die importierten Mengen hier nicht allein abhängig von den relativen Preisen der Produktvarianten, sondern sind zusätzlich eine Funktion der Gesamtausgaben für die Produktgruppe. Durch Regulierungen, wie z.B. phyto-sanitäre Auflagen und Standards, können die Importkosten für einzelne Produktvarianten oder auch insgesamt steigen, ohne dass der Nutzen der Konsumenten notwendigerweise sinken muss. Ein Grund hierfür ist

die höhere Qualität von Produkten oder das geringere gesundheitliche Risiko (Jaffe und Henson 2004). Bilaterale Handelsströme variieren aufgrund veränderter relativer Preise, aber auch infolge gestiegener Einkommen und damit einhergehender Verschiebungen von Präferenzen. Wenn heterogene Güter sich durch Qualitätsattribute unterscheiden, dann kann sich die Präferenz zugunsten hochwertigerer Produktvarianten verschieben. Das NQQES Nachfragesystem erlaubt die Spezifikation von unterschiedlichen Ausgabenelastizitäten für Importvarianten aus verschiedenen Herkunftsländern. Hohe Ausgabenelastizitäten korrespondieren mit hochwertigen Varianten, d.h. ein Preisanstieg kann zum Teil durch eine höhere Zahlungsbereitschaft für spezifische Produktattribute kompensiert werden (Ganslandt und Markusen 2000). Standards können nicht nur die Zusammensetzung der bilateralen Importe verändern, sondern auch die Substituierbarkeit bzw. die Komplementarität zwischen einheimischen und importierten Produkten. Oft werden spezifische Attribute einer importierten Vorleistung für ein inländisches Endprodukt verlangt. Die Einhaltung von Umweltstandards von importierten Vorleistungen des naturbasierten Tourismussegments können hier als Beispiel genannt werden. Ganslandt und Markusen diskutieren verschiedene Methoden, um den Effekt auf die Wohlfahrt der betroffenen Akteure in einem CGE Modell zu erfassen (vgl. Ganslandt und Markusen 2000).

Der Armington Ansatz, der in Handelsmodellen bevorzugt angewendet wird, impliziert sehr restriktive Annahmen in Bezug auf die Substituierbarkeit von Importen (Schiff und Winters 2003, Hillberry 2001, McDaniel und Balistreri 2002, Panagariya und Duttagupta 2001). Winter und Frohberg illustrieren die Restriktivität des Armington Modells und diskutieren den Vorteil flexibler Funktionen zur Abbildung bilateraler Handelsströme (Winter und Frohberg 2005). Im Folgenden soll die empirische Relevanz von Funktionen, die flexibel 2. Ordnung sind, kurz erläutert werden. Die CES Funktion erfüllt diese Bedingung nicht.

Geht man von einer Substitutionselastizität für die importierten Varianten aus, die den Wert zwei annimmt, dann zeigt Tabelle 5 das System theoretischer Preiselastizitäten einer CES Importnachfrage-Funktion bei den gegebenen Preis und Mengendaten der Referenzsituation für das Güterbündel sonstiger industrieller Produkte.

**Tabelle 5: Preiselastizitäten der CES bilateralen Importnachfrage bei einer Substitutionselastizität von 2**

	SAFR	EU	ASIA	RW	Ausgabenanteil
SAFR	-1,32	0,16	0,07	0,10	67,80%
EU	0,68	-1,84	0,07	0,10	15,80%
ASIA	0,68	0,16	-1,93	0,10	6,80%
RW	0,68	0,16	0,07	-1,90	9,60%

Quelle: Eigene Berechnungen

Die CES Spezifikation impliziert für alle Kreuzpreiselastizitäten eine identische Reaktion auf die Preisänderung eines Handelspartners. Angenommen, der Preis für die Variante aus Südafrika (SAFR) steigt um 1%, dann sinkt die Nachfrage nach Produkten aus Südafrika um 1,32%, und die Nachfrage nach den Produkten aus der EU, aus Asien und aus dem Rest der Welt (RW) steigt jeweils um 0,678%. Dies ist eine sehr unrealistische oft unreflektierte Annahme des Armington Modells. Durch entsprechende Parametrisierung kann das flexible NQQES System exakt dieselben Preiselastizitäten wiedergeben, die der CES Spezifikation entsprechen. Die NQQES besitzt jedoch Eigenschaften, auf Grund derer die oben diskutierten Themen modelliert werden können, was mit dem Armington Ansatz nicht möglich ist.

**Tabelle 6: Preis- und Ausgabenelastizitäten der NQQES bilateralen Importnachfrage**

	SAFR <sup>(Preiselast.)</sup>	EU <sup>(Preiselast.)</sup>	ASIA <sup>(Preiselast.)</sup>	RW <sup>(Preiselast.)</sup>	Ausgabenelastizitäten
SAFR	-1,114	0,164	0,000	0,000	0,95
EU	0,164	-1,912	0,000	0,000	1,75
ASIA	0,500	0,243	-1,000	0,046	0,21
RW	0,178	0,168	0,000	-1,032	0,69

Quelle: Eigene Berechnungen. Die ersten 4 Spalten der Tabelle kennzeichnen die Preiselastizitäten.

Die Matrix der Elastizitäten in Tabelle 6 weist unter den Importgütern auf ein hochwertiges Produkt hin, das aus der EU importiert wird. Die Ausgabenelastizität für die EU Variante ist 1,75. Preissenkungen für Produkte aus Asien und aus dem Rest der Welt zeigen keine Verringerung der Nachfrage nach Importen aus der EU, da diese Varianten kein Substitut für EU Importe darstellen. Wie von Ganslandt und Markusen erörtert, können erlassene Produktstandards sowohl die Substituierbarkeit, als auch die Komplementarität zwischen Produkten verändern. Während eine erhöhte Substituierbarkeit generell den Wettbewerb der Anbieter fördert, erlaubt eine erhöhte

Komplementarität die vertikale Integration. Solche Effekte können mit dem NQQES Nachfragesystem modelliert werden.

Tabelle 7 illustriert den Effekt einer komplementären Beziehung zwischen Importen aus Südafrika und der EU. Die neuen Elastizitäten wurden kalibriert, indem eine zusätzliche Nebenbedingung für die Kreuzpreiselastizitäten beider Produkte formuliert wurde. Die Eigenpreiselastizitäten der komplementären Produkte sinken signifikant, während die Ausgabenelastizitäten relativ konstant bleiben, d.h. für EU Produkte steigt die Zahlungsbereitschaft um gut 6%. Die Zahlungsbereitschaft für Produkte aus Asien und dem Rest der Welt nimmt ab. Solange die Gesamtausgaben für das aggregierte Importprodukt konstant bleiben, d.h. solange sich die Zahlungsbereitschaft für heimische Produktvarianten nicht ändert, sind die Wohlfahrtseffekt auf dem Inlandsmarkt konstant.

Das oben diskutierte Beispiel einer steigenden Komplementarität zwischen einem Exportprodukt und einer importierten Vorleistung, die bestimmte Qualitätsattribute besitzen muss, würde dann eine neue Spezifikation der Parameter auf der ersten Stufe erfordern. CGE Simulationen sind so komplex, dass die Kausalketten der Ergebnisse kaum interpretierbar sind. Die Unterschiede der Preiselastizitäten in Tabelle 6 und Tabelle 7 sind allein das Resultat einer Nebenbedingung auf eine einzige Kreuzpreiselastizität.

**Tabelle 7: Preis- und Ausgabenelastizitäten der NQQES bilateralen Importnachfrage mit komplementärer Relation der Importvarianten aus Südafrika und der EU**

	SAFR <sup>(Preiselast.)</sup>	EU <sup>(Preiselast.)</sup>	ASIA <sup>(Preiselast.)</sup>	RW <sup>(Preiselast.)</sup>	Ausgabenelastizitäten
SAFR	-0,742	-0,200	0,000	0,000	0,94
EU	-1,479	-0,531	0,095	0,058	1,86
ASIA	0,500	0,481	-1,220	0,035	0,20
RW	0,256	0,300	0,000	-1,120	0,56

**Quelle: Eigene Berechnungen. Die ersten 4 Spalten kennzeichnen die Preiselastizitäten.**

Ein zusätzliches Problem bei der Wahl nicht-homothetischer Funktionen ist die Aggregation des Preisindex aus den bilateralen Importpreisen. Dieses Problem bezieht sich generell auf flexible wie auf nicht flexible Funktionen. Der aggregierte Preis ist nicht beobachtbar, und bei nicht-homothetischen Funktionen ist der Preisindex darüber hinaus abhängig von dem Nutzenniveau der Referenzperiode. In Abschnitt 6.4.2 wird das Aggregationsproblem theoretisch erörtert. An dieser Stelle soll die Berechnung einer Reihe von Indizes für die Importnachfrage gezeigt werden, wenn der Importpreis für das



Produkt aus der EU um 5%, 10%, 15%, 20% bzw. 50% erhöht wird. Tabelle 8 listet die berechneten Indizes für die fünf Preis Szenarien auf. Wie theoretisch erwartet, bildet der axiomatische Paasche Preisindex die untere Schranke und der axiomatische Laspeyres Preisindex die obere Schranke der Preisveränderungen. Die nächsten inneren Begrenzungen bilden der Paasche-Konüs und der Laspeyres-Konüs True-Cost of Living Index (Diewert 2011). Als weiterer Index wurde der NQQES True Cost of Living Index (NQQES Cost Index) am Referenznutzenpunkt  $U^*$  berechnet.  $U^*$  ist das geometrische Mittel des Nutzens am Referenzpunkt  $U^0$  und des aktuellen Nutzenniveaus  $U^1$ . Der geometrische Mittelwert aus dem Paasche-Konüs und dem Laspeyres-Konüs True Cost of Living Index approximiert den NQQES Kostenindex exakt bis zur 6. Stelle hinter dem Komma in den Szenarien 1-4. Auch der Törnqvist Index ist eine recht gute Approximation an den NQQES Kostenindex. Die Ergebnisse rechtfertigen sowohl die Verwendung des geometrischen Mittelwerts aus Paasche-Konüs und Laspeyres-Konüs Index, als auch die Verwendung des Törnqvist Index. Zusätzlich bestätigen die Ergebnisse die Annahme der ökonomischen Indextheorie, der axiomatische Paasche Preisindex begrenzt hier den ökonomischen Index der NQQES Funktion von unten und der Laspeyres Index begrenzt den NQQES Kostenindex von oben (vgl. Diewert 2011).

**Tabelle 8 Preis Indizes für den aggregierten Importpreis für industrielle Verarbeitungsprodukte**

PAASCHE	PAASCHE-KONÜS	NQQES Cost Index	L-Konüs-P-KONÜS	TÖRNQVIST	FISHER	LASPEYRES-KONÜS	LASPEYRES	UTILITY	Preisanstieg
1,007759	1,007803	1,007829	1,007829	1,007829	1,007830	1,007855	1,007900	0,992258	EU+0,5%
1,015263	1,015422	1,015525	1,015525	1,015529	1,015531	1,015627	1,015800	0,984812	EU+10%
1,022543	1,022875	1,023100	1,023100	1,023116	1,023121	1,023326	1,023700	0,977637	EU+15%
1,029628	1,030173	1,030566	1,030566	1,030602	1,030614	1,030959	1,031600	0,970710	EU+20%
1,069131	1,071319	1,073529	1,073533	1,073966	1,074054	1,075751	1,079000	0,933429	EU+50%

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Die Diskussion über die Effekte, welche in Abhängigkeit von der Wahl der Funktionsform modelliert werden können, demonstriert gleichzeitig die Schwierigkeit bei der Interpretation von Modellergebnissen. Die kalibrierten Elastizitäten sind in jedem Fall abhängig von den Startwerten, die der Modellierer setzt. Im Fall der CES Funktion bestimmt der Substitutionsparameter das komplette System von Eigen- und Kreuzpreiselastizitäten. Wählt der Modellierer eine flexible Funktion, so erlaubt diese zwar die Modellierung empirisch evidenter Ereignisse, gleichzeitig hat der Modellierer aber die Möglichkeit, einzelne Parameter zu manipulieren. Das bedeutet, dass der Modellierer detaillierte Kenntnisse über die qualitative und quantitative Beziehung einzelner Komponenten eines Nachfrage, bzw. Angebotssystems haben muss. Die

theoretische Konsistenz der kalibrierten Parameter ist keineswegs gleichbedeutend mit der empirischen Evidenz eines spezifizierten Nachfragesystems.

## 6.4 Die Auswahl der Funktionsform für das Nachfragesystem

### 6.4.1 Die aktuelle Diskussion von Nachfragesystemen

In den letzten Jahren hat es beachtliche Fortschritte im Hinblick auf die Modellierung der Konsumentennachfrage gegeben. Barnett und Serletis sowie Slottje geben einen Überblick über jüngste Entwicklungen bei der Abbildung von Konsumentenpräferenzen und der Modellierung vollständiger Nachfragesysteme (Barnett und Serletis 2008a, 2008b, Slottje 2009). Barnett und Serletis klassifizieren ausgewählte Nachfragesysteme und unterscheiden dabei parametrische Ansätze, semi-nichtparametrische Ansätze und vollständig nichtparametrische Ansätze.

Parametrische Ansätze basieren auf der neoklassischen Nachfragetheorie. Die verwendeten Funktionsformen müssen die theoretischen Regularitätsbedingungen erfüllen, die als fundamentale Verhaltensannahmen für rational nutzenmaximierende Individuen gelten (McLaren und Wong 2007). Man spricht aus diesem Grund auch von rationalen Nachfragesystemen (LaFrance und Pope 2006).

Semi-nichtparametrische Ansätze basieren auf einer Fourier Reihenentwicklung (Gallant 1981) oder einer Müntz-Szatz Reihenentwicklung. Aus der Müntz-Szatz Reihenentwicklung abgeleitete Nachfragesysteme sind unter dem Namen *Asymptotically Ideal Model AIM* bekannt (Barnett und Serletis 2008a).

Vollständig nichtparametrische Ansätze der Nachfrageanalyse benötigen keine Spezifikation der Nachfragefunktion. Das so genannte *Revealed Preference* Konzept (Varian 2006) leitet die Präferenzen der Konsumenten aus den beobachteten Preis- und Mengendaten her.

In der folgenden Diskussion werden die parametrischen Ansätze in Bezug auf ihre empirische Relevanz reflektiert. Bei der Spezifizierung von Politikanalysenmodellen treffen Modellierer zunehmend auf die Grenzen der Abbildungsgüte bekannter global regulärer Funktionen, wie z.B. *Cobb-Douglas* und *CES*, deren inhärente Annahmen nicht mit dem empirisch beobachteten Verhalten in Einklang stehen (Banks, Blundell und Lewbel 1997). Dies gilt in besonderem Maße für die Entwicklung der Ausgabenanteile bei steigendem

Einkommen und die Annahmen über die Homogenität der abgebildeten Produkte (Winter und Froberg 2005).

Flexible Funktionen erlauben zwar eine realitätsnähere Abbildung des Entscheidungsverhaltens der ökonomischen Akteure, diese mathematisch komplizierteren Funktionstypen verletzen dagegen aber sehr oft die von der Theorie hergeleiteten Regularitätsbedingungen, die durch das Paradigma der rationalen Entscheidung der Konsumenten begründet sind, gemäß denen ein Konsument unter Einhaltung seiner Budgetrestriktion seinen individuellen Nutzen maximiert. Laut Cooper und McLaren befindet sich die empirische Nachfrageanalyse in einem fortdauernden Zielkonflikt zwischen Regularität und Flexibilität (Cooper und McLaren 2006). Bei Vorliegen von nicht-homothetischen Präferenzen besteht darüber hinaus das Problem der exakten Aggregation von individuellen Präferenzen in räumlicher und zeitlicher Hinsicht. Flexible Funktionen lösen nicht notwendigerweise diese Aggregationsprobleme bei Vorliegen von nicht-homothetischen Präferenzen.

In empirisch spezifizierten Nachfragesystemen sind die Regularitätsbedingungen in der Regel nur lokal erfüllt. Für empirische Analysten ist es attraktiv, wenn die gewählte Funktion die Regularitätsbedingungen im Bereich der erhobenen Stichprobe und in dem unbegrenzten Raum in Richtung wachsender Realeinkommen erfüllt. Das Konzept *Effectively Globally Regular Demand Systems EGR* wurde von Cooper und McLaren entwickelt. EGR Nachfragesysteme sind ein Kompromiss zwischen der Verwendung global regulärer unflexibler Funktionen und lokal regulärer flexibler Funktionen (Copper und McLaren 1996, 2006). Aus Sicht empirischer Schätzung und Politikanalyse ist effektive globale Regularität nicht von der theoretisch geforderten globalen Regularität zu unterscheiden (McLaren und Wong 2007:12). In EGR Nachfragesystemen existiert ein Preisindex  $PI(p)$ , so dass die Regularitätsbedingungen für alle Kombinationen von Ausgaben ( $y$ ) und Preisen ( $p$ ) erfüllt sind, für welche die Bedingung  $y \geq PI(p)$  gilt (McLaren und Wong 2007:2). Die Region, in der Funktion vom Typ *EGR* regulär sind, ist ein unbegrenzter Raum und wird durch den Preisindex  $PI(p)$  und die Ausgaben  $y$  aufgespannt. Er enthält alle Messpunkte und alle Punkte einer Simulation, die mit einem höheren Realeinkommen korrespondieren (Cooper und McLaren 2006). Zu dieser Gruppe von Nachfragesystemen gehören Stone's *Linear Expenditure System LES*, Lewbel's *Fractional Demand Systems* (Lewbel 1987) *FDS* und Cooper und McLaren's (1996) *General Exponential Form GEF*. Jüngere Veröffentlichungen beschreiben Modifikationen

der ursprünglichen *EGR* Nachfragesysteme, mit dem Ziel, deren lokale Flexibilität zu erhöhen (Cooper und McLaren 2006, McLaren und Wong 2007 und 2008).

Nachfragesysteme lassen sich auch über deren Rang klassifizieren. Der Rang einer beliebigen  $n$  mal  $n$  Matrix  $M$  kennzeichnet die maximale Anzahl linear unabhängiger Spalten der Matrix  $M$ . Folglich ist eine  $n$  mal  $n$  Matrix vom Rang  $n$  nicht singulär (Chiang 1984 S.92). Eine nicht singuläre Matrix wird auch als Matrix mit vollständigem Rang (*full rank matrix*) bezeichnet (Lewbel 1990). Haben Nachfragesysteme den vollständigen Rang, dann sind sie *parsimonious*, d.h. sie verfügen bei minimaler Anzahl von Parametern über den höchsten Grad an Flexibilität bei der Beschreibung der Reaktion der Konsumgüternachfrage auf Einkommensänderungen (LaFrance und Pope 2009).

Die grundlegenden Arbeiten von Gorman und Lewbel über die Beziehung zwischen dem Rang eines Nachfragesystems, dessen Aggregierbarkeit und Ausgabenflexibilität brachten entscheidende Fortschritte in der empirischen Nachfrageanalyse. Aufbauend auf den Arbeiten von Deaton und Muellbauer und Gorman (Deaton und Muellbauer 1980, Gorman 1981) hat Lewbel in verschiedenen Veröffentlichungen die Beziehung zwischen dem Rang eines Nachfragesystems und der Form seiner Engelkurven analysiert. „*The rank of a demand system can be defined as the dimension of the space spanned by its Engel curves*“ (Lewbel 2003:127).

LaFrance und Pope haben aufbauend auf den Arbeiten von Gorman und Lewbel eine generelle indirekte Nutzenfunktion identifiziert, die alle Gorman und Lewbel Nachfragesysteme mit vollständigem Rang repräsentiert (LaFrance und Pope 2009). Sie bezeichnen diese Gruppe von Nachfragesystemen als *General Quadratic Expenditure System GQES*.

In äquivalenter Weise wird der Rang  $k$  eines Nachfragesystems durch die maximale Anzahl seiner linear unabhängigen Preisindizes definiert (Lewbel 2003). Gorman konnte zeigen, dass die geforderte Integrierbarkeit des Nachfragesystems dessen möglichen Rang auf substantielle Weise einschränkt. Rationale, exakt aggregierbare nominale Nachfragesysteme mit vollständigem Rang, können demnach maximal den Rang drei besitzen (Gorman 1981, Lewbel 1990, LaFrance und Pope 2006). Die Klasse der Gorman Nachfragesysteme hat die generelle Form laut (6.19).

$$(6.19) \quad q_i(p, y) = \sum_{k=1}^K a_{ik}(p) \cdot h_k(y) \quad i=1, \dots, n \quad \text{und} \quad k=1, \dots, K$$

mit  $a_{ik} : \mathbb{R}_{++}^n \rightarrow \mathbb{R}, h_k : \mathbb{R}_{++}^n \rightarrow \mathbb{R}, \forall i=1, \dots, n, \forall k=1, \dots, K.$

Der Vektor  $q(p, y)$  repräsentiert die  $n$  Konsumgüter,  $p$  ist der entsprechende Preisvektor und  $y$  steht für die gesamten Konsumausgaben, die in der Regel mit dem Einkommen gleichgesetzt werden.  $A(p)=[a_{ik}(p)]$  definiert die  $n$  mal  $K$  Matrix der Preisfunktionen. Laut Gorman ist der Rang von (6.19) gleich der Anzahl der Spalten von  $A(p)$ , mit  $n \geq K$  (Gorman 1981).

LaFrance und Pope beschreiben die Implikationen der geforderten theoretischen Bedingungen hinsichtlich möglicher Formen und der Beziehung zwischen Teilfunktionen theoretisch konsistenter Nachfragesysteme im Detail (LaFrance und Pope 2009). Sie zeigen, dass alle Gorman Systeme mit vollständigem Rang als System polynominaler partieller Differentialgleichungen darstellbar sind. Aufgrund der Slutsky Symmetriebedingung kann die Einkommens- bzw. Konsumausgabenfunktion  $f(y)$  höchstens quadratisch sein. Die geforderte Homogenität vom Grade Null in den Preisen und dem Einkommen bedingt, dass die funktionale Form  $f(y)$  entweder logarithmisch oder exponentiell sein kann. Die *Adding up* Bedingung impliziert, dass eine der Konsumausgabenfunktionen  $f(y)$  gleich dem Einkommen  $y$  ist. Für den Fall, dass  $f(y)$  eine Exponentialfunktion ist, darf der Exponent entweder nur einen Realteil oder einen Imaginärteil besitzen. Die letzte Bedingung resultiert aus der kombinierten Bedingung der Symmetrie, Homogenität vom Grade Null, *Adding up* und Realwertigkeit der Nachfrage (LaFrance und Pope 2009).

Als Antwort auf die restriktiven Bedingungen bei der Spezifikation von Nachfragesystemen des Gorman Typs, hat Lewbel die Gruppe der deflationierten Nachfragesysteme etabliert (Lewbel 1989). Die allgemeine Form des Lewbel Systems ist in (6.20) definiert. Der Preisindex  $\pi(p)$  ist strikt positiv, linear-homogen und quasi-konkav in den Preisen  $p$ . Lewbel Systeme sind ebenfalls exakt aggregierbar und haben maximal den Rang 4.

$$(6.20) \quad q = \sum_{k=1}^K a_k(p) \cdot h_k(e(p, u) / \pi(p)) \quad \text{mit} \quad \pi : \mathbb{R}_{++}^n \rightarrow \mathbb{R}_{++}, \pi \in \mathcal{E}^\infty$$

LaFrance und Pope fanden die allgemeine Form der Ausgabenfunktion  $e(p, u)$ , die für Gorman und Lewbel Nachfragesysteme gültig ist. Die Autoren zeigen, dass der einzige

Unterschied zwischen einem vollständigen Gorman System und einem vollständigen Lewbel System in der Spezifikation der Einkommensfunktion  $f$  besteht. Lewbel Systeme besitzen eine höhere Flexibilität, da keine Restriktionen für die Spezifikation der Funktionsform  $f(e)$  existieren. (6.21) definiert die allgemeine Form der *GQES*

$$(6.21) \quad \frac{\partial}{\partial p} \left( \frac{f(e(p,u)) - \beta_1(p)}{\beta_2(p)} \right) = \left[ \theta(\beta_3(p)) + \left( \frac{f(e(p,u)) - \beta_1(p)}{\beta_2(p)} \right)^2 \right] \frac{\partial \beta_3(p)}{\partial p}$$

mit  $f(e) \in \{\ln m, m^\kappa\}, \beta_1, \beta_2, \beta_3 : \mathbb{R}_{++}^n \rightarrow \mathbb{R}, \theta : \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}, \beta_1, \beta_2, \beta_3, \theta \in \mathcal{E}^\infty$

Setzt man den Klammerausdruck der linken Seite gleich  $z(p,u)$ , dann vereinfacht sich das Nachfragesystem in (6.21) zu (6.22).

$$(6.22) \quad \frac{\partial z(p,u)}{\partial p} = \left[ \theta(\beta_3(p)) + z(p,u)^2 \right] \frac{\partial \beta_3(p)}{\partial p} \quad \text{mit } z(p,u) = \left( \frac{f(e(p,u)) - \beta_1(p)}{\beta_2(p)} \right)$$

LaFrance und Pope zeigen, dass u.a. das *Linear Expenditure System LES*, *Quadratic Expenditure System QES*, *Almost Ideal System AIS*, *Quadratic Almost Ideal System QAIS* Banks, Blundell, und Lewbel 1997, *Aggregable Translog* (Jorgenson, Lau and Stoker 1980, Jorgenson and Slesnick 1984 und 1987) und die Mehrzahl anderer bekannterer Modelle Spezialfälle des Systems in (6.23) darstellen (LaFrance und Pope 2009).

$$(6.23) \quad e(p,u) = \pi(p) f^{-1} \left( \frac{\alpha(p) w(\eta(p), u) + \beta(p)}{\gamma(p) w(\eta(p), u) + \delta(p)} \right)$$

Nachfragesysteme, die nicht exakt aggregierbar sind, können einen höheren Rang besitzen, ohne die Annahmen der Nutzenmaximierung zu verletzen (Lewbel 2003). Die Matrix der Koeffizienten einer Engelkurve für Nachfragesysteme, die als lineare Funktionen des nominalen Einkommens repräsentiert werden, kann maximal den Rang drei besitzen. Ein Nachfragesystem genügt den Regularitätsbedingungen, wenn es die geforderten Eigenschaften in Bezug auf die Homogenität, die Monotonität, die Symmetrie und die Krümmung der abgeleiteten Nachfragekurven erfüllt.

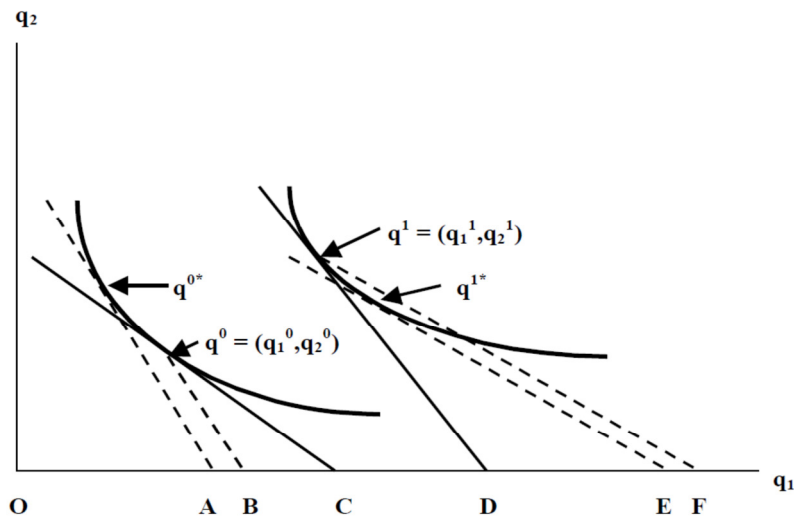
#### 6.4.2 Aggregationsprobleme

Nicht-homothetische Nachfragesysteme zeigen Probleme hinsichtlich der Aggregation über Zeit und Raum (Oulton 2010b, Crawford und Neary 2008). De facto existieren diese Schwierigkeiten nicht für homothetische Präferenzen, die z.B. einem CES Nachfragesystem zugrunde liegen. Aggregationsprobleme existieren ebenfalls nicht für quasi-homothetische Präferenzen, dann wenn ein superlativer Index gewählt wird, wie er

von Diewert vorgeschlagen wird (Diewert 1976 und 2009, von der Lippe 2007). Diewert konnte zeigen, dass ausgewählte statistische Preisindizes exakt dem nicht statistisch messbaren theoretischen *True-Cost-of-Living (COLI)* Index entsprechen, dann wenn Mengen und Preise das Ergebnis nutzenmaximierender Entscheidungen sind. In diesem Fall existiert eine Kostenfunktion, von welcher der COLI hergeleitet werden kann. So ist beispielsweise der Törnqvist Preisindex exakt für die TransLog Kostenfunktion, und Fishers idealer Preisindex ist gleich dem True-Cost-of-Living Index der homogenen quadratischen Kostenfunktion. Da flexible Funktionen beliebige Preisindizes approximieren, wird erwartet, dass sie auch den Konüs True-Cost-of-Living Index bis zur 2. Ordnung approximieren (Konüs 1939, Diewert 1976). Der Konüs Preisindex ist als Quotient von zwei kostenminimierenden theoretischen Preisindices definiert (Konüs 1939, Oulton 2010b). Diewert konnte ebenfalls zeigen, dass der True-Cost-of Living Index für jedes homothetische Nachfragesystem den Laspeyres Preisindex als untere Schranke und den Paasche Preisindex als obere Schranke besitzt. Für den Fall, dass Präferenzen nicht homothetisch sind und korrespondierende Engelkurven nicht linear sind, gibt es jedoch keine Garantie, dass superlative Preisindices den Konüs Preisindex zufriedenstellend approximieren (Hill 2006, Von der Lippe 2007, Milana 2005 und 2009). Es konnte sogar gezeigt werden, dass der Konüs Preisindex außerhalb des Bereichs lag, der vom Laspeyres und Paasche Index begrenzt wird (Oulton 2010b, Crawford und Neary 2008). “In fact, a superlative index number is defined by using weights derived from the function for which it is "exact". If, instead, the weights are derived from observed data, which in turn are assumed to be consistent with the "true" unknown arbitrary function, then the resulting index number is a hybrid formula that may turn out to be very different from a second-order approximating index number” (Milana 2005:44).

Abbildung 19 zeigt Diewert's Hypothese graphisch. Diewert illustriert die Substitutions-Bias des Laspeyres Index (gestrichelte Linie durch B) im Vergleich zum Konüs Index (gestrichelte Linie durch A und Punkt  $q^{0*}$ ) bei konstantem Nutzenniveau  $q^0$ . Der Laspeyres zeigt eine weiter vom Ursprung entfernte Budget Linie als Parallele zum konstanten Warenkorb  $q^0$ . In Analogie erklärt er die Substitutions-Bias des Paasche Index, der die wahren Ausgaben unterschätzt (vgl. Diewert 2011:3f).

Abbildung 19: Laspeyres und Paasche Grenzen für den True Cost of Living Index.



Quelle: Diewert 2011:3

In einem aktuellen Papier schlägt Oulton einen Algorithmus vor, um den True-Cost-of-Living Index nicht-homothetischer Nachfragesysteme zu berechnen (Oulton 2010b). Er konstruiert einen Kettenindex und wählt kompensierte<sup>8</sup> Ausgabenanteile anstelle von aktuellen Ausgabenanteilen als Gewichtungsfaktoren. In diesem Fall muss kein komplettes Nachfragesystem geschätzt werden, sondern nur die Reaktion des Konsumenten auf reale Ausgabenänderungen. Die Verwendung würde die implizite Annahme homothetischer Präferenzen konventioneller axiomatischer Indices wie des Laspeyres und Paasche Index überflüssig machen.

Auch die Verwendung von COLI Indices wird nicht ohne Skepsis betrachtet. So stellt sich u.a. die Frage nach der Aggregation von individuellen Präferenzen und der Konstruktion von Subindices (von der Lippe 2007, Turvey 2004). Ob der neue Ansatz von Oulton zu einer Problemlösung führt, kann hier nicht beurteilt werden. Ein Test, ob eine Aggregation von Daten, die auf nicht-homothetischen Präferenzen basieren, Werte innerhalb der Schranken, die durch konventionelle axiomatische Indices gesetzt werden, annimmt, ist in jedem Fall eine notwendige Information. Für den Fall, dass ein Punktindex benötigt wird, wird ein geometrisches Mittel der Indices, welche die Schranken setzen, empfohlen (Diewert 2011, Milana 2005 und Milana 2009). Im oben beschriebenen Fall wäre dies der Ideale Preisindex von Fisher.

<sup>8</sup> Kompensierte Ausgabenanteile (oder Hicks Ausgabenanteile) beziehen sich auf die an Preisveränderungen angepassten Konsumausgaben, die ein konstantes Nutzenniveau repräsentieren.



### 6.4.3 Engels Gesetz

Engels Gesetz (Engel 1857, Chai und Moneta 2010) besagt, dass die Ausgabenanteile für Nahrungsmittel an den Gesamtkonsumausgaben mit wachsendem Einkommen sinken. Obwohl Engels Gesetz fortlaufend durch empirische Studien bestätigt wird (Banks u.a. 1997, Blow u.a. 2004, Oulton 2010a), bleibt es bei der Spezifikation von Nachfragemodellen nach wie vor oft unberücksichtigt. Engel-Kurven beschreiben die Konsumgüternachfrage als Funktion des Einkommens bei konstanten Preisen (Lewbel 2006). Aus Engel-Kurven lassen sich Einkommenselastizitäten herleiten, mittels derer die Präferenzen für verschiedene Konsumgütergruppen klassifiziert werden können. Einkommenselastizitäten kleiner als Null charakterisieren Präferenzen für inferiore Güter, Einkommenselastizitäten zwischen Null und Eins kennzeichnen Präferenzen für normale oder notwendige Güter, und Einkommenselastizitäten größer Eins repräsentieren Präferenzen für Luxusgüter. Je nach Wohlfahrtsniveau eines Haushalts bzw. Landes können Güter von einer in die andere Gruppe wechseln (Hens und Pamini 2008:47).

Wird Engels Gesetz bei der Spezifikation des Nachfragesystems aufrechterhalten, dann sind die aus einem Nachfragesystem hergeleiteten Engel-Kurven nicht-linear und die entsprechenden Nachfragesysteme sind nicht-homothetisch. Die Nachfragesysteme, die typischerweise in empirischen Studien verwendet werden, sind homothetisch oder bestenfalls quasi-homothetisch und besitzen lineare Engel-Kurven.

Die Konsumanteile bei homothetischen Präferenzen sind nur abhängig von den relativen Preisen, nicht aber von der absoluten Höhe des Einkommens; diese Eigenschaft wird als Ausgabenproportionalität bezeichnet. Ausgabenproportionalität impliziert konstante marginale Budgetanteile, die gleich den durchschnittlichen Ausgabenanteilen sind. Homothetische Nachfragesysteme erzeugen lineare Engelkurven, die durch den Nullpunkt gehen. Sie haben die mathematische Form:

$$(6.24) \quad X_i(p, y) = b_i(p) \cdot y$$

Zur Spezifizierung von *CD*-Präferenzen braucht man keine Parameter zu schätzen. Alle Einkommenselastizitäten haben den Wert Eins, alle Eigenpreiselastizitäten haben den Wert -1 und alle Kreuzpreiselastizitäten sind Null. Homothetische Nachfragesysteme sind exakt aggregierbar und haben den Rang 1 (Lewbel 2003).

Stone's *Linear Expenditure System LES* (Stone 1954) erreicht durch simple Addition eines *n*-dimensionalen Vektors die Verschiebung des *CD*-Indifferenzsystems weg vom

Ursprung und erhöht durch minimale Veränderungen die empirische Relevanz des Nachfragesystems. Einkommenselastizitäten des *LES* können Werte kleiner Eins, Eins und größer Eins annehmen. Das *LES* lässt sich als *CD*-System interpretieren, das anstelle der aktuellen Nachfragemengen, diejenigen Mengen als Argument der indirekten Nutzenfunktion enthält, die über den Basis- oder Subsistenzbedarf hinausgehen. *LES* Nachfragesysteme gehören zur Gruppe quasi-homothetischen Präferenzen. Quasi-homothetische Nachfragesysteme generieren ebenfalls lineare Engel Kurven, die jedoch nicht durch den Nullpunkt gehen müssen. Diese linearen Ausgabensysteme implizieren marginale Budgetanteile, die unabhängig vom Einkommensniveau sind; das bedeutet, dass alle Haushaltsgruppen eine zusätzlich verfügbare Geldeinheit identisch aufteilen. Quasi-homothetische Ausgabensysteme haben die mathematische Form:

$$(6.25) \quad X_i(p, y) = c_i(p) + b_i(p) \cdot y$$

Das *LES* gehört ebenfalls zur Gruppe explizit direkt additiver Präferenzen *EDAP*, für die eine direkt proportionale Beziehung zwischen der Kreuzpreiselastizität zweier Konsumgüter und deren Einkommenselastizitäten besteht (Houthaker 1957, Powell et al. 2002).

$$(6.26) \quad \sigma_{ij} = \phi E_i E_j$$

Auch die *LES* Nachfragesysteme erweisen sich als zu restriktiv, um etwa komplementäre Beziehungen zwischen zwei Gütern sowie inferiore Güter abzubilden. Alle Marshall-Eigenpreiselastizitäten sind im *LES* absolut kleiner Eins, solange der Subsistenzparameter nicht negativ ist, was gleichzeitig dessen Interpretation ungültig machen würde.

Die Gruppe der Nachfragesysteme mit *implizit direkt additiven Präferenzen IDAP* (Hanoch 1975) erlaubt eine weitere Annäherung an die Realität. Marginale Budgetanteile können in *IDAP* Nachfragesystemen mit verändertem Einkommen variieren, sie sind nicht notwendig monoton steigend in Bezug auf das Realeinkommen. Inferiore Güter sind im *IDAP* abbildbar und Eigenpreiselastizitäten dürfen Werte größer Eins annehmen, ohne dass die Bedeutung des Subsistenzparameters verloren geht. Eine neuere Version des *ORANI* Gleichgewichtsmodells enthält ein *IDAP* Nachfragesystem (Powell et al. 2002). Der Parameter  $\beta$ , der im *LES* die konstanten marginalen Budgetanteile repräsentiert, wird durch einen logistischen Term  $\phi$  ersetzt, der die Engelelastizität des Systems erhöht. Das *LES* ist ein Spezialfall des Nachfragesystems in (6.27), für den Fall, dass

$\alpha_i \equiv \beta_i$  für alle  $i$  gilt. Die erhöhte Engel Flexibilität wird durch die Divergenz der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  erreicht, so dass sich beispielsweise abnehmende Budgetanteile für Nahrungsmittelausgaben darstellen lassen sowie die Änderung der Präferenz von einem Luxusgut zu einem normalen Gut mit steigendem Realeinkommen (Powell et. al 2002:22).

$$(6.27) \quad p_i x_i = p_i \gamma_i + \phi_i \left( m - \sum_s p_s \gamma_s \right) \quad \text{mit: } \phi_i = \frac{\alpha_i + \beta_i e^u}{1 + e^u} \quad \text{und} \quad \sum_i \alpha_i = \sum_i \beta_i = 1$$

Im Vergleich zum *LES* benötigt das *IDAP*  $n$  zusätzliche Parameter, und zwar  $n-1$  Parameter für die  $n$ -Elemente des Vektors  $\alpha$  und einen Parameter zur Bestimmung des Referenz Nutzenniveaus  $u$ .

Auch die Gruppe der *EGR* Nachfragesysteme wird fortlaufend weiterentwickelt. Dabei ist es das primäre Ziel, generelle Formen zu entwickeln, die bekannte Nachfragesysteme als Spezialfälle enthalten und mindestens den Rang 3 besitzen. Die indirekte Nutzenfunktion in (6.28) gehört in die Gruppe der *EGR* Systeme und ist eine Komposition verschiedener Preisindices. Die Spezifikation in (6.28) kann Nachfragesysteme vom Rang 3 abbilden und enthält u.a. das *LES* als Spezialfall (Cooper und McLaren 2006:10, McLaren und Wong 2008).

$$(6.28) \quad U(c, p) = \frac{\theta \frac{c}{G(p)} + (1-\theta) \left( \frac{c}{\kappa A(p)} \right)^\mu - 1}{\left( \frac{B(p)}{c} \right)^\eta}$$

Die Funktionsform gilt im Hinblick auf die Regularität als verbesserte Alternative zum *Quadratic Almost Ideal Demand System QUAIDS* von Banks, Blundell und Lewbel (Cooper und McLaren 2006:8, Banks, Blundell und Lewbel 1997). Die Preisfunktionen  $G(p)$ ,  $A(p)$  und  $B(p)$  sind linear homogen und werden in der Regel als *CES*, *CD* und Stone-Geary Preisindex spezifiziert (McLaren und Wong 2009). Erfahrungsgemäß verletzen die *EGR* Nachfragesysteme die theoretischen Regularitätsbedingungen seltener als die lokal flexiblen Taylorreihenapproximationen, es gibt dennoch Bereiche, wo auch *EGR* Systeme theoretisch nicht konsistent sind (Barnett und Serletis 2008:215).

Diewert und Wales sowie Ryan und Wales entwickelten aufbauend auf den Arbeiten von Howe, Pollack und Wales (1979) und van Daal und Merkies (1989) Rang 3 Nachfragesysteme mit quadratischen Engelkurven. Sie zeigten, dass die

Krümmungsbedingung als Nebenbedingung gefordert werden kann, ohne die Flexibilität im Sinn von Diewert einzuschränken (Diewert und Wales 1988, Ryan und Wales 1999). Allerdings umfasst die Regularitätsbedingung neben der theoretisch erwarteten Krümmung der Nutzenfunktion, bzw. Kostenfunktion auch deren Monotonie. Ryan und Wales weisen darauf hin, dass die Monotonie in den meisten ihnen bekannten empirischen Nachfragestudien generell eingehalten wird, nämlich dann, wenn die geschätzten Budgetanteile positiv sind (Ryan und Wales 1999:280). Diese Behauptung wird in Arbeiten von Barnett und Usui angezweifelt (Barnett und Usui 2007:107-127). Die Autoren sprechen von einem Defekt der Funktionsform. Sie begründen ihre Aussage auf Tests mit der *Normalized Quadratic Reciprocal Indirect Utility Function* NQRIUF. Die NQQES wurde von den Autoren nicht getestet.

## **7 Herleitung eines quadratischen Nachfragesystems für das Namibia CGE Modell**

In Kapitel 7 wird ein System von unkompensierten Nachfrageelastizitäten hergeleitet, welches den theoretischen Anforderungen der Mikroökonomie genügt. Neben den Bedingungen der Homogenität der Nachfragefunktionen und der Symmetrie der Substitutionsterme, wird auch die theoretisch geforderte Krümmungseigenschaft der Nutzenfunktion und der daraus abgeleiteten Nachfragefunktionen verlangt. Die Nachfrageelastizitäten werden in einem ersten Schritt mittels eines nicht linearen Optimierungsverfahrens unter Einhaltung der theoretisch geforderten Nebenbedingungen bestimmt (vgl. Abschnitt 7.3.1). In einem zweiten Schritt werden die Parameter der flexiblen quadratischen Nachfragefunktionen so determiniert, dass sie die Reaktionseigenschaften der Elastizitäten widerspiegeln. Der zweite Schritt der Kalibrierung verwendet ein Mixed Complementarity Programm.

Die quadratischen Nachfragesysteme werden alternativ von der reziproken indirekten Nutzenfunktion (Abschnitt 7.1) und einer quadratischen Ausgabenfunktion (Abschnitt 7.2) hergeleitet (Diewert und Wales 1988, Ryan und Wales 1999). Während die indirekte Nutzenfunktion ihre Flexibilitätseigenschaft unter der Bedingung, dass die Krümmungsbedingung explizit gefordert wird, verlieren kann, bleibt die gewählte Ausgabenfunktion unter derselben Bedingung flexibel (Ryan und Wales 1999, Barnett und Usui 2006). Hier werden beide Systeme detailliert beschrieben, da dies eine wesentliche Arbeitsphase im Rahmen dieser Dissertation war.

Die von Diewert, Ryan und Wales entwickelten Nachfragemodelle korrespondieren mit der Nutzenmaximierungshypothese der Konsumenten, und lassen sich infolgedessen theoretisch konsistent in Allgemeine Gleichgewichtsmodelle integrieren.

### 7.1 Ableitung der Nachfragefunktion aus der indirekten Nutzenfunktion

Die reziproke indirekte Nutzenfunktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  wird in (7.1) definiert (vgl. Diewert und Wales1988:303ff).

$$(7.1) \quad h(\mathbf{v}) = b_0 + \sum_k b_k v_k + 0.5 \cdot \left( \sum_k \alpha_k v_k \right)^{-1} \cdot \sum_{k,l} B_{k,l} v_k v_l + \sum_k a_k \cdot \ln v_k$$

Die Funktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  ist zweimal stetig differenzierbar, positiv, nicht fallend und quasikonkav über den positiven Orthanten der normierten Preise  $v_i$  (siehe Gl. 8.4).

Die Funktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  gehört in die Gruppe der flexiblen Funktionen. Das heißt,  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  besitzt genug freie Parameter, um eine Approximation zweiter Ordnung an eine beliebig spezifizierte Funktion  $\mathbf{h}^*(\mathbf{v})$  an der Stelle  $\mathbf{v}^*$  zu sein.<sup>9</sup> Diese Eigenschaft erlaubt es, dass die relevanten ökonomischen Effekte auf der Nachfrageseite unabhängig voneinander beschrieben werden können, ohne dass zusätzliche Restriktionen für einzelne Effekte oder zwischen Effekten formuliert werden müssen. Die Funktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  vermittelt zuerst Informationen über das Nutzenniveau (Funktionswert  $h$ ). Zweitens kann die Nachfragemenge als Gradient von  $h$  unter Verwendung von Roy's Identität definiert werden. Drittens kann das System unkompenzierter Marshall'scher Nachfrageelastizitäten als Ableitung der Nachfragefunktion nach den Preisen hergeleitet werden (Varian 1984:126). Die gewählte Funktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  hat  $1+N+N+N+N(N+1)/2$  freie Parameter für den Skalar  $b_0$ , die  $N$ -dimensionalen Vektoren  $\mathbf{b}$ ,  $\mathbf{a}$ ,  $\mathbf{a}$  und die symmetrische ( $N$  mal  $N$ ) Matrix  $\mathbf{B}$ . Fordert man die Bedingung in (7.2), so reduziert sich die Anzahl der freien Parameter um  $2N$  und man erhält  $1+N+N(N+1)/2$  freie Parameter.

$$(7.2) \quad \mathbf{B}\mathbf{v}^* = \mathbf{0} \quad \text{und } \alpha \text{ fest gewählt: } \alpha^T \mathbf{v}^* = 1, \alpha \geq \mathbf{0}$$

Dies ist aber genau die minimale Anzahl von freien Parametern, die für eine beliebige zweimal stetig differenzierbare Funktion erforderlich ist. In der obigen Schreibweise ist  $\mathbf{0}$  ein Vektor mit Dimension  $N$  und  $\alpha^T$  ist der transponierte Vektor  $\alpha$ . Ausgehend von der *NQRIUF*  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  in (7.1) wird unter Ausnutzen der nach Diewert abgeänderten Identität von

<sup>9</sup> Ein ausführliches Kapitel über flexible Funktionen findet man in: Chambers „Applied production analysis a dual approach“, Cambridge University Press, Cambridge 1988, S.158-202. Vgl. auch Diewert 2009:4 und Diewert 1976:115

Roy in (7.3) das System von Nachfragefunktionen  $x(v)$  abgeleitet (Diewert und Wales 1988, Diewert 1974:106-171).

$$(7.3) \quad x(v) = \frac{\nabla h(v)}{v^T \cdot \nabla h(v)}$$

Hierbei und in späteren Erläuterungen werden folgende Definitionen und die damit verbundenen Ableitungen verwendet.

$$(7.4) \quad y = \sum_k p_k \cdot q_k$$

$$v_i = \frac{p_i}{y}, \quad s_k = \sum_l B_{kl} \cdot v_l, \quad B_{ij} = B_{ji} \quad w = \sum_k \alpha_k v_k \quad t = \sum_{k,l} B_{kl} v_k v_l = \sum_k s_k v_k$$

Die Parameter  $p_k$  und  $q_k$  sind beobachtete Preise und Mengen des Referenzjahres,  $s$ ,  $w$  und  $t$  sind Hilfsgrößen, um die Schreibweise abzukürzen. Der Vektor  $x(v)$  repräsentiert die aus der Nutzenfunktion hergeleitete Konsumgüternachfrage, die im Referenzpunkt mit der beobachteten Konsumgüternachfrage  $q$  identisch ist. Gleichung (7.5) zeigt die Ableitungen elementarer Größen.

$$(7.5) \quad \frac{\partial v_i}{\partial p_j} = \frac{\delta_{ij}}{y}, \quad \frac{\partial s_i}{\partial p_j} = \frac{B_{ij}}{y}, \quad \frac{\partial y}{\partial p_i} = 0; \quad \frac{\partial w}{\partial p_j} = \frac{\alpha_j}{y}, \quad \frac{\partial t}{\partial p_j} = \frac{2}{y} \cdot \sum_k B_{kj} \cdot v_k = \frac{2}{y} \cdot s_j$$

$$\frac{\partial v_i}{\partial y} = -\frac{v_i}{y}, \quad \frac{\partial s_i}{\partial y} = -\frac{s_i}{y}, \quad \frac{\partial w}{\partial y} = -\frac{w}{y}, \quad \frac{\partial t}{\partial y} = -\frac{2 \cdot t}{y}$$

Der Ausdruck  $\delta_{ij}$  in (7.5) ist das Kronecker-Symbol. Dieses repräsentiert die Einheitsmatrix, ist also genau dann gleich 1, wenn  $i=j$  und sonst 0.

Die Nachfragefunktionen  $x_i(v)$  werden in (7.6) definiert und mit den oben angegebenen Ausdrücken vereinfacht, so dass man die Nachfragefunktion in (7.7) erhält.

$$(7.6) \quad x_i(\mathbf{v}) = \frac{b_i + \frac{\sum_k B_{ik} v_k}{\sum_k \alpha_k v_k} - \frac{1}{2} \frac{\sum_{k,l} v_k B_{kl} v_l}{\left(\sum_k \alpha_k v_k\right)^2} \alpha_i + \frac{a_i}{v_i}}{\sum_j v_j \left( b_j + \frac{\sum_k B_{jk} v_k}{\sum_k \alpha_k v_k} - \frac{1}{2} \frac{\sum_{k,l} v_k B_{kl} v_l}{\left(\sum_k \alpha_k v_k\right)^2} \alpha_j + \frac{a_j}{v_j} \right)} = \frac{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{b_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + \frac{t}{w} - 0.5 \frac{t \cdot w}{w^2} + \sum_k a_k}$$

$$(7.7) \quad x_i(v) = \frac{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Die abgeleiteten  $N$  Nachfragefunktionen  $x_i(v)$  werden durch die  $N$ -dimensionalen Parametervektoren  $\mathbf{a}$ ,  $\mathbf{b}$ ,  $\boldsymbol{\alpha}$  und die ( $N$  mal  $N$ ) Parametermatrix  $\mathbf{B}$  bestimmt. Beobachtete Eingangsgrößen sind die normierten beobachteten Preise  $v_i$  und die beobachteten Mengen  $q_i$ . Hierbei geschieht die Normierung der Preise durch das Summenprodukt aller beobachteten Preise mit den entsprechenden Mengen, was den Ausgaben  $y$  entspricht. Die erste Bedingung, die von den Parametern der Nachfragefunktion erfüllt werden muss ist, dass die Nachfragefunktion für die beobachteten Preise die beobachtete Nachfrage widerspiegelt, das heißt  $x_i = q_i$ . Zur Berechnung der unkompenzierten Nachfrageelastizitäten wird nun zunächst die Nachfragefunktion in (7.7) nach den Preisen abgeleitet. Unter Verwendung der in den Gleichungen (7.4) und (7.5) eingeführten Definitionen erhält man den Ausdruck in (7.8).

$$(7.8) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} = \frac{\frac{1}{w} \frac{\partial s_i}{\partial p_j} - \frac{s_i}{w^2} \frac{\partial w}{\partial p_j} - \frac{0.5 \cdot \alpha_i}{w^2} \frac{\partial t}{\partial p_j} + \frac{t \cdot \alpha_i}{w^3} \frac{\partial w}{\partial p_j} - \frac{a_i}{v_i^2} \frac{\partial v_i}{\partial p_j}}{\sum_k b_k \cdot v_k + \frac{0.5 \cdot t}{w} + \sum_k a_k} \cdot \left[ \frac{\partial \left( \sum_k b_k \cdot v_k \right)}{\partial p_j} + \frac{0.5}{w} \frac{\partial t}{\partial p_j} - \frac{0.5 \cdot t}{w^2} \frac{\partial w}{\partial p_j} \right]$$

Unter Verwendung der in (7.5) aufgeführten elementaren Ableitungen erhält man (7.9).

$$(7.9) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} = \frac{1}{y} \cdot \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right)$$

Setzt man die  $a_i$  auf null, so wird der Spezialfall homothetischer Präferenzen abgebildet. Entsprechend vereinfacht sich die Formulierung der Nachfragefunktion in (7.9) zu der Formulierung in (7.10).

$$(7.10) \quad x_i \Big|_{a_k=0} = \frac{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \cdot \alpha_i \cdot t}{w^2}}{\sum_k b_k \cdot v_k + \frac{0.5 \cdot t}{w}}$$

Die Ableitungen der Nachfragefunktionen in (7.9) vereinfachen sich entsprechend in (7.11).

$$(7.11) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \Big|_{a_k=0} = \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}} - x_i x_j \right) \frac{1}{y}$$

Setzt man nun die rechte Seite von (7.9), bzw. unter Annahme einer homothetischen Nachfrage die rechte Seite von (7.11), in die Definitionsgleichung für die Elastizität in (7.12) ein, dann erhält man das System der unkompenzierten Nachfrageelastizitäten laut Marshall, d.h. die Nachfrage ist eine Funktion von allen Preisen und dem Einkommen.



$$(7.12) \quad \varepsilon_{i,j} = \frac{\partial x_i}{\partial p_j} \cdot \frac{p_j}{x_i} \quad \text{mit } x_i = x_i(p, y),$$

$$(7.13) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \frac{1}{y} \frac{p_j}{x_i} \left( \frac{B_{ij} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2} - \left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right) \right) \frac{1}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2}$$

Analog berechnet man die Ableitung der Nutzenfunktion nach dem Einkommen in (7.14).

$$(7.14) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} = \frac{\frac{1}{w} \frac{\partial s_i}{\partial y} - \frac{s_i}{w^2} \frac{\partial w}{\partial y} + \frac{\alpha_i t}{w^3} \frac{\partial w}{\partial y} - \frac{0.5 \cdot \alpha_i}{w^2} \frac{\partial t}{\partial y} - \frac{a_i}{v_i^2} \frac{\partial v_i}{\partial y}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - x_i \frac{\frac{\partial \sum_k b_k v_k}{\partial y} + \frac{0.5}{w} \frac{\partial t}{\partial y} - \frac{0.5 t}{w^2} \frac{\partial w}{\partial y}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Unter Benutzung der in (7.5) angegebenen Ableitungen erhält man die Ableitung nach dem Einkommen in (7.15) oder durch Vereinfachung den Ausdruck in (7.16).

$$(7.15) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} = \left( \frac{\frac{s_i}{w} - \frac{s_i}{w} - \frac{\alpha_i t}{w^2} + \frac{\alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - x_i \frac{-\sum_k b_k v_k - \frac{t}{w} + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \cdot \frac{1}{y}$$

$$(7.16) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} = \left( \frac{\frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} + x_i \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \cdot \frac{1}{y}$$

Die Nachfrageelastizitäten sollen nun eine Reihe von theoretisch geforderten Nebenbedingungen erfüllen, die nachfolgend erläutert werden.<sup>10</sup>

<sup>10</sup> Zu den theoretisch geforderten Eigenschaften der Nachfragefunktionen siehe Deaton, A., Muellbauer, J. *Economics and consumer behavior*, Cambridge University Press 1992, S.43ff sowie Varian, H.R., *Microeconomic Analysis*, Second Edition, New York 1984, S. 111ff.

### 7.1.1 Adding-up

Die Adding-up Bedingung besagt, dass die Summe der Ausgaben für einzelne Güter dem Einkommen bzw. den Gesamtausgaben entspricht.

$$(7.17) \quad \sum_k p_k \cdot \chi_k(p, u) = \sum_k p_k \cdot x_k(p, y) = y$$

Der Ausdruck  $\chi(p, u)$  steht für die Hicks'schen oder kompensierten Nachfragefunktionen.

### 7.1.2 Homogenität

Nachfragefunktionen sind homogen vom Grade Null. Die kompensierten Nachfragefunktionen  $\chi(p, u)$  sind homogen vom Grade Null bezüglich der Preise, und die Marshall'schen unkompensierten Nachfragefunktionen  $x(p, y)$  sind homogen vom Grade Null bezüglich der Preise und des Einkommens.<sup>11</sup> Wenn man also im Fall der unkompensierten Nachfragefunktion das Einkommen und alle Preise mit dem gleichen Faktor  $\lambda$  multipliziert, bleiben die Nachfragemengen aller Güter unverändert (Deaton und Muellbauer 1992:43) und es gilt (7.18). Für homogene Funktionen gilt Eulers Lehrsatz, und es trifft die Bedingung in (7.19) zu (vgl. Neumann 1982:122).

$$(7.18) \quad \chi_i(\lambda \cdot p, u) = \chi_i(p, u) = x_i(\lambda \cdot p, \lambda \cdot y) = x_i(p, y)$$

$$(7.19) \quad p_1 \cdot \frac{\partial x_i}{\partial p_1} + \dots + p_n \cdot \frac{\partial x_i}{\partial p_n} + y \cdot \frac{\partial x_i}{\partial y} = 0 \quad \text{und} \quad \frac{p_1}{x_i} \cdot \frac{\partial x_i}{\partial p_1} + \dots + \frac{p_n}{x_i} \cdot \frac{\partial x_i}{\partial p_n} + \frac{y}{x_i} \cdot \frac{\partial x_i}{\partial y} = 0$$

Die Summe aus Preis- und Einkommenselastizität ist also gleich Null, bzw. umgeformt ist die Summe der Preiselastizitäten des Gutes  $x_i$  bezüglich der Preise  $p_j$  gleich dem Wert der Einkommenselastizität mit umgekehrtem Vorzeichen.

$$(7.20) \quad \sum_j \varepsilon_{ij} = \sum_j \frac{\partial x_i}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = - \frac{\partial x_i}{\partial y} \frac{y}{x_i}$$

Im Folgenden wird gezeigt, dass die Homogenitätsbedingung bereits durch die Form der gewählten Nutzenfunktion erfüllt ist. Hierzu wird zunächst die Summe der Preiselastizitäten für Gut  $x_i$  in (7.21) berechnet

---

<sup>11</sup> Der Begriff Einkommen ( $y$ ) ist hier gleichbedeutend mit den gesamten Konsumausgaben.

$$(7.21) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \sum_j \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right) \frac{p_j}{y \cdot x_i}$$

Die  $x_i$  werden nun in die Klammer hineingezogen und in ihre Definitionen eingesetzt.

$$(7.22) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \sum_j \frac{\left( \frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2} \right) \left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)}{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)} \frac{p_j}{y} - \sum_j \frac{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right) \left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)}{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \frac{p_j}{y}$$

Kürzen und einsetzen der Definition von  $v_j$  ergibt den Ausdruck in (7.23).

$$(7.23) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \sum_j \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2}}{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}} - \frac{b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \cdot v_j$$

Durch Auflösen der Klammer durch Hineinziehen von  $v_j$  und der Summation erhält man Gleichung (7.24).

$$(7.24) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \frac{\frac{\sum_j B_{ij} v_j}{w} - \frac{s_i \sum_j \alpha_j v_j}{w^2} - \frac{\alpha_i \sum_j s_j v_j}{w^2} + \frac{t \alpha_i \sum_j \alpha_j v_j}{w^3} - \frac{a_i \sum_j \delta_{ij} v_j}{v_i^2}}{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}} - \frac{\sum_j b_j v_j + \frac{\sum_j s_j v_j}{w} - \frac{0.5 t \sum_j \alpha_j v_j}{w^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Setzt man die Definitionen aus (7.4) in Gleichung (7.24), dann erhält man den Ausdruck in (7.25).

$$(7.25) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \frac{\frac{s_i}{w} - \frac{s_i}{w} - \frac{\alpha_i t}{w^2} + \frac{\alpha_i t}{w^2} - \frac{a_i}{v_i}}{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5\alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}} - \frac{\sum_k b_k v_k + \frac{t}{w} - \frac{0.5t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Zusammenfassen der Ausdrücke ergibt schließlich den Ausdruck in Gleichung (7.26).

$$(7.26) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} = \frac{-\frac{a_i}{v_i}}{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5\alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}} - \frac{\sum_k b_k v_k + \frac{0.5t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Die Einkommenselastizität ist in Gleichung (7.27) definiert (vgl. (7.16)).

$$(7.27) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} \frac{y}{x_i} = \left( \frac{\frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} + x_i \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \cdot \frac{1}{x_i}$$

Durch Hineinziehen von  $1/x_j$ , Einsetzen der Definition für  $x$  laut (7.7) und Kürzen erhält man den Ausdruck für die Einkommenselastizität in (7.28).

$$(7.28) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} \frac{y}{x_i} = \frac{\frac{a_i}{v_i}}{b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5\alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i}} + \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Wie aus einem Vergleich von (7.26) mit (7.28) ersichtlich wird, sind die Summe der Preiselastizitäten und die entsprechende Einkommenselastizität unabhängig von der Wahl der Parameter bis auf das Vorzeichen identisch. Die geforderte Homogenitätsbedingung in (7.20) ist also implizit erfüllt. Nimmt man homothetische Präferenzen der Konsumenten an, dann ist die *NQRIUF*  $h(v)$  homogen vom Grade 1 in den normierten Preisen und nach Eulers Lehrsatz ist dann der Gradient  $\nabla(\mathbf{h})$  homogen vom Grade Null (vgl. Varian 1984:330). Im homothetischen Fall lässt sich zeigen, dass die Summe der Preiselastizitäten in (7.29) als funktionale Eigenschaft identisch minus eins ist. Genauso lässt sich zeigen, dass die Einkommenselastizitäten als funktionale Eigenschaft gleich eins sind.

$$(7.29) \quad \sum_j \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} \Big|_{a_k=0} = - \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}} = -1$$

### 7.1.3 Symmetrie der Substitutions Terme

Die Ableitung der Menge  $x_i(p, y)$  nach den Preisen  $p_j$  bestimmt den unkompenzierten Mengeneffekt einer Preisänderung. Addiert man hierzu den kompensierenden Einkommenseffekt, d.h. die Einkommensänderung, die nötig ist, um das Nutzenniveau des Konsumenten konstant zu halten, so erhält man in (7.30) die Hicks'sche Matrix der Substitutionsterme, die auch als Slutsky Gleichung bezeichnet wird.

$$(7.30) \quad \frac{\partial \chi_i(p, u)}{\partial p_j} = \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} + \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial y} \cdot x_j$$

Die Symmetriebedingung liegt also auf der Hicks'schen Nachfrage  $\chi$ , die nicht direkt beobachtbar ist. Die Slutsky Gleichung erlaubt es aber, die Ableitung der Hicks'schen Nachfrage nach den Preisen als Ableitung der Marshall'schen Nachfrage nach den Preisen und nach dem Einkommen auszudrücken. Beide lassen sich quantifizieren.

Die Symmetriebedingung folgt unmittelbar aus der Tatsache, dass die Hicks'sche Nachfrage  $\chi(p, u)$  die erste Ableitung einer Ausgaben- bzw. Kostenfunktion nach den Preisen ist (Deaton und Muellbauer 1992:40). Demnach ist die Ableitung der kompensierten Hicks'schen Nachfrage nach den Preisen identisch mit der zweiten Ableitung der Kostenfunktion nach den Preisen und darum symmetrisch (Chambers 1988:162).

$$(7.31) \quad \frac{\partial \chi_i(p, u)}{\partial p_j} = \frac{\partial^2 C(u, p)}{\partial p_i \partial p_j}$$

Die Slutsky Matrix wird im Programm berechnet, um die Symmetrieeigenschaft zu überprüfen. Hierzu müssen zunächst die Ableitungen der Marshall'schen Nachfragefunktion nach den Preisen  $p_j$  und den Ausgaben  $y$  gebildet werden. Die Ableitung der unkompenzierten Nachfrage nach dem Preis  $p_j$  lässt sich unter Einsetzen von  $x_i$  und ausgehend von (7.9) wie folgt schreiben:

$$(7.32) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} = \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - x_i \frac{b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \frac{1}{y}$$

Die Ableitung der Marshall'schen Nachfrage nach den Preisen  $\mathbf{p}$  ist also für den nicht homothetischen Fall im Allgemeinen unsymmetrisch. Im homothetischen Fall ist  $\mathbf{a}$  gleich **null** und die Matrix wird symmetrisch, wie aus (7.33) ersichtlich wird. Auch hier ist die Definitionsgleichung von  $x_i$  und  $x_j$  eingesetzt worden

$$(7.33) \quad \left. \frac{\partial x_i(v)}{\partial p_j} \right|_{a_k=0} = \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}} - x_i x_j \right) \frac{1}{y}$$

Im zweiten Term der Substitutions-Matrix werden die Ableitungen der Nachfragefunktionen nach  $y$  mit  $x_j$  multipliziert (vgl. (7.16)). Kombiniert man jetzt die beiden letzten Terme so ergibt sich für die Änderung der Hicks'schen Nachfrage der Ausdruck in Gleichung (7.35).

$$(7.34) \quad \frac{\partial x_i(v)}{\partial y} x_j = \left( \frac{\frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} + x_i \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \cdot \frac{x_j}{y}$$

$$(7.35) \quad \frac{\partial x_i}{\partial p_j} = \frac{1}{y} \cdot \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} + \frac{a_i}{v_i} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right) + \left( \frac{\frac{a_i}{v_i}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} + x_i \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} \right) \frac{x_j}{y}$$

Hereinziehen von  $x_j$  in die Klammer und Einsetzen der Definition in (7.7) und weiteres Umordnen ergibt den Ausdruck in (7.36).

$$\begin{aligned}
(7.36) \quad &= \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2} - \left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right) \frac{1}{y} \\
&- \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i}{v_i} \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} + \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i}{v_i} \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} + \frac{a_j}{v_j} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \\
&+ \frac{x_i x_j}{y} \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}
\end{aligned}$$

Umordnen der Terme führt zu dem Ausdruck in Gleichung (7.37). Wie aus (7.37) deutlich ersichtlich ist, heben sich die Terme in der mittleren Zeile auf. Die Terme in der ersten und letzten Zeile sind aber symmetrisch, so dass der Gesamtausdruck symmetrisch ist. Man erhält letztlich den Ausdruck für die Ableitung der Hicks'schen Nachfrage nach den Preisen in Gleichung (7.38).

$$\begin{aligned}
(7.37) \quad &= \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2} - \left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right) \frac{1}{y} \\
&- \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i}{v_i} \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} + \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i}{v_i} \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \\
&+ \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i a_j}{v_i v_j}}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} + \frac{x_i x_j}{y} \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}
\end{aligned}$$

$$(7.38) \quad \frac{\partial \chi_i}{\partial p_j} = \left( \frac{\frac{B_{ij}}{w} - \frac{s_i \alpha_j}{w^2} - \frac{s_j \alpha_i}{w^2} + \frac{t \alpha_i \alpha_j}{w^3} - \frac{a_i \delta_{ij}}{v_i^2} - \left( b_i + \frac{s_i}{w} - \frac{0.5 \alpha_i t}{w^2} \right) \left( b_j + \frac{s_j}{w} - \frac{0.5 \alpha_j t}{w^2} \right)}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k} - \frac{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} \right) \frac{1}{y}$$

$$+ \frac{1}{y} \frac{\frac{a_i a_j}{v_i v_j}}{\left( \sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k \right)^2} + \frac{x_i x_j}{y} \frac{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w}}{\sum_k b_k v_k + 0.5 \frac{t}{w} + \sum_k a_k}$$

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass folgende funktionale Eigenschaften der gewählten Nutzenfunktion gegeben sind:

- Die Ableitung der Hicks'schen Nachfrage nach den Preisen ist symmetrisch
- Im homothetischen Fall sind sowohl die Ableitungen der Hicks'schen als auch die der Marshall'schen Nachfrage nach den Preisen symmetrisch.

Diese Eigenschaften sind also bereits durch die Wahl der Funktion vorgegeben und brauchen daher nicht als Nebenbedingungen bei der Kalibrierung gefordert werden.

#### 7.1.4 Krümmungseigenschaft

Die Substitutions Matrix ist negativ semidefinit und die indirekte reziproke Nutzenfunktion  $h(v)$  ist quasikonkav bezüglich der Preise. Die negative Semidefinitheit der Substitutions Matrix ist eine Eigenschaft, die sich aus dem Rationalitätsprinzip ergibt. Wie in (7.31) gezeigt, ist die Substitutions Matrix identisch mit der Hesse-Matrix der Kostenfunktion (Deaton und Muellbauer 1992:44). Da die Kostenfunktion eines kostenminimierenden Konsumenten konkav ist, muss die Matrix ihrer zweiten Ableitungen negativ semidefinit sein.<sup>12</sup> Aus der Krümmungseigenschaft bzw. der negativen Semidefinitheit folgt direkt, dass die Diagonalelemente der Substitutionsmatrix nicht positiv sein dürfen. Diese Tatsache entspricht dem sogenannten *law of demand* wonach „*compensated demand functions can never slope upwards*“ (Deaton und Muellbauer 1992:44).

Nach Diewert und Wales ist die normierte quadratische reziproke indirekte Nutzenfunktion  $h(v)$  genau dann global konkav im positiven Orthanten, wenn die Parametermatrix  $\mathbf{B}$  negativ semidefinit und der Parametervektor  $\mathbf{a}$  nicht negativ ist

<sup>12</sup> Die zweite Ableitung einer Funktion beschreibt ihre Krümmung. Ist die Krümmung an jeder Stelle der Funktion nicht positiv, so bezeichnet man die Funktion als konkav.



(Diewert und Wales 1988:305). Die negative Semidefinitheit der Matrix  $\mathbf{B}$  wird mathematisch sichergestellt, indem die Existenz der Cholesky Dekomposition von  $\mathbf{B}$  gefordert wird (Golub, G.H., VanLoan 1990:134ff). Demnach ist eine beliebige  $N$  mal  $N$  Matrix  $\mathbf{B}$  genau dann negativ semidefinit, wenn es eine  $N$  mal  $N$  Matrix  $\mathbf{L}$  gibt, die eine untere Dreiecksform hat, so dass (7.39) gilt.

$$(7.39) \quad \mathbf{B} = -\mathbf{L} \cdot \mathbf{L}^T = \begin{pmatrix} B_{1,1} & \cdots & B_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ B_{n,1} & \cdots & B_{n,n} \end{pmatrix} = - \begin{pmatrix} L_{1,1} & 0 \cdots & 0 \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ L_{n,1} & \cdots & L_{n,n} \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} L_{1,1} & \cdots & L_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & \cdots & 0 & L_{n,n} \end{pmatrix}$$

Diese Dekompositionstechnik wird in ökonomischen Schätzungen vielfach verwendet, um die theoretisch erwartete Krümmung einer Funktion sicherzustellen (Diewert und Wales 1987, Ryan und Wales 1996 und 1999). In einem nicht linearen Programmierungsmodell kann die Existenz der Cholesky Dekomposition als Nebenbedingung einer zu bestimmenden Parametermatrix formuliert werden. Die explizite Forderung der Krümmungseigenschaft begrenzt allerdings den Lösungsraum des Modells und kann aus diesem Grund das Optimierungsverfahren erheblich komplizieren. Die zweite Bedingung für globale Konkavität der Nutzenfunktion ist die Nicht-Negativität des Parametervektors  $\mathbf{a}$ . Diese Bedingung wird dann relevant, wenn man den generellen Fall nicht homothetischer Präferenzen betrachtet. Der Parameter  $\mathbf{a}$  ist Bestandteil des logarithmischen Terms der betrachteten Nutzenfunktion  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  in (7.1). Die Funktion  $\ln(\mathbf{v})$  ist konkav in  $\mathbf{v}$ . Unter der Bedingung, dass  $\mathbf{a}$  nicht negativ ist, ist  $\mathbf{a}^T \ln(\mathbf{v})$  die nicht negative Summe konkaver Funktionen und damit konkav. Diewert und Wales konnten zeigen, dass die Funktion in (7.40) dann konkav ist, wenn die Matrix  $\mathbf{B}$  negativ semidefinit ist (Diewert und Wales 1987:53). Demnach ist  $\mathbf{h}(\mathbf{v})$  unter den oben beschriebenen Prämissen die Summe konkaver Funktionen und daher konkav.

$$(7.40) \quad 0.5 \cdot \left( \sum_k \alpha_k v_k \right)^{-1} \cdot \sum_{k,l} B_{k,l} \cdot v_k \cdot v_l$$

Empirische Tests mit konsistenten Datensätzen für zahlreiche Länder haben gezeigt, dass die theoretisch geforderte Krümmungseigenschaft nicht ohne die Formulierung restriktiver Nebenbedingung für die Matrix  $\mathbf{B}$  und insbesondere für den Vektor  $\mathbf{a}$ , wie oben beschrieben, garantiert werden kann. Dies führt zu Problemen, die in der Literatur kritisch analysiert werden. „It has been argued that global curvature imposition forces the Slutsky matrix to be ‘too negative semi-definite’. In that sense, the method imposes too much

concavity, and thereby damages the flexibility. Since concavity is required by economic theory, the model's inability to impose full concavity with loss of flexibility is a serious defect of the model." (Barnett und Usui 2006:4). Die ausdrückliche Forderung der negativen Semidefinitheit kann demnach zur Folge haben, dass die so beschränkte Funktion ihre Flexibilitätseigenschaft einbüßt, d.h. die normierte quadratische reziproke indirekte Nutzenfunktion  $h(v)$  keine Approximation zweiter Ordnung an eine beliebig spezifizierte Funktion  $h^*$  an der Stelle  $v^*$  mehr darstellt. La France und Pope zeigen, dass die NQRIUF nur den Rang 2 besitzt (La France und Pope 2006:16). Sie leiten die Ausgabenfunktion her und zeigen die lineare Abhängigkeit zweier Einkommensfunktionen.

Der Verlust der Flexibilitätseigenschaft ist ein Grund dafür, dass Diewert und Wales (Diewert und Wales 1988) eine andere Funktion favorisieren, und zwar die *Normalized Quadratic Expenditure Function NQEF*. Dieser Funktionstyp bewahrt seine Flexibilität auch bei expliziter Forderung der Krümmungsbedingung, sie bildet aber nur quasi-homothetische Präferenzen ab, die durch lineare Engel Kurven charakterisiert sind. Ryan und Wales haben darauf aufbauend das *Normalized Quadratic-Quadratic Expenditure System NQQES* entwickelt, welches die NQEF sowie eine leicht variierte Version der NQRIUF als Spezialfälle abbildet (Ryan und Wales 1999). Diese Funktionsform wurde für die Spezifizierung der Konsumentennachfrage und der bilateralen Importnachfrage im Namibia CGE gewählt.

## 7.2 Die Quadratische Ausgabenfunktion NQQES

Das NQQES System wurde für die Herleitung der Konsumentennachfrage und der bilateralen Importnachfrage des Namibia-CGEs gewählt.

Gleichung (7.41) definiert das NQQES Nachfragesystem (Ryan und Wales 1999:278). Die Funktionen  $g$  und  $f$  sind linear homogen in den Preisen und die Funktion  $h$  ist homogen vom Grad null in den Preisen.  $g_i$ ,  $f_i$  und  $h_i$  bezeichnen die Ableitung der Funktionen  $g$ ,  $f$  und  $h$  nach den Preisen  $p_i$ . Die entsprechenden Definitionen sind in Gleichung (7.42) aufgelistet. Das NQQES Nachfragesystem besitzt einen quadratischen Einkommensterm und zeigt quadratische Engel Kurven.

$$(7.41) \quad x_i(p, y) = \frac{h_i}{g} (y - f)^2 + \frac{g_i}{g} (y - f) + f_i$$

$$\begin{aligned}
f &= \sum_k p_k d_k & f_i &= \frac{\partial f}{\partial p_i} = d_i \\
(7.42) \quad g &= \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) & g_i &= \frac{\partial g}{\partial p_i} = b_i + \frac{\sum_k B_{ik} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_i \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} \\
h &= \sum_k a_k \log(p_k), \quad \sum_k a_k = 0 & h_i &= \frac{\partial h}{\partial p_i} = \frac{a_i}{p_i}
\end{aligned}$$

Zunächst wird analog zur NQRIUF die implizit erfüllte Homogenitäts- und Symmetriebedingung des NQQES gezeigt. Um die Elastizitäten für das Nachfragesystem zu kalibrieren, werden anschließend die partiellen Ableitungen nach den Preisen und dem Einkommen durchgeführt. Die Ausdrücke sind komplex, lassen sich aber unter den theoretischen Annahmen entsprechend vereinfachen. Unter Verwendung der Definitionen in (7.42) erhält man die Nachfragefunktion in (7.43).

$$\begin{aligned}
(7.43) \quad x_i(p, y) &= \frac{a_i}{p_i \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)} (y - \sum_k p_k d_k)^2 \\
&+ \frac{b_i + \frac{\sum_k B_{ik} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_i \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)} (y - \sum_k p_k d_k) + d_i
\end{aligned}$$

Die Durchführung der Ableitung nach den Preisen  $p_j$  führt zu dem komplexen Ausdruck (vgl. Anhang 10). Die ersten und zweiten Ableitungen der Nachfrage nach den Ausgaben  $y$  sind in den Gleichungen (7.44) bzw. (7.45) durchgeführt.

$$(7.44) \quad \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial y} = \frac{2a_i \left( y - \sum_k p_k d_k \right)}{p_i \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)} + \frac{b_i + \frac{\sum_k B_{ik} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_i \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)}$$

$$(7.45) \quad \frac{\partial^2 x_i(p, y)}{\partial^2 y} = \frac{2a_i}{p_i \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)}$$

Unter den vier Normierungskonditionen in (7.46) werden  $N+2$  zusätzliche Bedingungen auf die Funktion gelegt. Die Annahme (2) legt keine zusätzliche Bedingung fest, da die Parameter  $\alpha_k$  keine freien, sondern prädeterminierte Größen sind.

(7.46) (1) $\sum_k B_{ik} p_k = 0$	(2) $\sum_k \alpha_k p_k = 1$	(3) $\sum_k b_k = 1$	(4) $\sum_k d_k p_k = 0$
------------------------------------	-------------------------------	----------------------	--------------------------

Im Folgenden werden diese Bedingungen ausgenutzt, was zu einer erheblichen Vereinfachung des Nachfragesystems sowie dessen Ableitungen nach den Preisen und den Ausgaben am Referenzpunkt führt.

$$(7.47) \quad x_i(p, y) \Big|_{Bp=0, dp=0} = \frac{a_i}{p_i \sum_k p_k b_k} y^2 + \frac{b_i}{\sum_k p_k b_k} y + d_i$$

$$(7.48) \quad \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} \Big|_{Bp=0, dp=0} = \frac{-a_i y^2 \left( \delta_{ij} \sum_k p_k b_k + p_i b_j \right)}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij} - \frac{y b_i b_j}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{b_i d_j}{\sum_k p_k b_k}$$

$$(7.49) \quad \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial y} \Big|_{Bp=0, dp=0} = \frac{2a_i y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{b_i}{\sum_k p_k b_k}$$

### 7.2.1 Theoretische Anforderungen an das Nachfragesystem

Die Untersuchung der theoretischen Bedingungen, die von einem wohl definierten Nachfragesystem gefordert werden, erfolgt in Analogie zur NQRIUF. Hierzu werden die Definitionen für die Preiselastizitäten und Einkommenselastizitäten benutzt und die Summierung und Ableitungen am Referenzpunkt in den Gleichungen (7.50) bis (7.52) durchgeführt.

$$(7.50) \quad \sum_j \varepsilon^p_{ij} = \sum_j \left. \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} \right|_{Bp=0} = \sum_j \left( \frac{-a_i y^2 \left( \delta_{ij} \sum_k p_k b_k + p_i b_j \right) \frac{p_j}{x_i} - \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} \frac{p_j}{x_i} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij} \frac{p_j}{x_i}}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{y b_i b_j}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} \frac{p_j}{x_i} - \frac{b_i d_j}{\sum_k p_k b_k} \frac{p_j}{x_i} \right)$$

$$(7.51) \quad \sum_j \varepsilon^p_{ij} = \sum_j \left. \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} \right|_{Bp=0} = \sum_j \left( \frac{-a_i y^2 \left( \delta_{ij} \sum_k p_k b_k + p_i b_j \right) \frac{p_j}{x_i}}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} \right) - \frac{y b_i}{x_i \sum_k p_k b_k}$$

$$(7.52) \quad \sum_j \varepsilon^p_{ij} = \sum_j \left. \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} \right|_{Bp=0} = \frac{-a_i y^2}{x_i} \frac{p_i \sum_k p_k b_k + p_i \sum_k p_k b_k}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{y b_i}{x_i \sum_k p_k b_k}$$

Die Gleichung (7.53) zeigt, dass die Homogenitätsbedingung des NQQES Nachfragesystems implizit erfüllt ist. Die Ausdrücke gleichen sich bis auf das Vorzeichen.

$$(7.53) \quad \sum_j \varepsilon^p_{ij} = \sum_j \left. \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} \frac{p_j}{x_i} \right|_{Bp=0} = \left( \frac{-2a_i y^2}{x_i p_i \sum_k p_k b_k} - \frac{y b_i}{x_i \sum_k p_k b_k} \right) = -\frac{y}{x_i} \left( \frac{2a_i y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{b_i}{\sum_k p_k b_k} \right) = -\frac{\partial x_i(p, y)}{\partial y} \frac{y}{x_i} = -\varepsilon_i^y$$

In den folgenden Schritten wird Symmetrie der Slutsky-Matrix des NQQES Nachfragesystems analysiert.

$$(7.54) \quad \frac{\partial \chi_i(p, y)}{\partial p_j} = \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} + \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial y} x_j$$

$$(7.55) \quad \left. \frac{\partial \chi_i(p, y)}{\partial p_j} \right|_{Bp=0} = \frac{-a_i y^2 \left( \delta_{ij} \sum_k p_k b_k + p_i b_j \right)}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij} - \frac{y b_i b_j}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{b_i d_j}{\sum_k p_k b_k} \\ + \left( \frac{2a_i y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{b_i}{\sum_k p_k b_k} \right) \left( \frac{a_j}{p_j \sum_k p_k b_k} y^2 + \frac{b_j}{\sum_k p_k b_k} y + d_j \right)$$

$$(7.56) \quad \left. \frac{\partial \chi_i(p, y)}{\partial p_j} \right|_{Bp=0} = \frac{-a_i y^2 \left( \delta_{ij} \sum_k p_k b_k + p_i b_j \right)}{\left( p_i \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij} \\ - \frac{y b_i b_j}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{b_i d_j}{\sum_k p_k b_k} + \frac{2a_i a_j y^3}{p_i p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{a_j b_i}{p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} y^2 + \frac{2a_i b_j y^2}{p_i \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} \\ + \frac{b_j b_i y}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{d_j b_i}{\sum_k p_k b_k}$$

$$(7.57) \quad \left. \frac{\partial \chi_i(p, y)}{\partial p_j} \right|_{Bp=0, i \neq j} = -\frac{a_i y^2 \delta_{ij}}{p_i^2 \sum_k p_k b_k} - \frac{a_i y^2 b_j}{p_i \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{2a_i b_j y^2}{p_i \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{a_j b_i}{p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} y^2 \\ - \frac{y b_i b_j}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{b_j b_i y}{\left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{2a_i a_j y^3}{p_i p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} + \frac{2a_i d_j y}{p_i \sum_k p_k b_k} \\ + \frac{d_j b_i}{\sum_k p_k b_k} - \frac{b_i d_j}{\sum_k p_k b_k} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij}$$

Durch Kürzen in (7.57) erhält man den Ausdruck in (7.58). Dieser ist symmetrisch, dann wenn die Matrix  $B_{ij}$  symmetrisch ist.

$$(7.58) \quad \left. \frac{\partial \chi_i(p, y)}{\partial p_j} \right|_{Bp=0} = \frac{a_i b_j y^2}{p_i \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{a_j b_i y^2}{p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} + \frac{2a_i a_j y^3}{p_i p_j \left( \sum_k p_k b_k \right)^2} - \frac{a_i y^2 \delta_{ij}}{p_i^2 \sum_k p_k b_k} + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} B_{ij}$$

Die Einhaltung der lokalen Krümmungsbedingung kann zwar gefordert werden, ohne dass die NQQES ihre Flexibilität einbüßt, die Bedingung ist aber im Verlauf der Simulationen,

bzw. während des Prozesses der Kalibrierung konsistenter Elastizitäten fortlaufend zu testen. Für den Test der Eigenwerte bietet GAMS eine Routine an.<sup>13</sup>

### 7.2.2 Flexibilität des NQQES Nachfragesystems

Nach Diewert besitzt eine flexible Funktion  $f$  genug freie Parameter, um eine Approximation zweiter Ordnung an eine beliebige zweimal stetig differenzierbare Funktion  $f^*$  an einem beliebig gewählten Punkt  $x^*$  darzustellen (Diewert 2009:4, Diewert 1976:115).

Die Definitionsgleichungen für die Nachfrage, die Ableitung der Nachfragefunktion nach den Preisen und nach dem Einkommen liefern zunächst  $2N+N(N+1)/2$  Gleichungen zur Bestimmung der Parameter. Aufgrund theoretischer Überlegungen gelten drei weitere Bedingungen, die Budget-Bedingung, die Adding-up Bedingung und die Bedingung für die Slutsky Gleichung (Ryan und Wales 1999:285).

$$(7.59) \quad \text{Budget: } \sum_i \frac{\partial x_i}{\partial y} = 1$$

$$(7.60) \quad \text{Adding-up: } \sum_i x_i p_i = y$$

$$(7.61) \quad \text{Slutsky: } \sum_j S_{ij} p_j = 0$$

Setzt man die Definition für die Slutsky Matrix in (7.61) ein, dann erhält man Gleichung

$$(7.62) \quad \sum_i S_{ij} = \frac{b_j y^2}{\left(\sum_k p_k b_k\right)^2} \sum_i a_i - \frac{2a_j y^3}{p_j \left(\sum_k p_k b_k\right)^2} \sum_i a_i + \frac{y}{\sum_k p_k b_k} \sum_i B_{ij} p_i$$

Unter der Voraussetzung, dass  $\sum a_i = 0$  und  $\sum B_{ij} p_i = 0$  ist, ist diese Bedingung automatisch erfüllt. Mit anderen Worten: ist die Summe über die Parameter  $a_i$  null, dann ist die Bedingung  $\sum B_{ij} p_i = 0$  für das NQQES äquivalent zu der Bedingung (7.61).

Durch die drei Bedingungen in (7.59) bis (7.61) werden  $N+2$  zusätzliche Restriktionen gesetzt, was eine Reduktion der Gleichungen auf  $2(N-1)+N(N-1)/2$  bewirkt. Vergleicht man die Anzahl der Bestimmungsgleichungen mit der Anzahl der freien Parameter

<sup>13</sup> GAMS steht für General Algebraic Modeling System und ist ein Softwarepaket zur Mathematischen Programmierung und Optimierung. Siehe hierzu <http://www.gams.com/>.

$(N^2+5N-6)/2$  so sieht man, dass  $N-1$  Parameter überzählig sind. Man ist also in der Lage,  $N-1$  weitere Gleichungen zu erfüllen. Die zweiten Ableitungen der Nachfragefunktionen nach dem Einkommen bringen  $N$  weitere Gleichungen.

$$(7.63) \quad \left. \frac{\partial^2 x_i(p, y)}{\partial^2 y} \right|_{Bp=0, dp=0} = \frac{2a_i}{p_i \sum_k p_k b_k}$$

$$(7.64) \quad \sum_i \frac{\partial^2 x_i(p, y)}{\partial^2 y} = 0$$

Ist die Bedingung in (7.64) erfüllt, so stimmt die Anzahl der Gleichungen exakt mit der Anzahl der freien Parameter überein, und das NQQES Nachfragesystem ist flexibel (Ryan und Wales 1999:285). Die Bedingung (7.64) schließt gleichzeitig aus, dass alle Elemente des Parametervektors  $\mathbf{a}$  der NQQES Nachfragefunktion das gleiche Vorzeichen haben. Für den Fall, dass alle Elemente null sind, repräsentiert die Funktion den Spezialfall quasi-homothetischer Präferenzen der NQEF. Dieser Spezialfall soll wegen fehlender empirischer Evidenz ausgeschlossen werden.

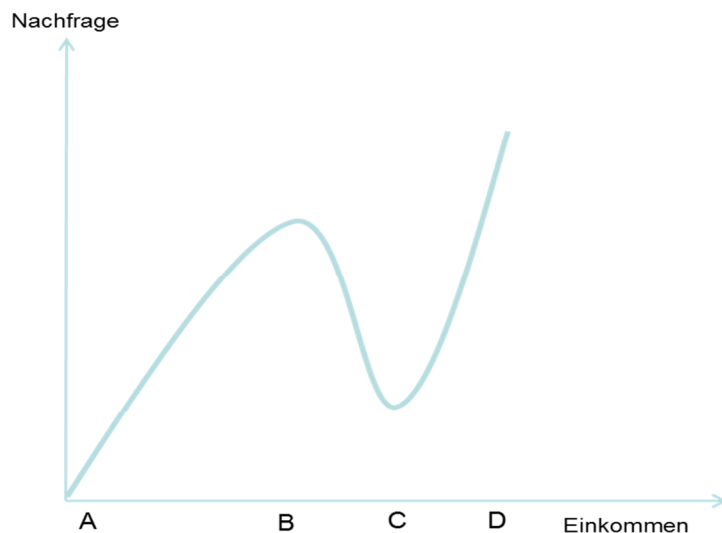
In der Regel existieren keine empirischen Schätzungen für die Veränderung der Einkommenselastizitäten. Für diesen Fall kann der Parameter Vektor  $d$  auf null gesetzt werden, und Bedingung (4) in (7.46) wird redundant. Das so spezifizierte System repräsentiert eine leicht variierte Version des NQRIUF Nachfragesystems und besitzt quadratische Engelkurven.

Spezifiziert man den kompletten Parametersatz, dann werden zusätzliche Annahmen über die zweiten Ableitungen der Nachfrage nach dem Einkommen benötigt. Für die meisten normalen Güter wird angenommen, dass die zweite Ableitung der Konsumgüternachfrage nach dem Einkommen negativ ist. Die Engelkurve hat den Verlauf, der durch die Krümmung im Bereich A und B der Abbildung 20 beschrieben wird. Die Bedingung in (7.64) verlangt aber, dass mindestens 1 Gut mit einer positiven zweiten Ableitung existiert, deren Engelkurve durch den Bereich zwischen C und D der Abbildung 20 charakterisiert ist. Es handelt sich in diesem Fall um ein Luxusgut. Für das Aggregat der kommerziellen nicht Nahrungsmittelprodukte und für Dienstleistungen werden in afrikanischen Entwicklungsländern Einkommenselastizitäten größer eins geschätzt (Diao et al. 2008). Das gleiche gilt für hochwertige Nahrungsmittel und tierische Produkte. Traditionelle Nahrungsmittel werden oft inferior bewertet (Abschnitt B bis C der Abbildung 20). Das NQQES Nachfragesystem ist in der Lage, sowohl die Nachfrage



normaler und inferiorer Konsumgüter abzubilden, als auch deren komplementäre und substitutionale Beziehungen zwischen verschiedenen Gütern zu erfassen.

**Abbildung 20:** Verlauf der Engelkurve für ein Gut x bei gegebenen Preisen



**Quelle:** In Anlehnung an Hens und Panini 2008:47

Für das Namibia CGE wurde das NQQES Nachfragesystem gewählt, um die Konsumgüternachfrage für zwei Haushaltstypen zu spezifizieren und die bilaterale Importnachfrage nach industriellen Gütern abzubilden. Das Verfahren wird in Abschnitt 7.3 erläutert.

### 7.3 Implementierung

Um das Nachfragesystem für ländliche und städtische Haushalte im Namibia CGE zu implementieren, werden zunächst verfügbare Elastizitäten aus der Literatur selektiert. Diese Elastizitäten erfüllen in der Regel keine der oben beschriebenen theoretischen Bedingungen (vgl. z.B. Diao et al. 2008:40f). Es werden, wo möglich, plausible Werte übernommen und Annahmen über die generelle Komplementarität bzw. Substituierbarkeit von Produkten getroffen. Preis- und Mengendaten liefert die SAM. In einem ersten Schritt wird am Referenzpunkt mit Hilfe eines nicht-linearen Optimierungsverfahrens ein Satz theoretisch konsistenter Nachfrage- und Einkommenselastizitäten kalibriert. Die berechneten Elastizitäten sind unabhängig von der funktionalen Form des Nachfragesystems (Winter und Frohberg 2005).

Es wird eine nicht-negative skalare Funktion (im Folgenden Zielfunktion genannt) definiert, die genau dann den Wert Null annimmt, wenn die Elastizitäten sich nicht von den Initialwerten unterscheiden. Sehr häufig, wie auch in dem vorliegenden Fall, definiert

man die Summe der Quadrate der Abweichungen der Variablen von ihren Initialwerten als Zielfunktion. Bei der Betrachtung der Nebenbedingungen unterscheidet man grob zwischen zwei verschiedenen Kategorien von Nebenbedingungen (Gill, Murray und Wright 1981).

$$(7.65) \quad (1) \quad l_i \leq c_i(x_i) \leq u_i; \quad i^{te} \text{ explizite Nebenbedingung}$$

$$(7.66) \quad (2) \quad l_j \leq c_j(x_1, \dots, x_n) \leq u_j; \quad j^{te} \text{ implizite Nebenbedingung}$$

Hierbei sind mit  $l$  (lower bound) und  $u$  (upper bound) Konstanten gemeint. Die Funktion  $c$  hängt im Falle der expliziten Nebenbedingungen von nur einer Komponente des Vektors  $x$  ab, im Falle impliziter Nebenbedingungen aber hängt sie von mehreren Komponenten simultan ab. Diese Ungleichungen sollen nun für die gefundenen Lösungen erfüllt sein. Fallen  $u$  und  $l$  zusammen, so spricht man von equality-constraints, sonst von inequality-constraints. Hierbei ist zu beachten, dass jeder equality-constraint die Dimensionalität des Lösungsraums reduziert, während ein inequality-constraint die Dimensionalität nicht eingeschränkt, wohl aber ein Gebiet aus dem Lösungsraum herausgeschnitten wird, in dem die Lösung existiert. Weiterhin unterscheidet man zwischen linearen und nicht-linearen Nebenbedingungen, je nachdem ob  $c$  eine nicht-lineare Funktion von  $x$  oder nur ein Vektor von additiven Konstanten und/oder ein Vektor von Multiplikatoren ist. Sind ausschließlich lineare (implizite und explizite) equality-constraints vorhanden, so kann man durch einfaches Durchzählen der freien Parameter und anschließenden Vergleich mit der Anzahl der Constraints ablesen, ob das Problem lösbar, unlösbar oder sogar eindeutig bestimmt ist. Werden jedoch zusätzlich inequality-constraints verlangt, so ist die Situation komplizierter. In diesem Fall ist es möglich, dass sich Bedingungen widersprechen und das Problem trotz einer ausreichenden Anzahl freier Parameter nicht lösbar ist. Ist das Problem jedoch lösbar, so stellt der Lösungsraum einen zusammenhängenden Unterraum des Lösungsraums der Funktion ohne Constraints dar. Sind die Constraints jedoch nicht-lineare Funktionen, so wird die Situation sehr unübersichtlich. Es können mehrere nicht zusammenhängende lösbare Unterräume mit beliebiger Topologie auftreten. Dies ist für Optimierungsstrategien generell eine sehr schwierige Situation, da kein Algorithmus sicherstellen kann, dass alle lösbaren Gebiete gefunden werden können. Daher kann das numerische Ergebnis eines Algorithmus, das Problem sei unlösbar, generell keine sichere Aussage sein. Aus ähnlichen Gründen ist es auch immer möglich, dass eine große Anzahl

von Nebenminima der Zielfunktion möglicherweise das Hauptminimum nicht finden lassen (Bronstein und Semendjajew 1989).

In dem hier behandelten Fall treten sämtliche der oben aufgeführten Nebenbedingungen auf. Eine numerisch sehr schwierig zu handhabende Nebenbedingung besteht darin, dass gewisse aus der Nutzenfunktion berechenbare Matrizen nur negative Eigenwerte besitzen dürfen. Aus dem GAMS-Framework wurde zur Lösung des ersten Schritts das Optimierungsverfahren CONOPT3 angewendet<sup>14</sup>.

### 7.3.1 Berechnung konsistenter Elastizitäten am Referenzpunkt mit Hilfe eines nicht-lineares Minimierungsverfahrens

Die Minimierung der Abweichungen der Preiselastizitäten  $\varepsilon_{i,j}^p$  von den Eingangselastizitäten  $\varepsilon_{i,j}^{p,0}$  bzw. der Einkommenselastizitäten  $\varepsilon_i^y$  von den Eingangselastizitäten  $\varepsilon_i^{y,0}$  geschieht durch die Minimierung der Zielfunktion in (7.67).

$$(7.67) \quad Z = \min_{\varepsilon^p, \varepsilon^y} \left[ \sum_{i,j} w_{i,j}^p (\varepsilon_{i,j}^p - \varepsilon_{i,j}^{p,0})^2 + \sum_i w_i^y (\varepsilon_i^y - \varepsilon_i^{y,0})^2 \right]$$

Der Skalar  $Z$  repräsentiert den Wert der Zielfunktion. Die Variablen  $\varepsilon_{i,j}^p$  und  $\varepsilon_i^y$  sind die gesuchten theoretisch konsistenten Werte der Preis- und Einkommenselastizitäten. Weiterhin sind die  $w_{i,j}^p$  und  $w_i^y$  spezifische Gewichtungsfaktoren für die Preiselastizitäten bzw. Einkommenselastizitäten, die beliebig gewählt werden können.

Die Preiselastizitäten in (7.68) müssen im Referenzpunkt den Symmetriebedingungen der Hicks'schen kompensierten Nachfrage genügen. Gleichung (7.68) wird als Nebenbedingung des Kalibrierungsverfahrens formuliert, um die Symmetriebedingung zu fordern.

$$(7.68) \quad \varepsilon_{ij} = \left( \varepsilon_{ji} \frac{x_j}{p_i} + (\varepsilon_j^y - \varepsilon_i^y) \frac{x_i x_j}{y} \right) \frac{p_j}{x_i}$$

In Gleichung (7.69) wird von den gesuchten Elastizitäten die Einhaltung der Adding-up, der Budgetbedingung und der Bedingung der Homogenität verlangt. Diese Bedingungen sind weitere Constraints des Optimierungsprogramms.

<sup>14</sup> GAMS steht für General Algebraic Modelling System. Nicht alle Verfahren, die im Rahmen des GAMS-Frameworks zur Handhabung von impliziten, nicht-linearen Nebenbedingungen angeboten werden, waren in der Lage, das Problem zu lösen. MINOS 5

$$(7.69) \quad \sum_i \varepsilon_i^y \frac{x_i p_i}{y} = 1 \quad \text{und} \quad \sum_i p_i x_i = y \quad \text{und} \quad \sum_j \varepsilon_{ij}^p = -\varepsilon_i^y$$

Die Krümmung der Slutsky-Matrix  $S$  wird mittels einer Cholesky-Dekomposition erzwungen. Die Gleichung (7.70) formuliert die entsprechende Nebenbedingung des Optimierungsprogramms.

$$(7.70) \quad S_{ij} = \varepsilon_{ij} \frac{x_i}{p_j} + \varepsilon_i^y \frac{x_i x_j}{y} \quad \text{mit} \quad S = -LL^T$$

Da die flexible Approximation zweiter Ordnung laut Diewert die theoretische Konsistenz der Ausgangsdaten voraussetzt, ist dieser erste Schritt die Präkondition für die nachfolgende Approximation der Parameter des *NQQES* Nachfragesystems (Winter und Froberg 2005).

### 7.3.2 Approximation der Parameter des NQQES Nachfragesystems

Als Ergebnis des ersten Schritts des zweistufigen Kalibrierungsverfahrens erhält man die konsistenten Elastizitäten und die Werte der Slutsky-Matrix. Diese Daten dienen als Parameter für die zweite Stufe. Hier werden mit Hilfe eines Mixed Complementarity Programms die Parameter  $\mathbf{a}$ ,  $\mathbf{b}$ ,  $\mathbf{d}$  und  $B$  der Nachfragefunktion determiniert<sup>15</sup>. Im Prinzip können die Parameter sequenziell berechnet werden. Die Genauigkeit der Ergebnisse reicht aber nicht aus, um exakt die Referenzlösung als Lösung des CGE Modells zu generieren. Aus diesem Grund werden die Parameter simultan mit dem PATH Solver bestimmt<sup>16</sup>. Die Lösung ist eindeutig, wenn wie folgt verfahren wird<sup>17</sup>:

1. Prädeterminieren von  $n-1$  zweiten Ableitungen der Nachfrage nach dem Einkommen  $\partial^2 x / \partial^2 y$ . Die Summenbedingung in (7.64) determiniert den verbleibenden Parameter
2. Multiplikation der berechneten Parameter mit den Preisen des Referenzpunktes
3. Berechnen der  $n-1$  Parameter  $a = \partial^2 x / \partial^2 y \cdot p / 2$

<sup>15</sup> Alternativ kann man ein zweites Optimierungsprogramm formulieren. Die im ersten Schritt gefundenen Elastizitäten sind jetzt die Ausgangswerte für die zweite Stufe. Es wird der Zielfunktionswert null erwartet, da die Parameter der flexiblen Funktion an ein theoretisch konsistentes Referenzsystem approximiert werden.

<sup>16</sup> Der Path Solver Version 4.6 ist eine Software zur Lösung von quadratischen gemischten nichtlinearen Gleichungs- und Ungleichungssystemen. Er ist Bestandteil der GAMS Software.

<sup>17</sup> Ryan und Wales (1999:285) beschreiben das Verfahren für den Referenzpunkt  $p=y=1$ . Die obigen Schritte beziehen sich auf einen beliebigen Referenzpunkt.

4. Berechnen der n-1 ersten Ableitungen der Nachfrage nach dem Einkommen  $\partial x / \partial y = \varepsilon^y \cdot x / y$ . Die Summenbedingung in (7.59) ist implizit erfüllt
5. Berechnen der n-1 Parameter  $b = \partial x / \partial y - 2 \cdot a \cdot y / p$ . Die Summenbedingung ist implizit erfüllt
6. Berechnen der n-1 Parameter  $d = x - y^2 \cdot a / p - y \cdot b / p$ . Die Summenbedingung ist implizit erfüllt.
7. Berechnen der Matrix B mit

$$B = S / y - a \cdot \delta \cdot y^2 / p^2 + a \cdot b^T \cdot y^2 / p + b \cdot a^T \cdot y^2 / p^T + 2 \cdot a \cdot d^T \cdot y^2 / (p \cdot p^T)$$

Alternativ kann der Parameter Vektor  $d$  null gesetzt werden. In diesem Fall entfallen die Schritte 1 bis 3 und die Parameter  $a$  werden in Schritt 6 bestimmt<sup>18</sup>. Die Slutsky Matrix ist in jedem Fall unabhängig von der Spezifikation des Vektors  $d$ , d.h. der Vektor  $d$  hat keinen Einfluss auf die Substitution bzw. Komplementarität von Konsumgütern.

Da die Anzahl der zu bestimmenden Variablen in beiden Fällen gleich der Anzahl der formulierten Gleichungen ist, kann das Problem als MCP gelöst werden.

### 7.3.3 Die Herleitung der NQQES Kostenfunktion

Ryan und Wales leiten das NQQES Nachfragesystem von der Nutzenfunktion mit der Form in Gleichung (7.71.) ab. Die Funktionen  $g$ ,  $f$  und  $h$  sind wie in Gleichung (7.42) definiert. Die Nutzenfunktion in (7.71) hat eine nicht erwünschte Eigenschaft, denn sie erfüllt die Bedingung der Positivität nicht (McLaren und Wong 2007). Im Referenzpunkt ist der Preisindex  $g$  gleich eins,  $f$  und  $h$  sind per Definition gleich null, werden die Ausgaben  $y$  auf eins normiert, dann ist der Wert der Nutzenfunktion im Referenzpunkt negativ. Gleiches gilt für die Kosten im Referenzpunkt.<sup>19</sup>

$$(7.71) \quad \Psi^{RW}(p, y) = -\frac{g}{y-f} - h$$

<sup>18</sup> In diesem Fall ist der Vektor  $a$  wie folgt bestimmt:  $a = x - y \cdot b / p$

<sup>19</sup> In der Literatur wird die aus (7.71) hergeleitete Kostenfunktion  $C \equiv y = -\frac{g}{u+h} + f$  nirgends aufgeführt. Auch hier sind die Kosten  $C$  im Referenzpunkt negativ. Das Verhalten der Funktionen ist bezogen auf relative Änderungen korrekt.

Aus diesem Grund werden hier eine alternative indirekte Nutzenfunktion und die resultierende Kostenfunktion vorgeschlagen, aus denen durch Anwendung von Roy's Identität bzw. Shepard's Lemma ein identisches Nachfragesystem abgeleitet wird. Unterschiede zeigen sich in den Ableitungen der indirekten Nutzenfunktion nach dem Einkommen. Während Ableitungsterme der Funktion  $h$  bei der Form von Ryan und Wales verschwinden, bleiben diese bei der alternativen Formulierung in (7.72) erhalten.

$$(7.72) \quad \psi(p, y) \equiv u = \frac{1}{h + \frac{g}{y-f}} \quad \rightarrow \quad C \equiv y = \frac{g}{\frac{1}{u} - h} + f$$

Für den Fall, dass die Funktion  $h$  gleich null ist, reduziert sich die Kostenfunktion auf die quasi-homothetische Kostenfunktion in (7.73). Die Form ist identisch mit der *Normalized Quadratic Expenditure Function* NQEF von Diewert und Wales (Diewert und Wales 1988:306, Diewert 2009).

$$(7.73) \quad y - f = \frac{g}{\frac{1}{u}} = g \cdot u \quad \rightarrow \quad C \equiv y = g \cdot u + f$$

Entsprechend Shepard's Lemma erhält man durch ableiten der Kostenfunktion  $C$  nach den Preisen  $p_i$  in Gleichung (7.74) die Nachfragefunktion  $x_i$ .

$$(7.74) \quad \begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial p_i} = x_i &= \frac{g_i}{\frac{1}{u} - h} + \frac{gh_i}{\left(\frac{1}{u} - h\right)^2} + f_i \\ &= \frac{g_i}{h + \frac{g}{y-f} - h} + \frac{gh_i}{\left(h + \frac{g}{y-f} - h\right)^2} + f_i = \frac{g_i}{g} (y - f) + \frac{h_i}{g} (y - f)^2 + f_i \end{aligned}$$

Alternativ erhält man in (7.75) nach Roy's Identität die Nachfragefunktionen als negativen Quotienten der Ableitung der indirekten Nutzenfunktion nach den Preisen  $p_i$  und der Ableitung nach dem Einkommen  $y$ .<sup>20</sup>

---

<sup>20</sup> Die komplexen Ableitungen in (7.74) und (7.75) wurden mit Wolfram Mathematica 7 überprüft (vgl. Anhang 11 und Anhang 12).

$$\begin{aligned}
 ROY &: -\frac{\partial \psi / \partial p}{\partial \psi / \partial y} \\
 \partial \psi / \partial p_i &= -\frac{1}{\left(h + \frac{g}{y-f}\right)^2} \left( h_i + \frac{g_i(y-f) + gf_i}{(y-f)^2} \right) \\
 (7.75) \quad \partial \psi / \partial y &= -\frac{1}{\left(h + \frac{g}{y-f}\right)^2} \left( -\frac{g}{(y-f)^2} \right) \\
 ROY &: -\frac{-\left( h_i + \frac{g_i(y-f) + gf_i}{(y-f)^2} \right)}{\frac{g}{(y-f)^2}} = x_i = \frac{g_i}{g}(y-f) + \frac{h_i}{g}(y-f)^2 + f_i
 \end{aligned}$$

In beiden Fällen resultiert das dasselbe Nachfragesystem, das bei Anwendung von Roy's Identität aus der indirekten Nutzenfunktion (7.71) von Ryan und Wales abgeleitet wird. Die Ausdrücke der ersten Ableitung nach dem Einkommen in (7.76) und der zweiten Ableitung nach dem Einkommen in (7.77) sind komplexer als die Ableitungen der Ryan-Wales Nutzenfunktion und enthalten jeweils den Term der Funktion  $h$ . Die ursprüngliche Nutzenfunktion von Ryan und Wales ist mit den hochgestellten Buchstaben  $RW$  gekennzeichnet.

$$(7.76) \quad \frac{\partial \Psi(p, y)}{\partial y} = \frac{g}{(g + (y-f) \cdot h)^2} \quad \text{und} \quad \frac{\partial \Psi^{RW}(p, y)}{\partial y} = \frac{g}{(y-f)^2}$$

$$(7.77) \quad \frac{\partial^2 \Psi(p, y)}{\partial^2 y} = -\frac{2 \cdot g \cdot h}{(g + h \cdot (y-f))^3} \quad \text{und} \quad \frac{\partial^2 \Psi^{RW}(p, y)}{\partial^2 y} = -\frac{2 \cdot g}{(y-f)^3}$$

Für den Fall, dass der Funktionswert von  $h$  negativ wird, kann die zweite Ableitung der vorgeschlagenen Nutzenfunktion nach dem Einkommen positive Werte annehmen.

Die Nachfragetheorie postuliert hingegen einen sinkenden Grenznutzen des Einkommens. Diese Hypothese hat weitreichende politische Anziehungskraft, da pure Umverteilungen zu Gunsten ärmerer Bevölkerungsgruppen zu gesellschaftlichen Wohlfahrtssteigerungen führen. Die weitreichend akzeptierte Hypothese des sinkenden Grenznutzens des Einkommens ist aber nicht unumstritten und keineswegs unproblematisch. Diskussionen

darüber basieren häufig auf der Friedman-Savage Nutzenfunktion, die zunächst einen konkaven Bereich zeigt, dann konvex verläuft und in einer dritten Phase wieder konkav ist (Lawsky 2011:935, Baily, Olson und Wonnacott 1980). Die Frage, ob individuelle Nutzenfunktionen strikt konkav sind, ist eine normative Prämisse und ist nur empirisch zu beantworten (Esterlin 2004, Lawsky 2011, Layard, Nickell und Mayraz 2008). Aus diesem Grund kann es kein Defekt der vorgeschlagenen Nutzenfunktion sein, wenn sie die Eigenschaft impliziert, über einen partiellen Bereich der Einkommensentwicklung zunehmenden Grenznutzen abbilden zu können.

Im nachfolgenden Teil der Arbeit werden in den Kapiteln 8 und 9 partiale Modelle mariner Fischressourcen entwickelt. Partialmodelle ermöglichen eine detailliertere Betrachtung Sektor spezifischer Probleme. Die Ergebnisse der Partialmodelle liefern Ergebnisse, die als exogene Daten in das CGE Modell einfließen.

## **8 Die Modellierung des Namibischen Fischereisektors**

Das Kapitel 8 behandelt den Namibischen Fischereisektor im Detail. Abschnitt 8.1 definiert den Sektor als sozioökonomisches System. Abschnitt 8.2 befasst sich kritisch mit der Datengrundlage für die Modellierung. In Abschnitt 8.3 wird die Unternehmensstruktur der Hechtfischerei untersucht. Abschnitt 8.4 betrachtet im Anschluss an die Datenanalyse die theoretischen Grundlagen bioökonomischer Ressourcenmodelle. Zunächst wird in Abschnitt 8.4.1 das statische Gordon-Schäfer Modell erläutert, anschließend wird in Abschnitt 8.4.1 die optimale Ressourcenallokation aus dynamischer Perspektive hergeleitet, um den Zusammenhang zwischen Ressourcennutzung und gesellschaftlicher Zeitpräferenz zu erklären. Die Theorie wird in Abschnitt 8.5 auf die Hechtfischerei Namibias angewendet. Abschnitt 8.6 analysiert die Investition in eine moderne Flotte. Daraus werden potentielle Ressourcenrenten abgeleitet und Managementsysteme analysiert.

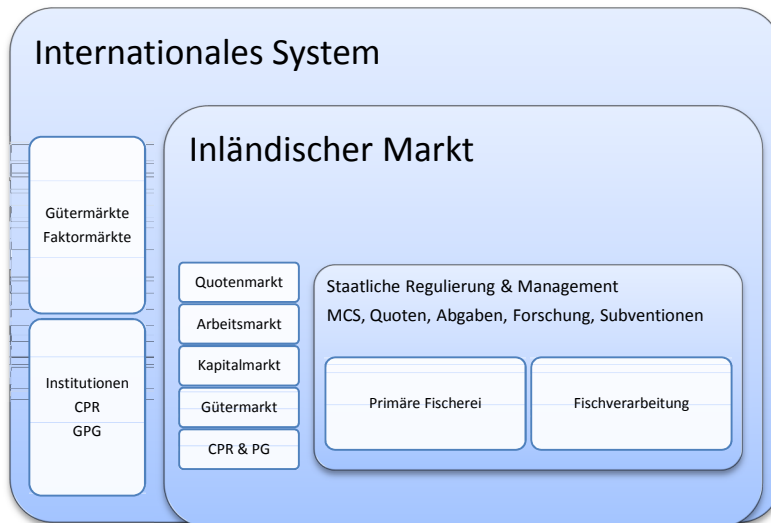
### **8.1 Der Fischereisektor als sozioökonomisches System**

Abbildung 21 zeigt den Fischereisektor als sozioökonomisches System, welches durch wirtschaftliche, legislative und soziale Aktivitäten determiniert wird und durch vielfältige Wechselwirkungen an die nationale und internationale Volkswirtschaft angekoppelt ist (Sauer et al. 2003). Gleichzeitig steht das sozioökonomische System in enger Wechselbeziehung zu dem marinen Benguela Ökosystemsystem. Die Wohlfahrt des



sozioökonomischen Systems hängt somit direkt von der biologischen Funktionalität des Ökosystems ab (Grafton et al. 2010).

Abbildung 21: Sozioökonomisches System der Fischerei



**Quelle: eigene Darstellung**

Das neoklassische Modell geht davon aus, dass Verfügungsrechte existieren und Marktpreise den Transfer und die optimale Allokation der Ressourcen bestimmen. Das Modell setzt voraus, dass die Eigentumsrechte in Bezug auf Verpflichtungen und Restriktionen umfassend definiert, exklusiv, transferierbar und durchsetzbar sind.

Bei Gütern mit Common Pool Charakter funktioniert das neoklassische Modell nicht komplikationslos (Tietenberg und Lewis 2009). Hierfür sind primär Faktoren wie biologische, technologische und ökologische Externalitäten, hohe Exklusionskosten und Transaktionskosten verantwortlich (Bjorndal und Munro 2003, Kaitala und Lindros 2007, Mc Carthy, Sadoulet und Janvry 2001). Biologische (Stock) Externalitäten treten in einer Fischerei auf, wenn zusätzliche Akteure eintreten. Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit der Ressource, hat jede zusätzliche Produktionseinheit einen unmittelbaren Effekt auf die Produktion und die Kosten aller übrigen Akteure (Munro 2009). Technologische Externalitäten werden durch die unterschiedliche Selektivität einer speziellen Fischereitechnik verursacht. Technologische Externalitäten können sequentiell oder parallel sein. Sequentielle technologische Externalitäten treten auf, wenn z.B. die Fangtechnik die Populationsstruktur der Ressource und damit den Ertrag alternativer Fischereien beeinflusst. Häufig existieren Konflikte zwischen der kommerziellen Fischerei, die in tieferen Gewässern auf die größeren fortpflanzungsfähigen Individuen abzielt, während die artisanale Fischerei in Küstennähe die Jungfische entnimmt (Sumaila

2000). Diese Tatsache erklärt z.B. Konflikte zwischen Trawler und Longliner Fischereien in Südafrika und Namibia (Hutton und Sumaila 2002). Man spricht von parallelen technologischen Externalitäten, wenn z.B. der By-Catch einer Fischerei, bei Quoteninhabern dieser Fischart zu Quotenkürzungen und geringerem Profit führt (Gilman und Lundin 2010). Mit ökologischen Externalitäten ist eine Fischerei prinzipiell konfrontiert, da jeder Akteur in die Nahrungskette eingreift und hierdurch Ökosystemfunktionen verändert. Die Trawler Technologie wird darüber hinaus aufgrund ihrer negativen Effekte auf den Meeresboden und dort vorkommende komplexe ozeane Ökosysteme scharf kritisiert.

## 8.2 Kritische Erörterung der Datenbasis der Namibischen Fischerei mit Bezug auf die Modellierung

Die vorliegende Arbeit greift auf verschiedene nationale und internationale Datenquellen zurück. Die vergleichende Analyse des Datenmaterials zeigt teilweise gravierende Diskrepanzen. Im folgenden Abschnitt werden die benötigten Fischereidaten analysiert; ferner werden Plausibilitätsberechnungen und Korrekturen des Datenmaterials dargelegt, die notwendig sind, um eine konsistente SAM zu entwickeln.

Die ökonomischen Rahmendaten der Fischereiwirtschaft werden in den Jahresberichten des MFMR veröffentlicht (MFMR diverse Jahrgänge). Zu diesen Daten zählen die realisierten Fangmengen, Fangquoten, Anteile der Fischerei und der Fischverarbeitenden Industrie am Bruttoinlandsprodukt, Wert des angelandeten Fisches, Wert des an Land weiterverarbeiteten Fisches und Exportwerte (vgl. MFMR diverse Jahresberichte). Generell gelten die Daten über Fangmengen als vertrauenswürdig, da Namibische Regierungsbehörden die lizenzierten Schiffe durch ein konsequentes *Monitoring Control Surveillance (MCS)* System recht erfolgreich überwachen (Satia und Jallow 2010:267). Differenzierte Preisdaten dahingegen sind nicht verfügbar oder nicht vertrauenswürdig (Manning 2001, Ithindi 2003).

### 8.2.1 Preise

In einer Studie des Französischen Instituts *Oceanic Development* über die Auswirkungen der geplanten Veränderung der *Rules of Origin RoO*, die im Rahmen der neu zu vereinbarenden Partnerschaftsabkommen der EU mit AKP Ländern im Gespräch sind, werden gravierende Diskrepanzen zwischen der Exportstatistik Namibias und der Importstatistik der EU aufgezeigt (Oceanic Development 2007). Diese Diskrepanzen sind teilweise durch die falsche Klassifizierung der Exporte von Hechtfilet in der Namibischen

Statistik zu erklären (Oceanic Development 2007:126). Hechtfilet wurde mehrere Jahre unter der Kategorie *Frozen fillets* mit den exportierten Fischfilets aller übrigen Spezies verbucht.

Aufgrund fehlender valider Namibischer Preisstatistiken werden in der vorliegenden Arbeit Eurostat Importstatistiken<sup>21</sup> verwendet, um die für die SAM benötigten Preise als Wert dividiert durch Menge (Einheitspreis) zu kalkulieren. Zu diesem Zweck werden zunächst die importierten Mengen und Werte für diverse Verarbeitungsstufen von Hecht aus der Eurostat Datenbank extrahiert, um die EU Import Einheitspreis zu berechnen (vgl. Tabelle 10). Der Import Unit Value bezogen auf das Lebendgewicht<sup>22</sup> wird um die Frachtkosten<sup>23</sup> bereinigt und mit der Summe aus Wetfish Quote, Freezer Quote und Premium Qualität Exporten multipliziert<sup>24</sup>. Der so ermittelte monetäre Wert für Hechtanlandungen aus Namibischen Gewässern im Jahr 2004 beträgt 1634 Mio. N\$. Dieser kalkulierte Wert entspricht knapp 66% des vom MFMR veröffentlichten Gesamtwertes aller Fischladungen (2531 Millionen N\$ im Jahr 2004, MFMR 2006). Die Zahl ist durchaus plausibel und wird durch Angaben des Jahresberichts 2005 des MFMR belegt, wonach die Hechtfischerei „...usually accounts for over a quarter of the annual production and about 70% of the total landed value.“ (MFMR 2005:30).

Im Jahr 2004 wurden in Namibischen Gewässern insgesamt 567133 Tonnen Fisch gefangen. Den größten mengenmäßigen Anteil hatte Stöcker (Horse Mackerel) mit 324138 Tonnen, gefolgt von Hecht (Hake) mit 189305 Tonnen. Namibia exportierte im Jahr 2004 nach Statistiken des MFMR Fisch im Wert von 3350 Mio. N\$ (MFMR 2006). Die Exporte in die EU hatten einen Wert von 2014 Mio. N\$, das sind gut 60% des Namibischen Exportwertes von Fisch (exporthelp.europa.eu). Die Exportmenge von Hecht in die EU, umgerechnet auf das Lebendgewicht, hatte die Größenordnung von rund 160521 Tonnen, das entspricht einem Produktgewicht von 77598 Tonnen (exporthelp.europa.eu, Oceanic Development 2007). Ein hoher Anteil von 85% der mengenmäßigen Hechtanlandungen waren demnach für den EU Markt bestimmt mit einem Importwert von 189 Mio. Euro (1540 Millionen N\$). Aus den Daten errechnet sich ein durchschnittlicher *Unit Value* Import von 1,18€ pro kg Lebendgewicht. Bezogen auf das Produktgewicht kommt man auf einen durchschnittlichen Import *Unit Value* von 2,44€ pro kg Hecht.

---

<sup>21</sup> Zugriff auf <http://exporthelp.europa.eu>

<sup>22</sup> Zu den Konversionsfaktoren vgl. <http://faolex.fao.org/docs/pdf/nam2706.pdf>

<sup>23</sup> Die Frachtkosten liegen etwa bei 150€ pro Tonne Fisch (Oceanic Development 2007)

<sup>24</sup> Premium Qualität ist der Frischfisch, der von der Longliner Fischerei gefangen wird.

Einige Fischarten, dazu zählen Seeteufel (Monkfish), Kingklip, Orange Roughy und Langusten, erzielen höhere Preise als Hecht. Im Vergleich zu dem mengenmäßigen Anteil an den Anlandungen von nur 3,35%, beträgt der geschätzte wertmäßige Anteil dieser Spezies etwa 27 %, und etwa 34 % des wertmäßigen Anteils wird in die EU exportiert. Die Preisdaten für Kingklip, Teufelsfisch und Langusten wurden ebenfalls aus EU Importstatistiken selektiert und mittels FAO Konvertierungsfaktoren<sup>25</sup> auf das Lebendgewicht zurückgerechnet (vgl. BCLME 2006a). Diese Spezies werden in der SAM in einem aggregierten Produktionsverfahren AFISH berücksichtigt (vgl. Abschnitt 8.6).

Aufgrund der hohen Exporte in den Europäischen Markt, ist die Wirtschaftlichkeit Namibischer Unternehmen abhängig vom Euro Wechselkurs. Tabelle 9 zeigt die relativen Variationskoeffizienten  $V_R$  (Sachs 1992:140) und die arithmetischen Mittel für die Preise verschiedener Produktkategorien von Hecht des Zeitraums 2001 bis 2006 (jeweils in Euro und in Namibischen Dollar).<sup>26</sup> Der Vergleich der relativen Variationskoeffizienten (vgl. Fußnote 26) der Währungen verdeutlicht den Einfluss der Wechselkursschwankungen auf die Fischpreise während der Beobachtungsperiode.

Der Wechselkurs selbst hat im Beobachtungszeitraum einen recht moderaten Variationskoeffizienten von 3,55%, und auch die Variationskoeffizienten der Fischpreise in Tabelle 9 zeigen relativ geringe Preisschwankungen. Folglich können die makroökonomischen Rahmenbedingungen Namibischer Fischereiunternehmen auf der Einnahmenseite als stabil eingeschätzt werden.

**Tabelle 9: Relative Variationskoeffizienten  $V_R$  und arithmetische Mittel für diverse Hecht Exportprodukte im Zeitraum 2001 bis 2006 in Euro und Namibischen Dollar**

Hecht in Produktkategorien	relativer Variationskoeffizient $V_R$ in €	relativer Variationskoeffizient $V_R$ in N\$	arithmetisches Mittel in €	arithmetisches Mittel in N\$
Whole fresh and chilled	2,15%	5,04%	4,07	34,98
Whole frozen	2,46%	3,20%	1,68	14,39
Fillets frozen	1,72%	4,10%	2,79	23,88
Meat frozen	3,80%	6,00%	2,09	17,97
Unit Value Lebendgewicht	1,95%	4,50%	1,21	10,41
Fillets frozen cape hake	1,68%	4,10%	2,79	23,87
Unit Value Produktgewicht	1,66%	3,54%	2,54	21,73

<sup>25</sup> Informationen zu Konvertierungsfaktoren findet man unter: <http://faolex.fao.org/docs/pdf/nam2706.pdf>

<sup>26</sup> Für die Berechnung wurden die Wechselkurse über den Beobachtungszeitraum jeweils in der Mitte des Monats ermittelt und das arithmetische Mittel der jährlichen Mittelwerte berechnet. Den Variationskoeffizient  $V$  errechnet man als Quotient der Standardabweichung des arithmetischen Mittels der jährlichen Wechselkurse und dem Durchschnitt über die 6 Jahre  $t$ . Der relative Variationskoeffizient  $V_R$  ist der Quotient aus  $V$  und Wurzel( $t=6$ ).

Quelle: eigene Berechnungen auf der Basis von Wechselkursdaten von OANDA INC

In Tabelle 10 sind die kalkulierten EU Import Unit Values für verschiedene Hechtprodukte des Zeitraums 2001 bis 2006 aufgelistet. Die letzte Zeile der Tabelle zeigt den Unit Value ohne die Premiumqualität für Frischfisch. Diese Premiumqualität wird nur vom Segment *Longliner* der Hechtfischerei gefangen. Der Frischfisch (*whole fresh and chilled*) ist nahezu ausschließlich für den EU Markt bestimmt und erzielt dort die höchsten Preise. Da in der SAM verschiedenen Fischereien spezifiziert werden, die ein spezielles Produktsegment anbieten, ist es notwendig, die entsprechenden Preise zu berechnen.

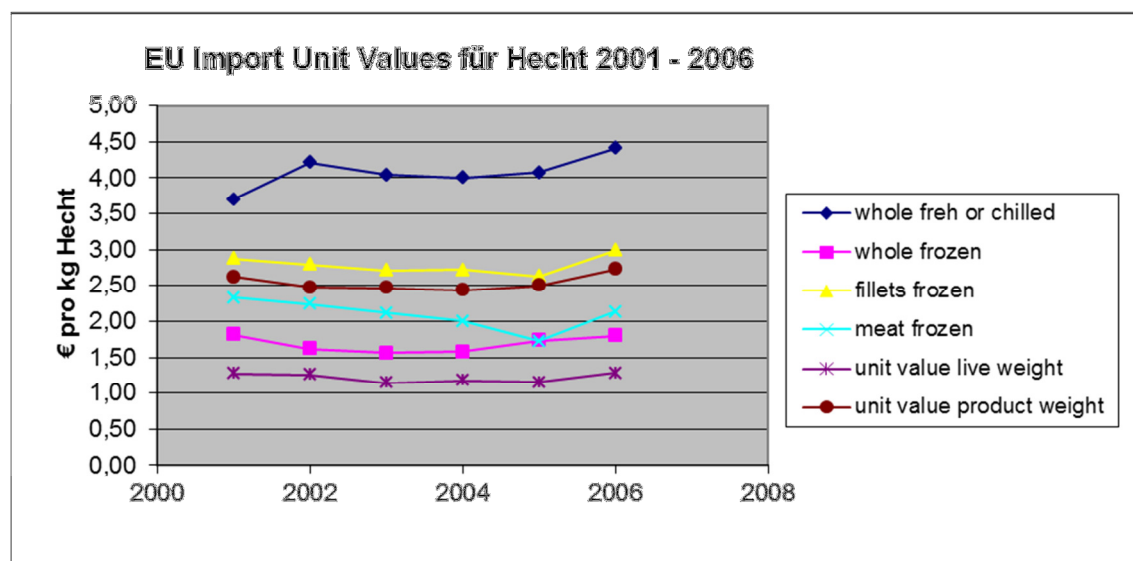
**Tabelle 10: EU Import Unit Values verschiedener Hechtprodukte für die Jahre 2001 bis 2006 in Euro und durchschnittliche jährliche Wechselkurse in N\$/Euro**

Unit Value €/kg	2001	2002	2003	2004	2005	2006
whole fresh and chilled	3,70	4,21	4,04	4,00	4,08	4,41
whole frozen	1,81	1,62	1,56	1,58	1,73	1,80
fillets frozen	2,88	2,80	2,71	2,72	2,63	2,99
meat frozen	2,33	2,24	2,12	2,01	1,72	2,13
Unit Value Lebendgewicht	1,28	1,26	1,15	1,18	1,15	1,28
Fillets frozen cape hake	2,86	2,80	2,71	2,72	2,64	2,99
Unit Value Produktgewicht	2,62	2,48	2,47	2,44	2,50	2,73
Unit Value Lebendgewicht excl PQ	1,17	1,13	1,07	1,08	1,02	1,17
Wechselkurs N\$/€, Jahresmittelwert	7,80	10,07	8,69	8,24	7,96	8,61

Quelle: Exporthelp.europa.eu und eigene Berechnungen

Abbildung 22 und Abbildung 23 veranschaulichen nochmals grafisch die Variationen der Preise im Beobachtungszeitraum. Die Preisreihen in Abbildung 22 demonstrieren die Stabilität des EU Marktes für hochwertigen Fisch aus Namibia. Nur im Jahr 2002 zeigt sich in Abbildung 23 ein auffälliger Peak, insbesondere für Frischfisch.

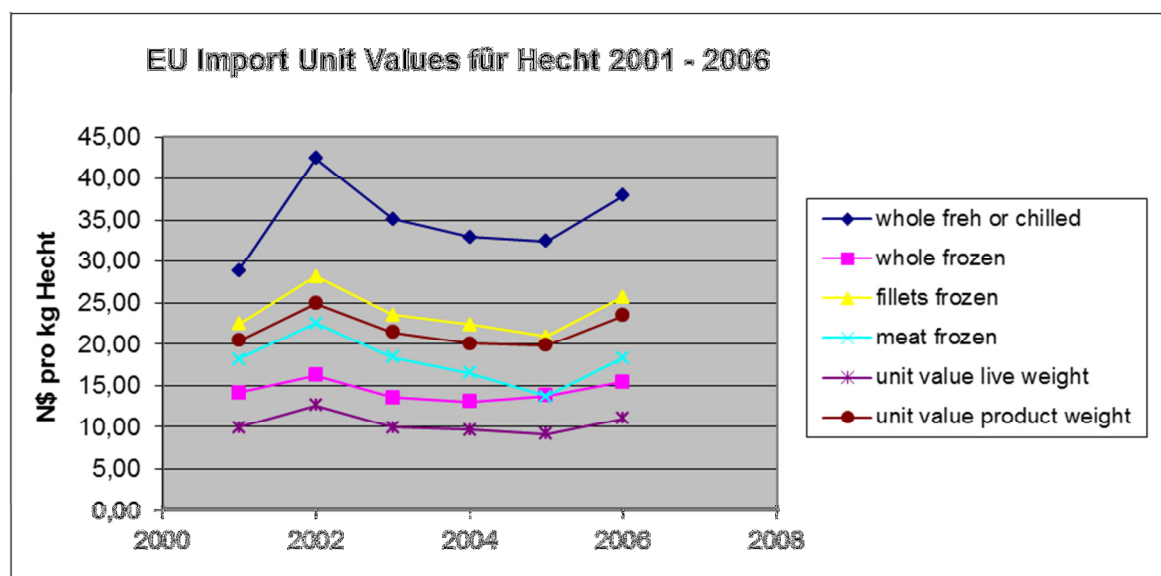
**Abbildung 22: EU Import Unit Values für verschiedene Produktkategorien von Hecht von 2001-2006 in €/kg**



Quelle: Eigene Grafik, Datenquelle: exporthelp.europa.eu

In diesem Zusammenhang sei nochmals auf die Problematik Namibischer Fischereistatistiken hingewiesen. In einer Fallstudie im Rahmen des Weltbank/FAO „rent drain“ Reports (World Bank und FAO 2009) verwenden die Autoren für die Kalkulation der Ressourcenrente der Namibischen Hechtfischerei zweifelhafte Daten (Marsden und Sumaila 2008)<sup>27</sup>. Nach Angaben des MFMR (MFMR 2002 zitiert in Ithindi 2003:20) hat der angelandete Hecht im Jahr 2002 einen Wert von 733 Mio. N\$. Dividiert durch die Fangmenge (156000 Tonnen), errechnen die Autoren einen Unit Value von 4,7 N\$/kg (Marsden und Sumaila 2008:10). Bei einem Gesamtwert der Fischanlandungen von 2608 Mio. N\$ und einem etwa 70%igen Anteil von Hecht am Gesamtwert kommt man hingegen auf einen Unit Value von 11,8 N\$/kg. Die Autoren kalkulieren jedoch trotz des von ihnen berechneten wesentlich geringeren Preises positive Ressourcenrenten; folgerichtig darf man bei der Verwendung korrigierter Preise noch höhere Ressourcenrenten erwarten (World Bank und FAO 2008:80).

Abbildung 23: EU Import Unit Values für verschiedene Produktkategorien von Hecht von 2001-2006 in N\$/kg



Quelle: Eigene Grafik, Daten: exporthelp.europa.eu

### 8.2.2 Kosten und Einnahmen

Noch kritischer als die Preisdaten sind die Daten der Kostenstruktur und der Einnahmen der Namibischen Fischerei zu bewerten. Dies verdeutlicht eine Studie des MFMR aus dem Jahr 2003, in der es um die Rentabilität der Hecht-Fischerei und die Bewertung der wirtschaftlich tragbaren Abschöpfung von Ressourcen Renten geht (Ithindi 2003). Die

<sup>27</sup> Das Arbeitspapier ist auf der Webseite der University of British Columbia nicht mehr verfügbar, die Daten werden in neueren Studien aber weiterhin zitiert (vgl. Naber, Lange und Hatzios 2008:26). Die Autorin der vorliegenden Arbeit verfügt über eine Kopie der Studie.

MFMR Studie verwendet Datenmaterial der *Annual Income Expenditure Surveys (AIES)* des Jahres 2002 und weist auf die zum Teil undifferenzierte und unvollständige Datenlage vertikal integrierter Unternehmen hin. Der Autor der Studie vermutet eine strategische Unterbewertung des angelandeten Fisches und eine Überbewertung der Ressource auf der Ausgabenseite der nachfolgenden Stufen der Wertschöpfungskette (Ithindi 2003:18). Verrechnungspreise (*Transfer Pricing*) bieten besonders internationalen Joint Venture Unternehmen die Möglichkeit Ressourcenrenten zu kaschieren. Trotz der kritischen Einschätzung der analysierten Daten gelangt der Autor zu dem Ergebnis, dass größere vertikal integrierte Unternehmen (gleichzeitig Inhaber der größten Quotenanteile für Hecht) keine positiven Ressourcenrenten erwirtschaften konnten, sondern nach Abzug der Quotenabgaben unternehmerische Verluste verbuchten (Ithindi 2003:22). Der Autor spricht die Empfehlung aus, dass die Kosten der Fischerei bei der Festsetzung der an den Staat zu zahlenden Nutzungsabgaben berücksichtigt werden sollten (Ithindi 2003:27). Diese Politikempfehlung kann jedoch nicht zu einer effizienten Nutzung natürlicher erneuerbarer Ressourcen führen. Die fehlenden Richtlinien für die Unternehmensstatistik erschweren zudem die Berechnung der Wirtschaftlichkeit verschiedener Unternehmenssegmente und folglich die Abschätzung der wahren Ressourcenrenten (Manning 2001). Ressourcenrenten, die den „normalen“ Profit übersteigen, bedeuten eine versteckte Subventionierung des Sektors (Clark 2006). Exakte Berechnungen der erzielbaren Ressourcenrente sind eine Voraussetzung für die Konzeptionierung einer nachhaltigen Fischereipolitik, insbesondere für ein Land wie Namibia, dessen wirtschaftliche Entwicklung extrem von seinem Naturkapital abhängt (Lange 2004).

### **8.3 Unternehmensstruktur der Hechtfischerei**

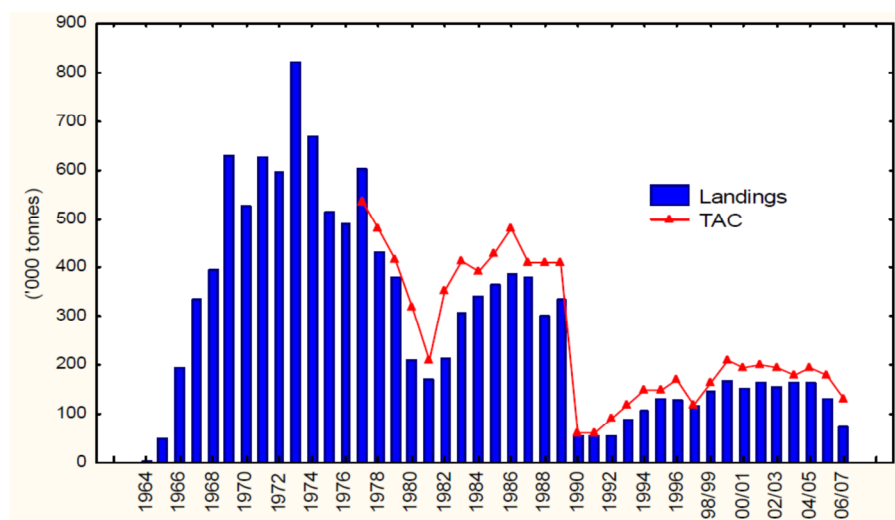
Im folgenden Abschnitt wird die Konsistenz der Kostenstruktur der Hechtfischerei überprüft. Hierfür werden die publizierten Fischereikosten diverser Quellen verglichen (Sumaila 2000, Hutton und Sumaila 2002, Punt 1993, Armstrong und Sumaila 2004, Lange 2004, Elago 2002, Ithindi 2003, MFMR verschiedene Jahrgänge, Oceanic Development 2007, Hempel et al. 2007, BCLME diverse Berichte, Leiman und Harris 2009). Ziel des Vergleichs ist die Spezifikation der Fischerei Aktivitäten für die SAM und die Verknüpfung der Standardkonten der SAM mit Satelliten Systeme für Naturressourcen (UN et al. 2003, De Haan 2004, vgl. Abschnitt SAM und SEEA).

In Namibia kann man drei prinzipielle wirtschaftliche Aktivitäten der Hecht-Fischwirtschaft unterscheiden (vgl. Hempel et al. 2007):

- den Fang von Hecht (Primärproduktion)
- das Filetieren und Frosten (primäre Verarbeitungsstufe)
- die Produktion von portioniertem verpacktem gefrorenem Fisch (sekundäre Verarbeitungsstufe).

Die Primäre Verarbeitung wird entweder direkt von modernen Freezer-Trawlern auf See vorgenommen, oder der Fisch wird an Land weiter verarbeitet. Abbildung 24 zeigt den historischen Verlauf der Anlandungen von Hecht aus Namibischen Gewässern. Seit der Unabhängigkeit versucht das MFMR den Bestand zu regenerieren. Die rasche Erhöhung der TAC und die geringen Fänge verdeutlichen die Problematik des Fischressourcen Managements, das durch Lobbyismus und „rent seeking“ erschwert wird. Für Hecht galt 2004 eine *Wetfish* Quote von 60%, d.h. dieser Anteil muss an Land verarbeitet werden. Vor der Unabhängigkeit und bis zum Jahr 1993 waren Freezer-Trawler absolut dominierend. 1992 landeten Wetfish Trawler lediglich 5000 Tonnen der rund 88000 Tonnen gelandeten Hechts.

Abbildung 24: Jährliche Anlandungen von Hecht aus Namibischen Gewässern und TAC



Quelle: Russel 2009:22

Die Politik der Quotierung war rasch erfolgreich, bereits 1993 erreichten Wetfish Trawler einen Anteil von 20% an den gesamten Anlandungen (Nichols 2004). Durch die Quotierung der spezifischen Fischereisegmente will die Regierung einen höheren Anteil der Wertschöpfung an Land erreichen und gleichzeitig die kapitalintensive Verarbeitung auf See eingrenzen. Die Wetfish Quote ist 2006 weiter auf 70% erhöht worden (Iyambo 2006). Die Quotierung für spezifische Fischereien ist umstritten und wird insbesondere auch aus biologischen Gründen kritisch betrachtet, da die Fischereien selektiv bezüglich der Altersklassen fischen (Bailey, Sumaila und Martell 2011).



Bei der Verarbeitung auf See wird pro 450 kg Fisch im Durchschnitt eine Arbeitskraft benötigt, im Vergleich hierzu benötigt ein Fischverarbeitendes Unternehmen an Land durchschnittlich eine Arbeitskraft pro 70 kg Fisch (Meyn 2005). Ein Trawler mit Wetfish Quote landet den Fisch etwa wöchentlich, während Freezer-Trawler in der Regel bis zu 45 Tagen auf See bleiben. Die Qualität des *offshore* verarbeiteten Fisches wird tendenziell höher bewertet, da der Fisch direkt gefrostet wird (Meyn 2005). *Onshore* verarbeitende Unternehmen besitzen dahingegen eine größere Flexibilität, um auf variierende Marktgegebenheiten zu reagieren. Dies ist ein Vorteil im Hinblick auf die potentielle Erhöhung des inländischen Anteils an der globalen Wertschöpfungskette (Hempel et al. 2007). Typische Primärverarbeitungsprodukte und traditionelle Exportprodukte Namibias sind Gebinde mit 5 bis 10 kg gefrosteten Hecht für die internationale Nahrungsmittelindustrie. In jüngster Zeit werden zunehmend auch küchenfertige sekundäre Verarbeitungsprodukte exportiert. Dies sind 400 bis 600 g Packungen, die direkt über internationale Supermarktketten vermarktet werden. Derzeit sind 25 fischverarbeitende Unternehmen Namibias in der EU registriert, 11 davon verarbeiten den Großteil der Ware und haben zusammen eine Verarbeitungskapazität von etwa 160000 Tonnen Fisch pro Jahr (Hempel et al. 2007).

Die Daten der MFMR Studie zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit der Namibischen Hechtfischerei erfassen 29 der insgesamt 38 Unternehmen, die Inhaber von Fischereirechten sind (Ithindi 2003). Die Stichprobe umfasst knapp 80% der gesamten Hecht Anlandungen und 63% der TAC des Jahres 2002 (122125 Tonnen). Die Studie unterscheidet drei für Namibia charakteristische Unternehmensgruppen:

- große vertikal integrierte Unternehmen (Gruppe 1),
- Unternehmen neuer Quoteninhaber (Gruppe 2)
- mittlere Fischereiunternehmen ohne eigene Verarbeitungsbetriebe (Gruppe 3)

Die Unternehmen der neuen Quoteninhaber sind in der Mehrzahl der Fälle mit den etablierten vertikal integrierten Unternehmen assoziiert, indem diese den etablierten Unternehmen ihre Quote überlassen. Mangelnde Qualifikation und fehlende begleitende Trainingsprogramme haben zu dieser Fehlentwicklung von Black Economic Empowerment (BEE) Strategien geführt (Melber 2007:121). Vergleichbare Entwicklungen zeigen sich im Agrarbereich, wo die *Resettlement* Strategie ebenfalls nicht die politisch gewünschte partizipatorische Wirkung zeigte und die Integration in den

formellen Arbeitsmarkt nicht erfolgte (MET 2007, Millenium Challange Account Namibia 2006).

Tabelle 11 zeigt die Kosten der Unternehmensgruppen in N\$ pro kg Hechtquote. Die Gruppe der neuen Quoteninhaber hat sehr geringe variable Kosten pro kg Quote. Diese Tatsache deutet darauf hin, dass nur ein geringer Anteil der neuen Quoteninhaber tatsächlich aktiv im Fischereisektor operiert. Als *Joint Venture* Partner besitzen Gruppe 1 und Gruppe 2 zusammen einen Anteil von 78% der Stichprobenquote und etwa 50% der Gesamtquote für Hecht. Die Gesamtkosten der *Joint Venture* Partner pro kg Quote sind um 24% niedriger als die Gesamtkosten der Fischereibetriebe ohne Verarbeitungssegment (Gruppe 3). Betrachtet man die Produktionskosten der vertikal integrierten Unternehmen dagegen isoliert, dann ändert sich der Wettbewerbsvorteil zugunsten der primären Fischereibetriebe (Gruppe 3), deren Kosten in diesem Fall um 15,3 % niedriger sind, als die Kosten der Gruppe 1. Die Durchschnittskosten aller drei Unternehmensgruppen betragen 6,1 N\$ pro kg Quote.

**Tabelle 11:** Kostenkomponenten von drei Unternehmensgruppen basierend auf Daten des Jahres 2002 in N\$/kg

	Vertikal integrierte Unternehmen (Gruppe 1)	Neue Quoteninhaber (Gruppe 2)	Gruppe (1)+(2)	Mittlere Fischereibetriebe (Gruppe3)
Quotenanteil *	36%	26%	62%	17%
Energiekosten	1,93	0,17	1,2	1,92
Lohnkosten	3,3	0,33	2,05	2,26
Reparaturen, Instandhaltung	1,83	0,11	1,11	1,71
Betriebsmittel	0,14	0,04	0,1	0,05
Lizenzen, Quoten	0,29	0,11	0,22	0,21
Opportunitätskosten Kapital	0,61	0,14	0,41	0,41
Abschreibung	0,34	0,21	0,29	0,23
Hafen und Lagerung	0,19	0,23	0,2	0,66
Sonstige	0,04	0,27	0,14	0,06
Gesamtkosten	8,67	1,59	5,7	7,52

Quelle: Eigene Berechnung abgeleitet aus Daten von Ithindi 2003 & MFMR 2006.

\*Die Quotenanteile beziehen sich auf die Anteile der Gruppe an der Gesamtquote, die Stichprobe umfasst 79% der Gesamtquote.

Tabelle 12 zeigt die Einnahmen der drei Unternehmensgruppen in Mio. N\$ und die Gesamteinnahmen der Stichprobe. Zusätzlich zu den Fischverkäufen verbuchen die

primären Fischereiunternehmen (Gruppe 3) und die Neuen Unternehmen (Gruppe 2) Einnahmen aus dem Verkauf bzw. dem Leasing<sup>28</sup> von Quoten.

**Tabelle 12: Einnahmen der drei Unternehmensgruppen in Mio. N\$ im Jahr 2002**

	Vertikal integrierte	Neue Quoteninhaber	Mittlere Fischereibetriebe	Summe Stichprobe:
Fischverkäufe, Mio. N\$	456,8	82,4	194,4	733,7
Kommission für Fischfang, Mio. N\$	0	0	7,5	7,5
Quotenverkauf, Mio. N\$	0	6,2	6,3	12,5
Schiffsverleih, Mio. N\$	0	0	15,6	15,6
Gesamteinnahmen, Mio. N\$	456,8	88,6	223,9	769,3
Quote in Tonnen	55652	40193	26280	122125
Einnahmen N\$/kg verkauften Fisch	8,21	2,05	7,40	6,01

**Quelle: Eigene Berechnung abgeleitet aus Daten von Ithindi 2003 & MFMR 2006.**

Die Unternehmen der Gruppe 3 erhalten weitere Einnahmen aus Kommissionen für gefangenen Fisch im Auftrag anderer Quoteninhabern und aus der Vermietung von Schiffe. Parallel zur Kostenseite, zeigt auch die Betrachtung der Einnahmenseite, dass die Gruppe der neuen Quoteninhaber de facto nicht wirtschaftlich aktiv ist. Pro kg Quote errechnet sich aus dem Verkauf von Hecht ein Unit Value von 2,05 N\$ pro kg. Dieser Preis steht in keinerlei Relation zu den beobachteten Verkaufspreisen von Rohfisch. Die Gruppe der mittleren Fischereiunternehmen ohne eigene fischverarbeitende Betriebe (Gruppe 3) verbucht im Beobachtungsjahr 2002 einen signifikanten Einnahmeüberschuss von 13%, während die Gruppe der vertikal integrierten Betriebe nur in Assoziation mit den neuen Quoteninhabern eine geringen Überschuss erwirtschaftet.

Es wird die These vertreten, dass der Kostenpreis der Gruppe 3 die höchste Plausibilität besitzt, da primäre Fischereibetriebe keine strategischen Kostenumschichtungen zwischen einzelnen Unternehmenssegmenten vornehmen. Gleichzeitig wird vermutet, dass die Unternehmen dieser Gruppe durch einen veralteten Kapitalstock hohe Kosten pro kg Quote haben (Sauer et al. 2003, BCLME 2006).

Der Kostenpreis pro kg Quote addiert sich für diese Unternehmensgruppe auf 7,52 N\$ (0,75 € bei einem Wechselkurs von 10,07N\$ im Jahr 2002). Die Kosten für Arbeit liegen anteilmäßig bei 30%, die Energiekosten bei 26% und die laufenden Instandhaltungskosten bei etwa 23% der Gesamtkosten. Die Kosten für Arbeit sind im Vergleich zu anderen Veröffentlichungen um 10% höher. Auch die Reparatur- und Instandhaltungskosten sind

<sup>28</sup> Der Verkauf von Quoten ist in Namibia offiziell verboten, es handelt sich eher um die Überlassung von Quotenrechten für einen spezifizierten Zeitraum.

vergleichsweise hoch; sie haben in Vergleichsstudien einen Anteil zwischen 16% und 19% an den Gesamtkosten (Oceanic Development 2007:128, Hempel et. al 2007:83). Betrachtet man zusätzlich noch die geringen Abschreibungen, so deutet die Kostenstruktur trotz der positiven Ressourcenrenten auf eine veraltete Flotte und eine geringe Produktivität der primären Fischereiunternehmen hin. Die Fischerei ist aus diesem Grund begrenzt geeignet, um die potentiell erzielbaren Ressourcenrenten der Namibischen Hechtfischerei abzuschätzen, sie eignet sich sicherlich für die Abschätzung von Mindestrenten.

In den Berichten des BCLME Forschungsprojektes findet man diverse technische Parameter, aus denen sich die Kosten pro kg gefangenen Fisch herleiten lassen (BCLME 2006 diverse Forschungsberichte). Aus den Informationen über tägliche Fangmengen, Anzahl der aktiven Fischereitage, jährliche Fixkosten und variable Kosten pro Seegang ermittelt man Stückkosten von 5,43 N\$/kg für Namibische Trawler und 3,65N\$/kg für Südafrikanische Trawler. Die Kostendifferenzen demonstrieren die Spanne für potentielle Ressourcenrenten. Für die Longliner Fischerei ist die Datenlage problematischer. Die veröffentlichten Kosten differieren zwischen 1,27 N\$/kg und 89 N\$/kg Hecht (vgl. Tabelle 13). Folgerichtig errechnen einige Studien hohe Verluste für die Longliner Fischerei (Sumaila 2005, BCLME Appendix 9). In Südafrika werden zur gleichen Zeit Longliner Quoten zu sehr hohen Preisen gehandelt. Es werden Quotenpreise zwischen 8000 und 20000 ZAR<sup>29</sup> genannt (Leiman und Harris 2009:31). Leiman und Harris ermitteln via Residualansatz zwar negative Renten für die Südafrikanische Longliner Fischerei, sie erklären dies aber durch den extrem hohen Kapitalstock der recht jungen Fischerei und die hierdurch bedingten hohen Opportunitätskosten für das nicht amortisierte Kapital. Unter Experten gilt der Longliner Sektor als *high rent sub-sector*, welcher aufgrund des geringen Kapitalbedarfs pro Schiff auch für eine *Black-Empowerment Strategie* geeignet ist (Tieze und Lasch 2005). Für die gesamte Hechtfischerei Südafrikas ermitteln Leiman und Harris für das Jahr 2004 eine Ressourcenrente von 551 Mio. ZAR bei einem Zinssatz für die Opportunitätskosten des Kapitals von 10% und eine Rente von 446 Mio. ZAR bei einem entsprechenden Zinssatz von 20%. Pro Tonne errechnen die Autoren eine jährliche Ressourcenrente von 3571 ZAR (Leiman und Harris 2009:33). In Namibia wird die Freezer Quote zu einem inoffiziellen Preis von 1500 N\$/Tonne bis 1700 N\$/Tonne gehandelt und für die Wetfish Quote wird ein Preis von rund 650N\$/Tonne bezahlt (BCLME 2006a:32).

---

<sup>29</sup> Der Namibische Dollar ist an dem Südafrikanischen Rand ZAR gekoppelt, d.h. der Wechselkurs zum Euro ist identisch. Im Jahr 2004 beträgt der Wechselkurs etwa 8,2N\$/€, vgl. auch Tabelle 10.

**Tabelle 13: Technische und Kostendaten für die Hecht Trawler und Longliner Fischerei in Namibia und Südafrika**

Trawler	Tonnen/Tag	Tage	Tonnen/Schiff	var. Kosten/Tag	Fixkosten/Jahr	Kosten/kg
Appendix 6 BCLME NA	6,45	200	1290	53841	1217645	9,2913
Appendix 5 BCLME SA	10,62	211	2240	28720	2107812	3,6460
Appendix 9 BCLME NA	7,92	200	1584	27748	3056249	5,4330
Hutton und Sumaila 2002						3,7879
Leiman und Harris 2009						10,3857
Longliner						
Appendix 6 BCLME	5,02	120		5703	78106	1,2658
Appendix 5 BCLME	2,08	105		2277	37754	1,2677
Appendix 9 BCLME	0,53	120		33058	1704965	88,6230
Leiman und Harris 2009						15,0046
Japp 2007	1,836734694	196	360			

**Quelle: Eigene Berechnungen und Angaben der diversen zitierten Studien**

Die Rentabilitätsberechnung des BCLME Report (Appendix 9) für die Namibische Longliner Fischerei basieren auf der Allokation von nur 64 Tonnen Hecht Quote pro Schiff. Nach Kalkulationen von Japp (Japp 2007:13) sind mindestens 300-360 Tonnen Quote pro Schiff nötig, um während einer Longliner Saison von etwa 196 Tagen profitabel zu fischen. Die Berechnungen in Appendix 9 des BCLME Reports deuten allerdings zusätzlich auf eine fehlerhafte Datenbasis hin, da die variablen und fixen Kosten extrem hoch sind (vgl. Tabelle 13).

Der aus MFMR Daten kalkulierte Kostenpreis für die primären Fischereiu Unternehmen deckt sich nahezu mit dem Inputpreis für Rohfisch, der für ein typisches Segment der Namibischen Fischverarbeitenden Industrie mit geringer Wertschöpfung veröffentlicht wird (Oceanic Development 2007:129). Die Unternehmen dieses Marktsegments verarbeiten und verpacken gefrorenen Hecht (*whole, headed and gutted*) für den Export. Der Inputpreis für Rohfisch wird mit 0,92€/kg notiert<sup>30</sup>. Bei einem durchschnittlichen Euro-Wechselkurs des Zeitraums 2001-2006 von 8,56 N\$ errechnet sich für Fischereibetriebe der Gruppe 3 ein Kostenpreis von 0,88€ pro kg Hecht und demnach eine geringe Spanne von 5% im Durchschnitt der Zeitperiode. Der Kostenpreis der assoziierten vertikal integrierten Unternehmen (Gruppe 1) und deren Joint Venture Partner (Gruppe 2) beträgt unter gleichen Annahmen im Durchschnitt der Jahre 0,67€ pro kg Hechtquote. Daraus errechnet sich eine durchschnittliche Spanne des primären Fischereisegments der Unternehmung von 38%. Diese Größenordnung der Spanne deutet nicht auf Verluste der Unternehmen hin und erklärt die beobachtete Zahlungsbereitschaft für den Erwerb zusätzlicher Quote.

<sup>30</sup> In der Studie fehlen die genauen Angaben des Jahres, auf das sich die Unternehmensdaten beziehen. Diverse ausgewiesene Daten umfassen den Zeitraum 2001 bis 2005. EU Import Preise werden für den Zeitraum 2003-2005 ausgewiesen (vgl. S. 127).

Der Kostenanteil für Quotenabgaben und sonstige staatliche Dienstleistungen, die im Rahmen des Ressourcenmanagements anfallen, ist in der MFMR Studie für alle Gruppen zu gering geschätzt. De facto liegen die Quotenabgaben pro kg Hechtquote im Durchschnitt bei 280 N\$/Tonne für Namibische Fischereibetriebe<sup>31</sup>, hinzukommen sonstige Gebühren in Höhe von 115 N\$/Tonne<sup>32</sup>. Die Nutzungsgebühren summieren sich auf durchschnittlich 400 N\$/Tonne Hecht. Für die Wetfish Fischerei fallen insgesamt Nutzungsgebühren in Höhen von 22,62 Mio. N\$ an, für die Freezer Trawler Fischerei 51,86 Mio. N\$ und 2,51 Mio. N\$ für die Longliner Fischerei. Die Daten werden in der SAM auf das Einnahmenkonto des Staates gebucht.

Der Kostenpreis der Gruppe 3 scheint durchaus plausibel und wird für die Berechnung des Produktionsverfahrens der *Wetfish* Fischerei übernommen. (Spalte AHAKW der SAM). Die Kostendaten für verschiedene intermediäre Inputs werden ebenfalls aus der MFMR Studie übernommen, für die aggregierten Konten der SAM berechnet und jeweils mit der Wetfish Quote multipliziert. Die Daten über die Anzahl der Beschäftigten im Fischereisektor Namibias stammt aus einer detaillierten Studie des BCLME Projekts (BCLME 2006b:52). Die Daten über die Beschäftigungsstruktur und die Entlohnung stammen aus der Studie über Fischereiprofile im Südafrikanischen Fischereisektor (Sauer et. al. 2003:74). Diese Studie enthält differenzierte Angaben über die Entlohnung unterschiedlicher Qualifikationen. Gelernte Arbeitskräfte (35% der Beschäftigten) verdienen demnach im Jahr durchschnittlich 97174 N\$ und ungelernete Arbeitskräfte (65% der Beschäftigten) erhalten ein jährliches Durchschnittseinkommen von 49503 N\$. Die Daten werden auf die entsprechenden Faktorkonten der SAM gebucht. Die Unternehmerrgewinne (GOS) enthalten Abschreibungen und Opportunitätskosten gemäß den Kostenanteilen der MFMR Studie für die primären Fischereiunternehmer. Die Ressourcenrente für das Verfahren berechnet sich residual als Differenz des Kostenpreises, multipliziert mit der Quote, abzüglich aller berechneten Kostenkomponenten.

Die Spezifikation des Produktionsverfahrens der Freezer Trawler Fischerei (AHAKF) basiert auf der Kostenstruktur eines modernen vertikal integrierten Unternehmens mit 650 Beschäftigten, das seine Basis in Namibia hat und diversifizierte Verarbeitungsprodukte

---

<sup>31</sup> namibische Unternehmen bezahlen 300N\$ pro Tonne Wetfish Quote (60% der Gesamtquote) und 550N\$ pro Tonne Freezer Quote (40% der Gesamtquote) daraus errechnet sich eine durchschnittliche Abgabe von 400 N\$ pro Tonne Hechtquote.

<sup>32</sup> Diese Abgaben enthalten die Kosten für das staatliche Ressourcenmanagement und Abgaben für unerlaubten Beifang.

für den Exportmarkt produziert. Das Sortiment des Unternehmens umfasst rund 50 Produkte. Das Unternehmen erzielt einen durchschnittlichen fob Preis von 32,5 N\$ für seine Endprodukte (Hempel et al. 2007:83). Aus den veröffentlichten Unternehmensdaten wird ein Kostenpreis von 13,91 N\$/kg gefischter Freezer-Quote kalkuliert. Dieser Preis bezieht sich allerdings auf ein erstes Verarbeitungsprodukt für Offshore filetierten und gefrorenen Hecht. Umgerechnet auf das Lebendgewicht entspricht dies einem Kostenpreis von 6,48 N\$/kg Rohfisch (Konversionsfaktor 0,47). Der Kostenpreis ist im Vergleich zu den Daten aus Tabelle 13 etwas höher, da die Kalkulation teilweise Verarbeitungskosten an Bord enthält. Insofern repräsentiert die berechnete Ressourcenrente einen Mindestwert. Die Ressourcenrente wird parallel zum Verfahren AHAKW residual berechnet.

Die Spezifikation des Verfahrens der Longliner Fischerei basiert auf Südafrikanischen Daten (vgl. Leiman und Harris 2009), da für Namibia keine differenzierten Kostenstrukturen der Fischerei vorlagen. Die Fischereien Namibias und Südafrikas sind zum Teil Joint Venture Unternehmen und sind auch strukturell durchaus vergleichbar (BCLME 2006c). Die Daten über die Beschäftigungsstruktur der Namibischen Longliner Fischerei sind vorhanden, die Lohnsätze für die unterschiedlichen Arbeitsqualifikationen entsprechen den Lohnsätzen der übrigen Hechtfischereien.<sup>33</sup>

In Tabelle 14 sind die Mengen und Preisdaten zusammengefasst, die für die Berechnung der Einträge in der SAM verwendet wurden. Die Fangmenge der Longliner Fischerei ist mit der EU Importmenge identisch, addiert man die komplette Wetfish Quote und die Freezer Quote, dann werden insgesamt 189687 Tonnen Hecht gefischt (0,2% mehr als vom MFMR veröffentlicht). Die berechneten Werte in der letzten Spalte entsprechen den Produktionswerten der drei Aktivitäten in der SAM. Die Longliner Fischerei nutzt demnach 58% der ihr zugewiesenen Quote, die Wetfish und Freezer Trawler Fischerei nutzt ihre komplette Quote.

---

<sup>33</sup> Die veröffentlichten Daten von Leiman und Harris über die Entlohnung der Arbeitskräfte sind nicht plausibel. Aus der Anzahl der Jobs und der gezahlten Löhne errechnet sich ein Jahreseinkommen von 547 ZAR pro Beschäftigtem Fischer (Leiman und Harris 2009:35).

Tabelle 14: Fangmengen Unit Value fob und Werte der drei Namibischen Hecht Fischereien.

	Fangmenge t	UV/t N\$	Wert Mio. N\$
Wetfish Fischerei	105300	7629	803,31
Freezer Trawler Fische	78000	8289	646,58
Longliner Fischerei	6387	28756	183,66
Summe	189687		1633,55
MFMR	189305		
Differenz	382		
Differenz in %	0,20%		

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis von MFMR Fangstatistiken und Eurostat Preisen

Die Plausibilität der berechneten Einträge in der SAM können nochmals mit Hilfe wissenschaftlicher standardisierter Fangstatistiken überprüft werden (Pecquerie et al. 2004). Eine Methode, um die Biomasse zu schätzen, ist *standardisiertes Fischen*. Dazu fischt ein wohl definiertes Schiff unter exakt definierten technischen Parametern in regelmäßigen Intervallen in einer wohl definierten Fischereizone. Der Fang pro Standardzeiteinheit gibt Aufschluss über die Entwicklung der Biomasse in der geografischen Zone. Für Hecht ermittelt der Survey in der BCLME-Region im Zeitintervall 1999 bis 2001 einen durchschnittlichen Wert von 600 kg/Standardstunde (Pecquerie et al. 2004:120). Aus der kommerziellen Fangstatistik berechnet sich ein Wert von 795 kg/Stunde. Die unterschiedlichen Messwerte bergen durchaus Konfliktpotential, da eine positive Korrelation zwischen der Fangmenge pro Zeiteinheit und der vorhandenen Biomasse der Population existiert. Der Messwert dient als Kontrollvariable für das Management zur Anpassung der Fangmenge in der Folgesaison. Bildet man den Durchschnitt aus dem Wert der kommerziellen Statistik und dem Survey, dann errechnet sich eine Fangmenge von 0,698 Tonnen Hecht pro Stunde. Um die Quote von 189000 Tonnen zu fischen werden etwa 270774 Stunden benötigt. Bei einer Anzahl von 124 lizenzierten Schiffen kommen auf jedes Schiff 728 Trawler Durchgänge. Hat die durchschnittliche Saison 200 Tage, dann benötigt ein Schiff etwa 3,6 Durchgänge pro Tag, wobei ein Durchgang etwa 3 Stunden dauert. Für einen Standardtag fallen Gesamtkosten von etwa 30000 N\$ an (Hutton und Sumaila 2002:27), demnach summieren sich die Kosten für ein Schiff auf etwa 6 Mio. N\$ pro Jahr. Die Kosten bezogen auf ein kg Fisch betragen dann knapp 4 N\$. Die Berechnung deutet an, dass die Kosten u.a. auch von der Fangmenge pro Zeiteinheit abhängen, d.h. von der verfügbaren Biomasse in der Fischereizone. Diese Zusammenhänge werden im Abschnitt 8.4 detailliert erläutert.

Die Stöcker (*Horse Mackerel*) Fischerei und die Sardinen Fischerei (*Pilchard*) haben ebenfalls eine wichtige kommerzielle Bedeutung. Sie werden in der SAM unter den



Verfahren AHMAK (Stöcker Fischerei) und APILC (Sardinen Fischerei) verbucht. Für Stöcker wird ein Ex-Vessel Preis von 2,86 N\$/kg angesetzt. Multipliziert mit der Fangmenge von 314538 Tonnen errechnet sich ein Produktionswert des Verfahrens von 899,58 Mio. N\$. Der Produktionswert des Verfahrens APILC errechnet sich aus dem Ex-Vessel Preis von 1,83N\$/kg multipliziert mit einer Fangmenge von 28605 Tonnen. Stöcker wird Offshore verarbeitet und auf das aggregierte Konto für verarbeiteten Fisch (CFISP) gebucht. In Namibischen Gewässern gefangene Sardinen werden zusammen mit 12 Tonnen importierten Sardinen (nicht in Namibischen Gewässern gefangener Fisch) und 18 Tonnen sonstigen kleinen pelagischen Fischen (CFISH) an Land verarbeitet (Verfahren AFISP). In Analogie zur Vorgehensweise bei Hecht wird für Stöcker eine Ressourcenrente in Höhe von 192 Mio. N\$ und für Sardinen eine Ressourcenrente in Höhe von 29 Mio. N\$ kalkuliert (vgl. Anhang 3).

#### **8.4 Bioökonomische Fisch-Ressourcen Modelle**

Namibias EEZ grenzt an Süd Afrika, Angola und an internationale Gewässer. Zahlreiche wirtschaftlich genutzte Fisch Spezies so genannte *Transboundary Stocks* wechseln zwischen diesen Gebieten. Die Hecht Populationen bewegen sich innerhalb der EEZs von Südafrika, Namibia und Angola, in der Regel migrieren sie aber nicht in Internationale Gewässer. Obwohl von der Wissenschaft der Vorteil eines kooperativen Managements der gemeinsam genutzten Population betont wird, funktioniert ein solch kooperatives Management bislang zwischen Namibia, Südafrika und Angola nicht (Armstrong und Sumaila 2004).

Zunächst wird im Abschnitt 8.4.1 das statische bioökonomische Gordon-Schaefer Modell spezifiziert (Gordon 1954, Schaefer 1957). Das Gordon-Schaefer Modell gilt als Standardmodell der Fischereiökonomik und kann trotz seiner Simplität einige fundamentale Wechselwirkungen zwischen Marinen Fischpopulationen und der Fischereiwirtschaft erklären (Clark 1990, Seijo, Defeo und Salas 1998). Je nach Datenverfügbarkeit können relativ simple biologische Modelle nachfolgend durch komplexere Modelle ersetzt werden.

##### **8.4.1 Das statische bioökonomische Gordon-Schäfer Modell**

Tabelle 15 enthält die in den folgenden Abschnitten verwendeten Symbole, sowie deren Einheiten und Bedeutung.

Tabelle 15: Verwendete Symbole in den bioökonomischen Modellen

Symbol	Einheit	Bedeutung
$t=1, \dots, T$	Jahre	Zeit
$S$	Tonnen	Biomasse der Ressource
$g$	pro Jahr	Biologische Wachstumsrate pro Jahr
$k$	Tonnen	Maximale Tragfähigkeit
$\alpha$		Schiefe Parameter
$G(S)$	Tonnen/Jahr	Natürlicher Nettozuwachs
$H$	Tonnen/Jahr	Fang pro Jahr, Produktion
$E$	Standardschiff Einheit (SVU)/Jahr	Effort (Intensität)
$q$	Tonnen/SVU/Tonne Biomasse	Konstanter Fangkoeffizient
$RR$	N\$/Jahr	Ressourcenrente
$C$	N\$	Gesamtkosten des Fischfangs
$PV$	N\$	Barwert <sup>34</sup> der Ressource
$D$		Diskontierungsrate
$e^{-dt}$		Kontinuierlicher Diskontierungsfaktor
$R$	$r=1/(1+d)$	Diskreter Diskontierungsfaktor
$C_e$	N\$/SVU Jahr	Kosten pro Effort Einheit

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Gleichung (8.1) beschreibt eine logistische Wachstumsfunktion für eine erneuerbare biologische Ressource  $S$  (vgl. Perman et al. 2003:588f).

$$(8.1) \quad \frac{dS}{dt} = G(S) = g \cdot S(t) \left(1 - \frac{S(t)}{k}\right)^\alpha \quad \text{mit} \quad \lim_{t \rightarrow \infty} S(t) = k \quad \text{if} \quad S(0) > 0 \quad \text{ist gegeben}$$

Der Parameter  $g$  kennzeichnet die spezifische biologische Wachstumsrate einer bestimmten Population, und  $S(t)$  bezeichnet die Biomasse der Population zum Zeitpunkt  $t$ .

Der Parameter  $\alpha$  kennzeichnet die Schiefe der Wachstumsfunktion;  $\alpha = 1$  kennzeichnet

<sup>34</sup> Der Begriff Barwert (Present Value) wird mit dem Begriff Gegenwartswert synonym verwendet. In Gablers Wirtschaftslexikon werden zudem die Begriffe Barwert und Kapitalwert synonym verwendet (<http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/ertragswert.html>). Der Term Ertragswert oder Zukunftserfolgswert bezeichnet den Barwert der Zahlungsüberschüsse einer Investition (Net Present Value). Wöhe wiederum definiert den Kapitalwert als Differenz der Summe der Barwerte aller Einzahlungen und Auszahlungen, d.h. hier ist der Kapitalwert synonym zum englischen Term Net Present Value zu benutzen (vgl. Wöhe 1986:690). Im Folgenden wird der Begriff Barwert für den Present Value PV und Ertragswert für den Net Present Value NPV verwendet.

die symmetrische quadratische Funktion,  $\alpha < 1$  beschreibt die Schiefe nach rechts und  $\alpha > 1$  die Schiefe nach links. Abstrahiert man von externen Einflüssen, dann ist der Zuwachs an Biomasse  $G$  eine Funktion der Populationsgröße  $S$  und wird durch die maximale Tragfähigkeit  $k$  des Ökosystems begrenzt (Clark 1990).

Es wird im Modell angenommen, dass die Tragfähigkeit des Ökosystems sich im Verlauf der Zeit nicht verändert, d.h. dass Umweltbedingungen, z.B. die vollständige Nahrungskette und Klimabedingungen, hier unverändert bleiben. Ausgehend von einem beliebigen Startwert für die Biomasse  $S(0)$  zum Zeitpunkt  $t=t_0$ , nähert sich die Biomasse  $S(t)$  langfristig der maximalen Tragfähigkeit, wenn keine externen Einflüsse auftreten und wenn  $S(0)$  im Einzugsbereich für ein langfristiges Gleichgewicht liegt (*basin of attraction*). Der Zuwachs  $G$  zeigt hier einen quadratischen Verlauf, erreicht sein Maximum (mit  $\alpha=1$ ) bei  $k/2$  und tendiert langfristig gegen Null, d.h. die biologisch bedingten Zu- und Abgänge der Population sind im Gleichgewichtspunkt  $S(t)=k$  ausgewogen (vgl. Perman et al. 2003, Conrad 2010).

Die biologische Wachstumsfunktion in (8.1) wird in einem nächsten Schritt mit der Produktionsfunktion für die Aktivität Fischfang verknüpft. In (8.2) bezeichnet die Variable  $H$  den gesamten Fang in Gewichtseinheiten einer Species aus einer gegebenen Population  $S$ . Der Parameter  $q$  steht für den Anteil der Population, der pro Produktionseinheit, typischerweise gemessen in Effort  $E$  pro Zeiteinheit<sup>35</sup>, gefischt wird.

$$(8.2) \quad H = q \cdot E \cdot S$$

Berücksichtigt man die ökonomische Aktivität, hier den Fischfang  $H$ , dann resultiert daraus der neue Nettozuwachs des Stocks  $S$  gemäß (8.3). Im Steady State Gleichgewicht einer betrachteten Fischerei entspricht die Entnahme (Produktion)  $H$  immer exakt dem biologischen Nettozuwachs der Population  $G(S)$ , d.h. die Biomasse  $S$  ist konstant.

$$(8.3) \quad \frac{dS}{dt} = G(S) - H = g \cdot S \cdot \left(1 - \frac{S}{k}\right) - H = 0$$

Entnimmt man zum Zeitpunkt  $t$  eine größere Biomasse, als durch biologisches Wachstum  $G(S)$  erzeugt, dann sinkt die Biomasse  $S$  im Zeitverlauf.<sup>36</sup> Für das Ressourcenmanagement

<sup>35</sup> Üblicherweise wird der Effort in so genannten Standard Vessel Units SVU (nach Länge und Bruttoregistertonnen genau definierten Fischereischiffen), oder in standardisierten Zeiten z.B. Standardseetage oder Stunden gemessen.

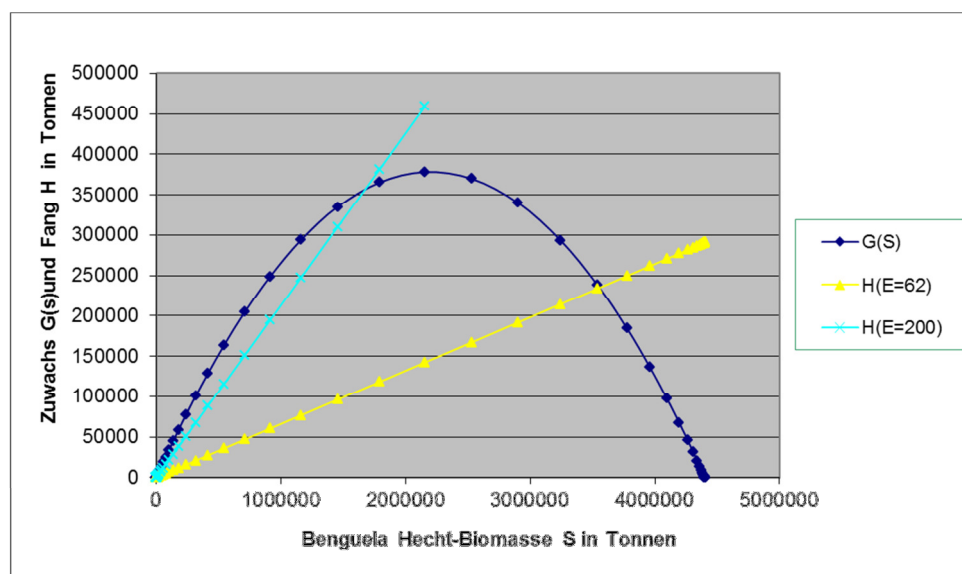
<sup>36</sup> Der Umkehrschluss gilt nur dann, wenn die Wachstumsfunktion keine kritische Depensation zeigt, d.h. wenn das Wachstum nicht nach Unterschreiten einer Mindestgröße der Population (Minimum Viable Population MVP) irreversibel gegen Null geht.

ist die maximal tragfähige Entnahme aus dem System ein wichtiger Referenzpunkt. Dieser Referenzpunkt Punkt wird in der Literatur als *Maximum Sustainable Yield (MSY)* bezeichnet (Seijo, Defeo und Salas 1998, Perman et al. 2003:565, Conrad 2010) und wird durch die biologischen Parameter der Wachstumsfunktion determiniert. Der Referenzpunkt *MSY* ist definiert als *“highest theoretical equilibrium yield that can be continuously taken (on average) from a stock under existing (average) environmental conditions without affecting significantly the reproduction process”* (FAO fisheries glossary). Bei einer quadratischen Wachstumsfunktion ist der Punkt *MSY* der Extrempunkt der Funktion. Wird ein Gleichgewicht unterhalb des Referenzpunktes *MSY* realisiert, d.h. pendelt sich das Überschusswachstum der Population unterhalb seines biologischen Maximalwertes ein, dann liegt die Entnahme unterhalb der maximal möglichen tragfähigen Entnahme. Man spricht in diesem Fall von „biologischer Überfischung“ (Clark 1990:27). Die Kenntnisse des Wachstumsverlaufs einer Population sind von entscheidender Bedeutung für das Management der Ressource (FAO 2003).

In Abbildung 25 zeigt die blaue Kurve die biologische Wachstumsfunktion  $G(S)$  gemessen in Tonnen Biomasse für die Hechtpopulation im BCLME.

Die Geraden durch den Ursprung repräsentieren spezifische Produktionsfunktionen für den Fischfang  $H$  als lineare Funktion der Populationsgröße  $S$  für ein konstantes Effort Niveau  $E$  (hier Anzahl von Schiffen mit entsprechender Mannschaft und Ausstattung). Mit jeder beliebigen linearen Funktion  $H$  ist ein Punkt auf der biologischen Wachstumskurve  $G(S)$  assoziiert (Schnittpunkt von  $H$  und  $G(S)$ ), der als nachhaltiger Ertrag (*Sustainable Yield SY*) bezeichnet wird (Conrad 2010:24).

Abbildung 25: Gordon-Schaefer Modell der Benguela Hechtpopulation für zwei SY Gleichgewichte



Quelle: Eigene Darstellung

In Abbildung 25 repräsentiert der Schnittpunkt der gelbfarbigen Produktionsfunktion  $H_{(E=62)}$  mit der Wachstumsfunktion  $G(S)$  einen Gleichgewichtspunkt, der bei einem geringen Effort  $E$  mit einer hohen Population  $S$  und einer negativen Steigung der biologischen Wachstumskurve  $G(S)$  korrespondiert. Dagegen repräsentiert die türkisfarbene Produktionsfunktion  $H_{(E=200)}$  (links vom Extrempunkt der Wachstumskurve) intensiven Fischfang assoziiert mit einer geringen Biomasse. Die jeweilige Gleichgewichts-Biomasse  $S^{EQ}$  (vgl. (8.4)) wird durch Einsetzen der Definition für  $H$  laut (8.2) in (8.3) bestimmt und korrespondiert mit einer spezifischen Intensität des Fischfangs  $E^{EQ}$ . Steady State Gleichgewichte (Schnittpunkte der Produktionsfunktionen mit der biologischen Wachstumsfunktion)  $S^{EQ} > 0$  werden dann erreicht, wenn die Bedingung  $q \cdot E < g$  gilt und die Biomasse sich nicht unterhalb ihres *MVP (Minimum Viable Population)* Niveaus befindet (Clark 2006:37, Conrad 2010:24).

$$(8.4) \quad S^{EQ} = \left(1 - \frac{q \cdot E^{EQ}}{g}\right) \cdot k$$

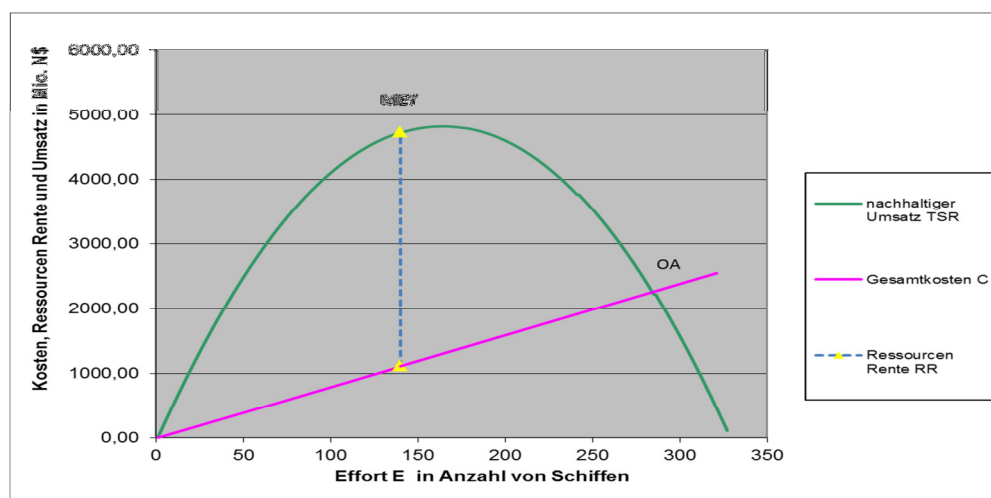
Die Parameter  $q$ ,  $g$  und  $k$  sind Konstanten und somit ist  $S^{EQ}$  allein abhängig von  $E$ . Setzt man die Definition für  $S_{EQ}$  aus (8.4) in Gleichung (8.2) ein, so erhält man in Gleichung (8.5) die Steady State Produktionsfunktion  $H^{EQ}$ .

$$(8.5) \quad H^{EQ} = q \cdot E^{EQ} \cdot k \cdot \left(1 - \frac{q \cdot E^{EQ}}{g}\right) \quad \text{mit} \quad q \cdot E < g$$

Diese Produktionsfunktion gilt für die spezifische Gleichgewichtspopulation  $S^{EQ}$ , die wie in (8.4) gezeigt vom Effort  $E$  abhängt. Das Niveau des Fischfangs  $H^{EQ}$  gemäß (8.5) wird daher als nachhaltige Produktion bezeichnet.

Nimmt man nun einen konstanten Fischpreis  $p$  an und multipliziert jeden Punkt der biologischen Wachstumskurve mit diesem Fischpreis  $p$ , dann erhält man in Abbildung 26 die nachhaltige Umsatzkurve *TSR* (*Total Sustainable Revenue*) des Gordon-Schäfer Modells.

Abbildung 26 Umsatz und Effort Kosten im Gordon-Schäfer Modell



Quelle: Eigene Abbildung nach Berechnungen des Bioökonomischen Hecht Modells

Im Gordon-Schäfer Modell wird in der Regel eine lineare Gesamtkostenfunktion  $C$  spezifiziert (vgl. Formel (8.6)). Der Effort  $E$  wird als Kombination verschiedener Inputs interpretiert. Schiff, Mannschaft und Ausrüstung sind linear kombiniert und prinzipiell kaum gegeneinander substituierbar. Die Stückkosten  $ce$  pro Einheit  $E$  sind hier konstant.

$$(8.6) \quad C = ce \cdot E$$

Die maximale Ressourcenrente  $RR$  wird in dem Punkt realisiert, in dem der Abstand zwischen Gesamtkosten und Einnahmen maximal ist, bzw. dort wo die Grenzkosten dem Grenzwertprodukt entsprechen. Dieser Referenzpunkt wird als *Maximum Economic Yield MEY* bezeichnet (vgl. Punkt MEY in Abbildung 26).

Abbildung 26 zeigt ebenso den Referenzpunkt der sogenannten „Open-Access Fishery“ (*OA*) im Schnittpunkt der Gesamtkostenkurve  $C$  mit der *TSR* Kurve. In einer *OA*-Fischerei entsprechen die Gesamtkosten der Fischerei exakt dem Umsatz und die Ressourcenrente ist gleich Null. Dieser Punkt wird in der Fischereiökonomik als „*bionomisches*“ Gleichgewicht bezeichnet (Clark 1990:25).

Betrachtet man die Limitationen dieses einfachen Wachstumsmodells und berücksichtigt zeitliche Verzögerungen der Anpassung des Efforts, komplexe Nahrungsketten, natürliche Schwankungen des Populationswachstums und Variationen der Alterszusammensetzung einer Population, dann ist ein bionomisches Gleichgewicht einer *OA*-Fischerei sehr kritisch zu bewerten. Das Gleichgewicht ist sehr instabil und die Wahrscheinlichkeit für einen Kollaps der Ressource ist relativ hoch. Allerdings kann unter dem Aspekt der vorsorglichen Nachhaltigkeit auch der Gleichgewichtspunkt des ökonomischen Maximums *MEY* gesellschaftlich suboptimal sein, z.B. dann, wenn die soziale Diskontierungsrate niedriger ist als die durchschnittliche Diskontierungsrate der Fischereiwirtschaft (vgl. FAO fisheries glossary). Um eine vorsorglich nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen zu garantieren, wäre ein Fang links vom Referenzpunkt *MEY* zu realisieren. Dieser Punkt wird auch als „*Optimum Sustainable Yield*“ *OSY* bezeichnet und korrespondiert mit einer höheren Biomasse als am Referenzpunkt *MEY* (Seijo, Defeo und Salas 1998). Der Referenzpunkt *OSY* repräsentiert den Fischfang unter Berücksichtigung aller möglichen Externalitäten, die ein fragiles Ökosystem langfristig negativ beeinflussen könnten. Es ist schwierig diesen Punkt empirisch festzulegen. Die Referenzpunkte *MSY*, *MEY* und *OA* können dagegen mit den Parametern des Gordon-Schäfer Modells bestimmt werden.

Die Empirie zeigt, dass eine nicht regulierte *Open-Access* Fischereipolitik immanent zu biologischer Überfischung führt (Bjorndal und Conrad 1987, Conrad 2010). Obwohl rechts von diesem Punkt die Gesamtkosten die Gesamteinnahmen übersteigen, wird beobachtet, dass Überfischung jenseits des *Open Access* Gleichgewichts stattfindet (vgl. Abbildung 26).<sup>37</sup> Aufgrund mangelnder Kenntnisse der Systemzusammenhänge und verzögerter Reaktion intensivieren einzelne Unternehmer ihre Aktivitäten, um kurzfristig individuelle Kosten zu decken. Die verursachten externen Kosten reduzieren den Ertrag anderer Unternehmer pro Effort Einheit *E*. Man spricht in diesem Zusammenhang von einem „sozialen Dilemma“, da mindestens für einen Akteur das Ergebnis des Handelns kurzfristig vorteilhaft ist (Poteete, Janssen und Ostrom 2010:32).

Die Relation in (8.7) beschreibt einen Indikator für die Größe und die Verteilung der Biomasse *S*, den so genannten *Catch Per Unit Effort CPUE* (FAO 2003).

$$(8.7) \quad \frac{H}{E} = q \cdot S = CPUE$$

---

<sup>37</sup> Zwischen den Punkten *MSY* und dem *OA* Gleichgewicht spricht man von biologischer Überfischung.

Die Rente aus der Nutzung der Ressource berechnet sich nach Gleichung (8.8). Die Kosten pro Gewichtseinheit Fisch erhält man als Relation aus Effort-Kosten pro Effort-Einheit  $ce$  und dem Fangparameter  $q$ .

$$(8.8) \quad RR = p \cdot H - ce \cdot E = (p \cdot q \cdot S - ce) \cdot E = H \cdot \left( p - \frac{c}{S} \right) \quad \text{mit} \quad c = \frac{ce}{q}$$

Ein umweltpolitisches Ziel könnte nun sein, den Stock langfristig auf dem Niveau zu halten, bei dem er die höchste biologische Reproduktionsfähigkeit besitzt. Um den Effort am Referenzpunkt  $MSY$  zu bestimmen, wird die Gleichung für die Fangmenge  $H$  (vgl. (8.5)) nach dem Effort  $E$  abgeleitet, die Ableitung in (8.9) wird gleich Null gesetzt und nach dem Effort  $E$  gelöst.

$$(8.9) \quad \frac{\partial H}{\partial E} = q \cdot k \cdot \left( 1 - \frac{2 \cdot q \cdot E}{g} \right) = 0 \quad \rightarrow \quad E^{MSY} = \frac{g}{2 \cdot q}$$

Die korrespondierende Fangmenge  $H^{MSY}$  in (8.10) erhält man durch Einsetzen der Definitionsgleichung für  $E^{MSY}$  in die Gleichung (8.5).

$$(8.10) \quad H^{MSY} = \frac{k \cdot g}{4}$$

Das Grenzwertprodukt  $MVE$  (*Marginal Value of Effort*) errechnet man durch Multiplikation der Ableitung von  $H$  nach dem Effort  $E$  mit dem Preis  $p$  der Fischart. Die ökonomisch optimale Intensität des Fischfangs erhält man durch Gleichsetzen von  $MVE$  mit den Kosten pro Einheit Effort  $ce$  und Lösen der Gleichung für  $E$ . Die Definition von  $E^{MEY}$  in (8.11) bezeichnet die ökonomisch optimale Intensität des Fischfangs. Man erkennt, dass  $E^{MSY}$  und  $E^{MEY}$  identisch sind, wenn die Kosten des Fischfangs gleich Null sind.

$$(8.11) \quad MVE = p \cdot q \cdot k \cdot \left( 1 - \frac{2 \cdot q \cdot E}{g} \right) = ce \quad \rightarrow \quad E^{MEY} = \frac{g}{2 \cdot q} \cdot \left( 1 - \frac{ce}{p \cdot q \cdot k} \right)$$

Den Wert für  $H^{MEY}$  in (8.12) erhält man analog durch Einsetzen der Definitionsgleichung für  $E^{MEY}$  in (8.5).

$$(8.12) \quad H^{MEY} = \frac{k \cdot g}{4} - \frac{ce^2 \cdot g}{4 \cdot p^2 \cdot q^2 \cdot k}$$

Bei vollständigem Wettbewerb befindet sich das System in einem so genannten bionomischen Gleichgewicht. Die Rente wird Null, wenn das Durchschnittswertprodukt  $AVE$  (Average Value of Effort) den Durchschnittskosten  $ce$  pro Effort Einheit  $E$  entspricht.



Setzt man die Ressourcenrente  $RR$  in (8.8) gleich Null und löst die Gleichung für  $S$ , erhält man in (8.13) die Population, die sich gerade noch in einem (instabilen) Gleichgewicht befindet. Wird Gleichung (8.5) mit dem Preis  $p$  multipliziert und durch den Effort  $E$  dividiert, so erhält man das Durchschnittsprodukt  $AVE$ . Setzt man dies gleich den Durchschnittskosten  $ce$  und löst die Gleichung für den Effort, dann erhält man die Intensität des Fischfangs bei einer unregulierten Open-Access Fischerei (vgl. (8.14)).

$$(8.13) \quad S^{BE} = \frac{ce}{q \cdot p}$$

$$(8.14) \quad AVE = q \cdot k \cdot p \cdot \left(1 - \frac{q \cdot E}{g}\right) = ce \rightarrow E^{OA} = \frac{g}{q} \cdot \left(1 - \frac{ce}{q \cdot k \cdot p}\right)$$

Der Vergleich von  $E^{MEY}$  in (8.11) und  $E^{OA}$  in (8.14) zeigt, dass die Intensität des Efforts  $E$  einer Open-Access Fischerei doppelt so hoch ist, wie die Intensität des Efforts einer regulierten Fischereiwirtschaft am Punkt des ökonomischen Optimums  $MEY$  (Clark 2006, Conrad 2010).

#### 8.4.2 Dynamische Betrachtung bioökonomischer Ressourcen

In der Realität befinden sich zahlreiche ökonomisch wertvolle Fischressourcen in der Nähe des Open Access Gleichgewichts, das durch Überkapitalisierung und Überfischung gekennzeichnet ist (Walters und Martell 2004). Will man den Bestand regenerieren und langfristig auf einem höheren Niveau des Stocks befischen, dann existiert das mathematische Problem, einen Pfad zu bestimmen, der eine zukünftig nachhaltige profitable Nutzung einer gegebenen Ressource möglich macht. Einen Lösungsalgorithmus hierfür liefert die „*Optimal Control Theory*“ (Clark 1990, Conrad 2010, Pontryagin et al. 1962 zitiert in Clark 1990). Zunächst wird der mathematische Ansatz erläutert. Die Erörterung erfolgt in Anlehnung an die Standardwerke „*Mathematical Bioeconomics*“ von Colin Clark (Clark 1990) und Jon Conrad „*Resource Economics*“ (Conrad 2010). Anschließend werden verschiedene Instrumente analysiert, mittels derer ein politisch gewünschter Bestand einer Ressource erreicht werden kann und in der Folgezeit an einem bestimmten Referenzpunkt reguliert und kontrolliert wird. Die numerischen Beispiele wurden für die Hecht Fischerei in Namibia entwickelt.

Das Ziel der optimalen Kontrolle über eine Ressource ist es, den Barwert der Ressourcenrente zu maximieren unter der Annahme, dass eine biologische Wachstumsfunktion des Systems existiert und der Anfangsbestand der Ressource bekannt ist. Je nach gesellschaftlicher Zielsetzung, können dabei verschiedene *Steady State*, oder

*Fixpunkt Gleichgewichte* erreicht werden, die sich in einer deterministischen Umwelt unendlich oft wiederholen würden. Mit Hilfe bioökonomischer Modelle kann der Zusammenhang zwischen verschiedenen Gleichgewichten illustriert werden, um so das gesellschaftlich bevorzugte Gleichgewicht einzugrenzen. In der Regel kann auch das Zeitintervall nach oben begrenzt sein, in diesem Fall ist sowohl die Anfangsbedingung als auch die Terminierungsbedingung gegeben.

Für ein kontinuierliches deterministisches Modell lautet das Optimierungsproblem in (8.15):

$$(8.15) \quad \begin{aligned} & \text{Maximize } PV \int_0^{\infty} e^{-\delta t} RR(t, S, H) dt \\ & \text{s.t. } \frac{dS}{dt} = G(S) - H \\ & \text{s.t. } 0 \leq H \leq H^{\max} \quad \text{und} \quad S(0) \text{ gegeben} \end{aligned}$$

Das Integral in (8.15) addiert zukünftige Ressourcenrenten  $RR$  und diskontiert diese Renten zur Ermittlung des Barwerts  $PV$  (*Present Value*) der Ressource  $S$ , bei vorgegebener sozialer Diskontierungsrate  $\delta$ . Diskontierung impliziert, dass der Investor bzw. der Entscheidungsträger eine Präferenz für gegenwärtige Erträge hat, d.h. der Inhaber von Fischerei Nutzungsrechten tendiert dazu gegenwärtig intensiv zu fischen und folglich geringere zukünftige Erträge in Kauf zu nehmen. Diese Präferenz erklärt sich durch den Vergleich mit alternativen Investitionsmöglichkeiten, den Opportunitätskosten des Kapitals und dem persönlichen Risiko im Fall eines individuellen Investors. Bei Ressourcen mit geringen biologischen Wachstumsraten  $g$  ist die Wahrscheinlichkeit der Übernutzung bis hin zum Aussterben einer Spezies, bzw. dem vollständigen Verbrauch einer Ressource hoch. Diese Beobachtung trifft z.B. auf den Walfang zu, gilt aber insbesondere auch für tropische Regenwälder mit langsam wachsenden wertvollen Hölzern. Wale haben eine sehr geringe biologische Wachstumsrate mit der Folge, dass zum Zins  $r$  angelegtes Kapital schneller wächst als das Naturkapital, hier die Wale im Meer (Clark 2006:62). In diesem Kontext stellt sich die Frage nach der gesellschaftlich gewünschten Nutzung der Ressource, intergenerationeller Gerechtigkeit und dem Existenzwert einer Spezies (Conrad 2010:242ff, Hartwick 1977, Rawls 1971, TEEB 2008).

Das zu lösende dynamische Optimierungsproblem ist in diesem Fall ein Problem „optimaler Kontrolle“. Eine übliche Lösungsstrategie wird durch den Hamilton Operator

$\mathcal{H}$  beschrieben (Clark 1990:88ff). Der Hamilton Operator  $\mathcal{H}$  in (8.16) ist eine Erweiterung der klassischen Variationstechnik von Euler, Lagrange, Legendre, Weierstrass und Jacobi und eignet sich zur Lösung dynamischer Optimierungsprobleme.

$$(8.16) \quad \mathcal{H}[S(t), t, u(t); \lambda(t)] = \pi[S(t), t, u(t)] + \lambda(t) \cdot f[S(t), t, u(t)]$$

$$(8.17) \quad \text{mit: } \pi = e^{-\delta t} RR(S, t, H) \quad \text{und} \quad f = H(S, t) \quad \text{und} \quad \lambda: \text{Adjoint variable}$$

Die Variable  $S(0)$ , hier die Biomasse der Fischpopulation, repräsentiert die *State Variable*, d.h. die Ausgangsbedingung des Systems.  $H(t)$  repräsentiert die Kontroll-Variable  $u(t)$  zum Zeitpunkt  $t$ , und  $S(t)$  ist *Response* von  $S$  auf die Kontrollvariable  $u(t)$ . Die Kontrollvariable ist in diesem speziellen Fall der Fischfang  $H(t)$ <sup>38</sup>. Dieser Fang hat eine Auswirkung auf das biologische Wachstum  $G(S(t))$  und damit auf den Status der Biomasse  $S(t)$  und deren Entwicklung im betrachteten Zeitintervall. Kontrollvariablen sind Instrumente, die der Entscheidungsträger setzen kann, um den Wachstumspfad der *State Variable* im Zeitverlauf zu steuern (Perman et al. 2003:499). Der Kontrollbereich  $U$  liegt im Intervall 0 bis  $H^{MAX}$ .  $H^{MAX}$  stellt hier die maximal erlaubte Fangmenge dar. Das „*Maximum Prinzip*“ garantiert die Existenz einer so genannten „*Adjoint*“ (*Co-State*) Variablen  $\lambda(t)$ , so dass die folgende Gleichung gilt:

$$(8.18) \quad \frac{d\lambda}{dt} = -\frac{d\mathcal{H}}{dS} = -\frac{d\pi}{dS} - \lambda(t) \cdot \frac{df}{dS}$$

$$(8.19) \quad \mathcal{H}[S(t), t, u(t); \lambda(t)] = \max_{u \in U_t} \mathcal{H}[S(t), t, u(t); \lambda(t)]$$

Das Maximum Prinzip besagt nun, dass die optimale Kontrolle  $u(t)$  mit einer optimalen *Response* gekoppelt ist, d.h. es existiert ein optimaler Pfad zu dem sozial optimalen *Steady State Stock*  $S^*$ . Die Variable  $\lambda(t)$  repräsentiert den Schattenpreis der Ressource  $S$  (*State Variable*) zum Zeitpunkt  $t$ . Dieser Schattenpreis reflektiert den marginalen Wert, den die Gesellschaft, bzw. der Ressourcenmanager<sup>39</sup> der zukünftigen Produktivität der Ressource entlang des geplanten Entwicklungspfades beimisst. Die Bewertung ist zeitabhängig und reflektiert die Veränderung der marginalen Nutzungskosten der Ressource entlang des betrachteten Pfads. Der Hamilton Operator veranschaulicht die Bewertung der Entwicklung des Kapitalstocks. Diese Bewertung beinhaltet die akkumulierten

<sup>38</sup> Auch der Effort  $E$  könnte als Kontrollvariable fungieren, bzw. die Kombination aus Effort und Fangmenge.

<sup>39</sup> Es wird hier angenommen, dass der Staat, stellvertretend für die Gesellschaft, über die Eigentumsrechte an der erneuerbaren Ressource verfügt.

Ressourcenrenten (Term  $\pi$  in (8.16)) plus den Wert der „Investition“ in die Ressource, d.h. den Wert der nicht entnommenen Biomasse (Term  $f$  in (8.16)) multipliziert mit dem Schattenpreis des Kapitals  $\lambda(t)$  (Clark 1990:106).

Generell muss gelten, dass die Kontrollvariable  $u$  den Hamilton Operator maximiert und die Bedingung (8.20) gilt.

$$(8.20) \quad \frac{\partial \mathcal{H}}{\partial u} = 0$$

In der Ökonomie verwendet man üblicherweise den so genannten „*Current-Value*“ Hamilton Operator  $\mathcal{H}_c$  (8.21). Der Hamilton Operator in Formel (8.16) wird sinngemäß als *Present-Value Hamiltonian* bezeichnet, weil der kontinuierliche Diskontfaktor  $e^{-\delta t}$  der Zielfunktion in (8.15) in den Hamilton Operator transferiert wird (Perman et al. 2003:497). Die *Adjoint Variable*  $\mu(t)$  in Gleichung (8.22) wird, analog zum diskontierten Schattenpreis  $\lambda(t)$ , als „*Current Shadow Price*“ bezeichnet. Der Schattenpreis  $\mu$  in (8.22) repräsentiert die aktuelle Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für eine marginale Einheit der Ressource zum Zeitpunkt  $t$ . Im Vergleich dazu repräsentiert der Schattenpreis  $\lambda$  die Wertschätzung der diskontierten zukünftigen Produktivität der Ressource zum Zeitpunkt  $t$  bewertet am Referenzpunkt  $t=0$  (Clark 1990:106f).

$$(8.21) \quad \mathcal{H}_c = e^{\delta t} \mathcal{H}(S, t, u, \lambda) = g(S, t, u) + \mu \cdot f(S, t, u)$$

$$(8.22) \quad \mu(t) = e^{\delta t} \cdot \lambda(t)$$

Wenn der Operator  $\mathcal{H}_c$  sein Maximum bezüglich der Kontrollvariablen erreicht hat, dann ist die Ressourcenrente  $RR$ , die innerhalb des betrachteten Zeithorizonts erreicht wird, maximal. Die optimalen Pfadbedingungen (*Trajectories*) für die Kontroll- und die Respons Variablen müssen dabei einer Reihe von Optimalitätskriterien gehorchen. Die Bedingungen erster Ordnung des Kontrollproblems werden durch die Gleichungen (8.23) bis (8.25) beschrieben.

$$(8.23) \quad \frac{\partial \mathcal{H}_c}{\partial u} = \frac{\partial \mathcal{H}_c}{\partial H} = \frac{\partial RR}{\partial H} - \mu = 0$$

$$(8.24) \quad \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial \mathcal{H}_c}{\partial \mu} = G(S) - H$$

$$(8.25) \quad \frac{\partial \mu}{\partial t} - \delta \cdot \mu = -\frac{\partial \mathcal{H}_c}{\partial S} = -\left[ \frac{\partial RR}{\partial S} + \mu \cdot \frac{\partial G}{\partial S} \right]$$

Zusätzlich muss die Startbedingung  $S(0)$  bekannt sein, und es muss die Pfadbedingung („*Transversality Condition*“) in (8.26) gelten. Die *Transversality Condition* ist notwendig, damit das Integral in (8.15) konvergiert und das Optimierungsproblem wohl definiert ist (Conrad 2010:20).

$$(8.26) \quad \lim e^{-\delta t} \mu(t) \cdot S(t) \rightarrow 0 \quad \text{wenn } t \rightarrow \infty$$

Die Eigenschaften eines deterministischen *Steady State* Gleichgewichts implizieren, dass die Bedingung in (8.27) gilt. Der Stock pendelt sich auf einem konstanten Niveau ein, und aus diesem Grund ist der Schattenpreis der Ressource im Gleichgewicht konstant. Diese Eigenschaften des *Steady State* nutzt man nun, um die analytische Lösung des dynamischen Optimierungsproblems zu formulieren. Hierzu wird zunächst in (8.28) die Maximum Bedingung gemäß (8.23) nach der Zeit abgeleitet.

$$(8.27) \quad \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial \lambda}{\partial t} = \frac{\partial H}{\partial t} = 0$$

$$(8.28) \quad \frac{\partial \mu}{\partial t} = \frac{\partial^2 RR}{\partial H \partial S} \cdot \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial^2 RR}{\partial H \partial H} \cdot \frac{\partial H}{\partial t}$$

Die Definitionen für  $\mu$  und für  $\frac{\partial \mu}{\partial t}$  werden in die notwendige Optimalitätsbedingung

(8.25) substituiert. Anschließend wird die Gleichung für  $\frac{\partial H}{\partial t}$  gelöst (vgl. (8.29)). Das

dynamische System beschreibt demnach die Veränderung der Kontrollvariablen  $H$  und die Anpassung der Response Variablen  $S$  (vgl. Formel (8.24)) im Zeitverlauf.

$$(8.29) \quad \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{-\frac{\partial^2 RR}{\partial H \partial S} \cdot [G(S) - H] - \frac{\partial RR}{\partial S} + \left[ \delta - \frac{\partial G}{\partial S} \right] \cdot \frac{\partial RR}{\partial H}}{\frac{\partial^2 RR}{\partial H \partial H}}$$

Nach Algebraischen Umformungen und Ausnutzen der *Steady State* Bedingungen in (8.27) erhält man in (8.30) die Gleichgewichtsbedingung für eine erneuerbare Ressource  $S^*$ . Der Ausdruck wird als fundamentale Gleichung erneuerbarer Ressourcen bezeichnet (Conrad 2010:98). Im Optimum ist demnach die interne Verzinsung der Ressource gleich der sozialen Diskontierungsrate  $\delta^*$  der Gesellschaft. Die beiden Terme der linken Seite der Gleichgewichtslösung in (8.30) definieren den „internen Ertrag“ der Ressource  $S$  (die Verzinsung des Naturkapitals). Der erste Term repräsentiert die marginale biologische

Zuwachsrate der Ressource. Der zweite Term wird als *marginaler Stock Effekt MSE* bezeichnet und beschreibt die Relation des marginalen Wertes der Ressource in Relation zum marginalen Wert der Nutzung (hier Fischfang).

$$(8.30) \quad \frac{\partial G(S^*)}{\partial S} + \frac{\frac{\partial RR(S^*, H^*)}{\partial S}}{\frac{\partial RR(S^*, H^*)}{\partial H}} = \delta^*$$

Gleichung (8.31) beschreibt eine alternative Formulierung der fundamentalen Gleichung einer erneuerbaren Ressource (Clark 2006:98). Die Variable  $c(S)$  steht hier für die Fangkosten pro Mengeneinheit Fisch,  $ce$  steht für die Stückkosten des Efforts. Formel (8.32) beschreibt die Fundamentale Gleichung erneuerbarer Ressourcen, wenn die Ableitungen in (8.31) ausgeführt werden (Conrad 2010:98, Clark 1990:96)<sup>40</sup>.

$$(8.31) \quad \frac{\partial G(S^*)}{\partial S} - \frac{\frac{\partial c(S^*)}{\partial S} \cdot G(S^*)}{p - c(S^*)} = \delta^* \quad \text{mit } c(S) = \frac{ce}{q \cdot S}$$

$$(8.32) \quad \frac{\partial G(S^*)}{\partial S} + \frac{ce \cdot G(S^*)}{S^* \cdot (p \cdot q \cdot S^* - ce)} = \delta^*$$

Der *marginale Stock Effekt* reflektiert den Ertrag, den diese marginale Einheit – die hier, bei der Betrachtung von Fisch, im Meer gelassen wurde - auf das zukünftige Wachstum der Ressource hat. Im Gleichgewicht ist die interne Verzinsung der Ressource exakt gleich der sozialen Diskontierungsrate  $\delta^*$ , bzw. im Fall eines individuellen Investors, gleich der Verzinsung für alternative Kapitalinvestitionen. Der realisierte Gleichgewichtspunkt beschreibt die optimale Nutzung und Investition in die Ressource. Der optimale Weg zu diesem sozial gewünschten Gleichgewicht  $S^*$  ist in (8.33) beschrieben.

$$(8.33) \quad H(t) = \begin{cases} H^{\max} & \text{wenn } S(t) > S^* \\ G(S^*) & \text{wenn } S(t) = S^* \\ 0 & \text{wenn } S(t) < S^* \end{cases}$$

Der Weg wird als *Most Rapide Approach MRAP* bezeichnet und ist dann optimal, wenn  $S(t)$  und  $S^*$  additiv separabel sind (Conrad 2010:63ff). Für den Fall, dass die Biomasse  $S(t)$  in der Ausgangssituation größer ist als  $S^*$  wird die maximale Menge abgefischt bis zum

<sup>40</sup> Die Fundamentale Gleichung (4.26) in Clark 1990:96 enthält einen Fehler Im Nenner muss der Parameter  $q$  vor dem Klammerausdruck gestrichen werden.

Realisieren des Punktes  $S^*$ . Befindet sich die Biomasse in der Ausgangssituation unterhalb des geplanten Levels  $S^*$ , dann wird ein Moratorium eingesetzt, das solange gilt, bis sich der Bestand auf das Niveau  $S^*$  regeneriert hat.

Gleichung (8.34) beschreibt die Hamilton Gleichung für das Gordon-Schäfer Modell (vgl. Conrad 2006). Der Hamilton Operator  $\mathcal{H}_c$  ist hier eine lineare Funktion der Kontrollvariablen  $H$ . Der Term in Klammern wird als *Switching Funktion*  $\sigma$  bezeichnet. In dem Fall, dass  $\sigma > 0$  ist, dann ist es optimal, dass  $H$  sehr große Werte annimmt, umgekehrt soll  $H$  sehr klein sein, wenn  $\sigma < 0$  ist. Die Switching Funktion determiniert somit den optimalen Pfad.

$$(8.34) \quad \mathcal{H}_c = \left( p - \frac{ce}{q \cdot S} - \mu \right) \cdot H + \mu \cdot G(S) \quad \text{mit} \quad \left( p - \frac{ce}{q \cdot S} - \mu \right) = \sigma$$

$$(8.35) \quad \frac{dG}{dS} = r \cdot \left( 1 - \frac{2S}{k} \right), \quad \frac{dRR}{dS} = -\frac{dC}{dS} = \frac{ce \cdot H}{q \cdot S^2}, \quad \frac{dRR}{dH} = p - \frac{ce}{q \cdot S}$$

Gleichung (8.35) beschreibt die Ableitungen für das Gordon-Schäfer Modell. Die Ableitung der Gewinnfunktion nach dem Stock ist gleich der Ableitung der Gesamtkostenfunktion nach dem Stock und ist negativ, da die Kosten infolge eines marginalen Zuwachses der Population sinken. Wenn man die Ableitungen laut (8.35) in die fundamentale Bedingung (8.32) substituiert und nach der Kontrollvariable  $H$  löst, dann resultiert die optimale Fangmenge  $H$  als Funktion der State Variablen  $S$  und der Parameter  $ce$ ,  $\delta$ ,  $k$ ,  $p$ ,  $q$ , und  $g$ .

$$(8.36) \quad H = \phi(S) = \frac{S \cdot (p \cdot q \cdot S - ce) \cdot \left[ \delta - g \cdot \left( 1 - \frac{2 \cdot S}{k} \right) \right]}{ce}$$

Substituiert man nun die biologische Wachstumsfunktion in die fundamentale Beziehung (8.32) und nimmt an, dass im Optimum gilt  $H^* = G(S)$ , dann erhält man in (8.37) die analytische Form für das optimale Niveau der Biomasse  $S^*$ .

$$(8.37) \quad S^* = \frac{k}{4} \cdot \left[ \left( \frac{ce}{p \cdot q \cdot k} + 1 - \frac{\delta}{g} \right) + \sqrt{\left( \frac{ce}{p \cdot q \cdot k} + 1 - \frac{\delta}{g} \right)^2 + \frac{8 \cdot ce \cdot \delta}{p \cdot q \cdot k \cdot g}} \right]$$

Die Gleichung demonstriert, dass die *Steady State* Population  $S^*$  simultan von diversen bioökonomischen Parametern abhängt, dazu zählen die Stückkosten des Efforts  $ce$ , die Diskontierungsrate  $\delta$ , die Tragfähigkeit des Ökosystems  $k$ , der Produktpreis  $p$  und die

biologischen Wachstumsrate  $g$ . Verändert sich ein Parameter, dann verschiebt sich das Gleichgewicht  $S^*$ , und damit die Fangmenge  $H^*$  (Conrad 2010:99f).

In der Ökonomik mariner Fischressourcen definiert das bionomische Gleichgewicht genau den Bestand einer speziellen Fischpopulation, bei dem der Ertrag und die Kosten der Fischerei übereinstimmen. Es handelt sich hierbei um ein ökonomisches Gleichgewicht; die Fischerei ist bei einem niedrigeren Fischbestand unprofitabel, während bei einem höheren Fischbestand ein wachsender Profit zu erwarten ist. Ob ein spezifisches bionomisches Gleichgewicht eine niedrige biologische Produktivität einer Spezie impliziert, ist von der Preis-Kostenrelation abhängig, d.h. je höher der Marktpreis einer Spezie und je niedriger die Fangkosten, desto intensiver wird sie befischt, mit der Folge, dass die Populationsdichte abnimmt und die ökonomische Produktivität sinkt. Ziel eines Ressourcenmanagements ist es folglich, Instrumente zu etablieren, die eine Realisierung des bionomischen Gleichgewichts verhindern und so eine nachhaltig profitable Fischerei fördern (Clark 2006, Grafton et al. 2010).

Ein Hauptgrund für hohe private Diskontierungsraten in der Fischerei ist die fehlende Sicherheit, dass die Ressource in der Zukunft noch existiert und profitabel befischt werden kann. Die Open-Access Fischerei korrespondiert mit einer Diskontierung die am Grenzübergang unendlich hoch ist (vgl. Formel (8.38)). Ein Diskontfaktor von 0 in Formel (8.39) dagegen korrespondiert im Gordon-Schäfer Modell mit dem *MEY* Gleichgewichtspunkt (Clark 1990:42ff).

$$(8.38) \quad \lim_{\delta \rightarrow +\infty} S^\delta = S^{OA}$$

$$(8.39) \quad \lim_{\delta \rightarrow 0} S^\delta = S^{MEY}$$

Jetzt sei angenommen, durch eine Open-Access Fischereipolitik befände sich der Stock in einer kritischen Situation der Überfischung. Ein Fischerei Moratorium könnte die Regeneration der Ressource bewirken, sodass langfristig der optimale Stock  $S^*$  realisiert würde. Es stellt sich die Frage, wie lange dauert die Regenerationsphase? Während des Moratoriums wächst der Stock entsprechend der angenommenen biologischen Wachstumsfunktion. Die analytische Lösung der Differentialgleichung ist in (8.40) dargestellt. Löst man die Gleichung nach der Zeit  $t$ , erhält man laut (8.41) die Periode, für die ein Stopp jeglicher Fischereiaktivität gelten müsste, um den Fischbestand auf dem politisch angestrebten Niveau zu regenerieren.



$$(8.40) \quad S^t = \frac{k}{(1+a \cdot e^{-rt})} \quad \text{mit } a = \frac{k-S(0)}{S(0)}$$

$$(8.41) \quad t^* = \frac{\ln \left[ \frac{\frac{ce}{q} \cdot \left( \frac{k}{S^*} - 1 \right)}{\left( p \cdot k - \frac{ce}{q} \right)} \right]}{-\ln(e) \cdot r}$$

TAC und CPUE sind zwei bedeutende ökonomische Parameter für das Management einer Fischerei. Beide Parameter sind dynamisch verknüpft. Mit steigendem TAC steigt ceteris paribus der Umsatz durch Fischfang, je größer der CPUE Index, desto geringer sind ceteris paribus die Stückkosten des Fischfangs. Geht man von einem Referenzpunkt aus, z.B. dem *MSY* Niveau und plant ein Wachstum des Stocks über *MSY* hinaus, ist dies ökonomisch effizient, wenn die Kostensenkung (*CPUE*) den Umsatzrückgang bedingt durch einen geringeren TAC mehr als kompensiert. De Facto sind beide Effekte aber nicht zeitgleich, sondern es existiert ein Time Lag, das je nach Umweltbedingungen und inhärenten Wachstumsbedingungen der Ressource lang sein kann. Diese zeitlich versetzten Effekte erklären die Schwierigkeit bei Verhandlungen zwischen Stakeholdern und Regulierungsinstanz und beeinflussen damit direkt das neue Gleichgewicht.

Die Präferenz individueller Fischer für den gegenwärtigen Nutzen steht im Gegensatz zu dem potentiell größeren zukünftigen Nutzen, bedingt durch eine Investition in das Wachstum des Stocks und damit in der Zukunft verbundenen sinkenden Kosten. Diese unterschiedliche private Diskontierung erklärt sich u.a. durch ungleiche Einschätzung des Risikos, d.h. Einschätzung der natürlichen und politischen Faktoren, die das zukünftige Wachstum der Ressource bestimmen bzw. zukünftige private Nutzungsrechte regeln.

## 8.5 Ein Bioökonomisches Modell für die Hechtfischerei Namibias

Im folgenden Abschnitt wird das theoretische Modell für die Hechtfischerei in Namibia spezifiziert. Bei der Zusammenstellung der Modelldaten muss berücksichtigt werden, dass die hier betrachtete Ressource Hecht gemeinsam von Namibia und Südafrika genutzt wird. Die Aktivitäten in einem der Länder haben einen direkten Einfluss auf die Aktivitäten, bzw. die wirtschaftliche Erfolge des jeweils anderen Landes. Die Daten über die Bestandsentwicklung stammen aus den *Physical Accounts* für Namibia (Lange 2004, UN 2004). *Physical Accounts* existieren für die Zeitreihe von 1990 bis zum Jahr 2000. Der

Anfangsbestand der Hecht Biomasse im Jahr 1990 wird auf etwa 906000 Tonnen geschätzt (Hutton und Sumaila in ihrem Modell von 900000 Tonnen aus). Der Schätzwert der maximalen Tragfähigkeit  $k$  der Benguela Region liegt bei 4.4 Mio. Tonnen (Armstrong und Sumaila 2004), und für die biologische Wachstumsrate wird ein Schätzwert von  $g=0.344$  aus der Literatur übernommen (Hutton und Sumaila 2002, Punt 1993). Im folgenden Abschnitt werden Szenarien spezifiziert, um die Auswirkungen verschiedener Regime auf den Stock und die erzielbaren Renten abzuschätzen.

Die ersten beiden Szenarien berücksichtigen nur die biologische Wachstumsfunktion und ignorieren alle ökonomischen Parameter. Als erstes wird berechnet, wie lange ein Moratorium gelten muss, um die Population auf ein gewünschtes Niveau zu regenerieren. Bei dem Anfangsbestand  $S(0)$  des Jahres 1990 und den gegebenen Parametern  $g$  und  $k$ , wird nach rund vier Jahren der maximale Zuwachs an Biomasse (etwa 378000 Tonnen) erreicht. In einer zweiten Modellrechnung werden die empirisch beobachteten Fangmengen der Periode 1990-2002 berücksichtigt. Wie bereits erwähnt reduzierte Namibia nach der Unabhängigkeit den Fischfang anfänglich signifikant, um den Fischbestand zu regenerieren, während Südafrika im gleichen Zeitraum seine Fangmenge nicht einschränkte. Das Resultat ist zunächst eine Zunahme der Population aufgrund der nachhaltigen Fischereipolitik Namibias in den ersten Jahren nach der Unabhängigkeit bis 2002. Nach der Regenerationsphase der Population erhöhte auch Namibia seine Fangmenge stetig. Setzt man die steigenden Fangmengen in das biologische Wachstumsmodell ein und simuliert über einen längeren Zeitraum mit diesen Daten, dann führt die erhöhte Fangmenge nach weniger als 6 Jahren zum Kollabieren des Systems, für den Fall, dass keines der beteiligten Länder seine Fangquote an den rapiden Abbau der Biomasse anpasst.

Im nächsten Schritt wird das biologische Wachstumsmodell mit den ökonomischen Daten verknüpft. Das Modell liefert verschiedene Referenzpunkte, die als Eckpunkte für Kooperationsverhandlungen zwischen Namibia und Südafrika interessant sind. Es werden die Referenzpunkte für 6 Szenarien berechnet:

- Maximales nachhaltiges Wachstum der Ressource (SZ-MSY)
- Bionomisches Gleichgewicht unter vollständigem Wettbewerb (SZ-OA)
- Maximale Ressourcen Rente (SZ-MEY)
- Soziale Diskontierung von 10% (SZ-POL)
- Ist-Situation im Benguela Current (SZ-BCLME)
- Namibia hat alleinige Verfügungsrechte (SZ-NA)

Der Startwert für das Modell ist die angenommene maximal tragfähige Hecht Population für die Benguela Region  $S^k=4.4$  Millionen Tonnen. Der Effort  $E$  wird sukzessiv erhöht. Die Biomasse und der biologische Zuwachs errechnen sich als Funktion des Efforts  $E$ .<sup>41</sup> Für die Fangmenge veröffentlicht das MFMR für das Jahr 2002 eine Zahl von 154588 Tonnen Hecht. Zunächst wird angenommen, dass es nur das Produktionsverfahren Trawling gibt, der Quotenanteil für die Longliner Fischerei liegt in Namibia und Südafrika zwischen 6% und 9% und wird hier vernachlässigt (Elago 2002, Leiman und Harris 2009). Für die CPUE wird ein Wert von 0.698 Tonnen/Trawler Stunde (TS) angenommen. Dieser Wert berechnet sich als Durchschnitt von Messdaten aus standardisierten langjährigen Erhebungen (Pecquerie et al. 2004:120). Hieraus errechnet sich ein Effort  $E$  von 221473 Trawler-Stunden. Verwendet man die Relation laut (8.7), dann lässt sich der Parameter  $q$  zum Beobachtungszeitpunkt  $t$  herleiten.

$$(8.42) \quad q = \frac{H}{E \cdot S} = CPUE \cdot \frac{1}{S}$$

Für 2002 erhält man für  $q$  den Wert 5,96581E-07, demnach werden pro Effort Einheit  $E$ , hier pro Trawler-Stunde,  $q$  Anteile der in der Benguela Region für das Jahr 2002 geschätzten Biomasse  $S^{2002}$  entnommen<sup>42</sup>.

Tabelle 16 fasst die Ergebnisse für die verschiedenen Referenzgleichgewichte zusammen und Abbildung 27 und Abbildung 28 veranschaulichen die Resultate grafisch.

---

<sup>41</sup> Die Dimension der Einheit Effort  $E$  variiert in der Literatur. Zum Teil wird der Effort in Stunden, Standardtagen, Standardschiffen, oder im Fall der Longliner Fischerei in Haken pro Leine gemessen (Elago 2002, Japp 2007).

<sup>42</sup> Der Indikator CPUE pro Trawler-Stunde lässt sich auf den Indikator CPUE pro Schiff umrechnen, man erhält einen Wert  $q = 0,001066$ , d.h. pro Schiff werden im Jahr  $q$  Tonnen Hecht pro Tonne vorhandener Biomasse (gemessen in Tonnen) entnommen.

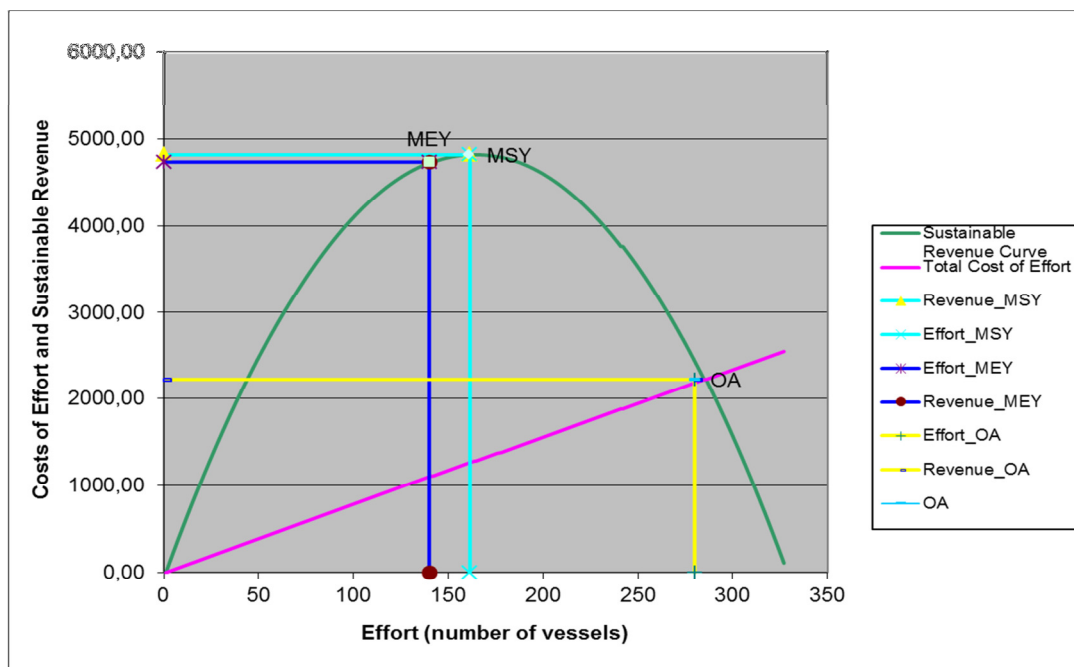
**Tabelle 16: Ergebnisse des bioökonomischen Modells für verschiedene Referenzgleichgewichte der Namibischen Hechtfischerei**

Szenarien	SZ-MSY	SZ-OA	SZ-MEY	SZ-POL	SZ-BCLME	SZ-NA
Ziel	Maximaler Stock-Zuwachs	Vollständiger Wettbewerb	Maximale Ressourcen Rente	Zins = 10%	Beobachtet	Sole-Owner
Anfangsbestand $S(0)$	906000		906000	906000		
Tragfähigkeit $k$ in Tonnen	4400000	4400000	4400000	4400000	4400000	4400000
Stock $S$ in Tonnen	2200000	585000	2492500	2036662	1170000	2710010
Zuwachs $G(S)=Fang H$	378400	174484	371711	376314	295457	358064
Fang $H$ laut Statistik					320588	
Kosten in Mio. N\$	1281	2222	1111	1376	1881	984
Umsatz in Mio. N\$	4818	2222	4733	4792	3762	4559
Ressourcenrente $RR$ in Mio. N\$	3537	0	3622	3415	1881	3575
Zins $\delta$ in %	6,2		0	10		-0,04
Effort $E$ in Anzahl Schiffe	161	280	140	173	237	124
CPUE in Tonnen/Schiff	2344	623	2656	2170	1246	2888
Zeitschritte $t-S(0)$	3,92		4,7	3,49		
Zeitschritte $t-OA$	5,45		6,23	5,02		
Ressourcenrente $RR$ pro kg	0,0093	0,0000	0,0097	0,0091	0,0064	0,0100

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Das biologische Gleichgewicht des Szenarios SZ-MSY stellt einen zentralen Referenzpunkt der Fischereiökonomik dar. Der Referenzpunkt ist unabhängig von den ökonomischen Daten und ist allein eine Funktion der Tragfähigkeit des Ökosystems. Im Gordon-Schaefer Modell beträgt die Biomasse des Stocks  $S^{MSY}$  bei einem Schiefe Parameter  $\alpha=1$  exakt die Hälfte der maximalen Tragfähigkeit  $k$ . Die übrigen Werte in der Spalte SZ-MSY errechnen sich aus den oben hergeleiteten Formeln des Gordon-Schaefer Modells. In diesem speziellen Fall werden 161 Schiffe benötigt, um das Nettowachstum abzufischen. Die interne Verzinsung der Ressource liegt bei gut 6%. Dieser Wert ist recht gut mit einer üblichen Verzinsung für Nichtrisikokapital vergleichbar. In Abbildung 27 wird dieser Referenzpunkt durch die hellblauen Linien dargestellt. Auf der x-Achse ist der Effort und auf der y-Achse sind die gesamten Kosten und der realisierte Gesamtumsatz der Fischerei abgetragen. Im Szenario SZ-MSY wird der Maximalpunkt auf der nachhaltigen Ertragskurve realisiert. Die Differenz zwischen der (pinkfarbenen) Gesamtkostenkurve und dem Punkt auf der (grünen) Ertragskurve misst die Ressourcenrente

Abbildung 27: Referenzpunkte der Hechtfischerei im Benguela Current



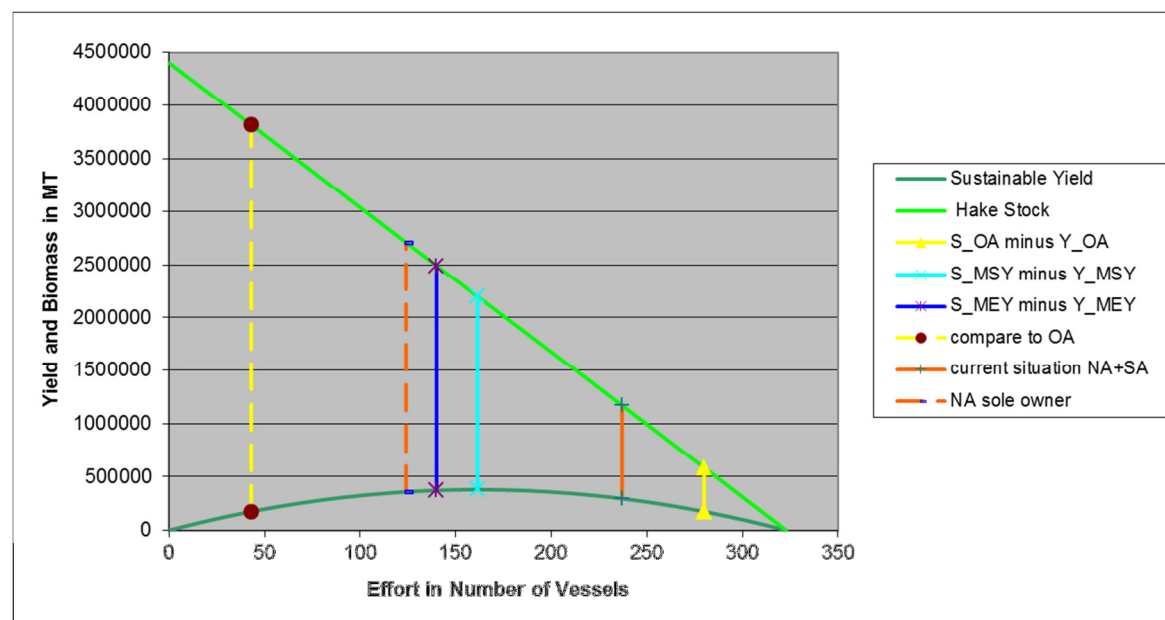
Quelle: Eigene Abbildung nach Berechnungen des bioökonomischen Modells der Hecht Fischerei. Die y-Achse misst den realisierten Umsatz der dargestellten Szenarien in Mio. N\$.

Legt man im Szenario SZ-MEY die in den Abschnitten 8.2.1 und 8.2.2 errechneten Kosten und Preise zugrunde, dann erhält man das Effort Niveau  $E$ , bei dem die Ressourcenrente ihren maximalen Wert annimmt. Bei den vorliegenden Preisen und Kosten befindet sich der Punkt  $MEY$  links vom Punkt  $MSY$ . Im Vergleich zum biologischen Maximum  $MSY$  ist hier das ökonomische Maximum im Punkt  $MEY$  durch einen geringeren Fang  $H$  und eine größere Population  $S$  gekennzeichnet. Die interne Verzinsung der Ressource wird im Punkt  $MEY$  Null. Die marginale Zuwachsrate des Stocks und der marginale Stockeffekt zeigen hier entgegengesetzte Vorzeichen und kompensieren sich im Punkt  $MEY$  exakt, d.h. durch eine weitere Investition in das Wachstum des Stocks kann keine höhere ökonomische Ressourcenrente mehr erzielt werden. Der CPUE Indikator deutet ebenfalls auf die hohe ökonomische Effizienz dieses Gleichgewichtspunktes hin. Der Fang pro Effort Einheit  $E$  (hier pro Schiff) ist um 13% höher als am Referenzpunkt  $MSY$  (vgl. Tabelle 16).

In Abbildung 28 wird die physische Beziehung zwischen der Populationsgröße  $S$ , dem Wachstum der Population  $G(S)$  und dem Effort der Fischerei  $E$  in den verschiedenen Szenarien dargestellt. Der Effort  $E$ , der exakt die Menge  $H=G(S)$  abfischt, korrespondiert mit einer Biomasse  $S$ , die sich unter der Annahme sonst gleichbleibender Umweltbedingungen in einem Steady State befindet und folglich einen kontinuierlich gleichbleibenden Nettozuwachs produziert. Dieser wird als *Sustainable Yield* bezeichnet.

Die hellgrüne Linie kennzeichnet die Populationsgröße in metrischen Tonnen (MT). Die dunkelgrüne Linie beschreibt den nachhaltigen Zuwachs der Biomasse gemäß der biologischen Wachstumsfunktion (8.1), ebenfalls gemessen in metrischen Tonnen. Die verbindenden Linien zwischen der Wachstumsfunktion und dem Stock kennzeichnen die nicht abgefischte Biomasse (*Escapement*). Sie beschreibt den Status der Extraktion der Ressource. Vergleicht man jeweils den Schnittpunkt der durchgezogenen gelben Linie (Open Access Szenario) bzw. der gestrichelten gelben Linie mit der biologischen Wachstumskurve, dann wird deutlich, dass in beiden Szenarien der gleiche Steady State Ertrag erzielt werden kann. Der Status des Stocks ist allerdings extrem unterschiedlich. Während sich die Population in der OA Fischerei im Stadium der kritischen Überfischung befindet, erreicht er im Vergleichsszenario nahezu die maximale Tragfähigkeit.

Abbildung 28: Beziehung zwischen Stock, Effort und Fischfang



Quelle: Eigene Abbildung nach Berechnungen des bioökonomischen Modells der Hechtfischerei

Der Vergleich zeigt außerdem, dass der Fang mit einer wesentlich geringeren Anzahl von Schiffen gefischt werden kann und demonstriert die externen Effekte in einer OA Fischerei.

Die Biomasse  $S^{POL}$  des Szenarios SZ-POL kennzeichnet ein Gleichgewicht, bei dem die interne Verzinsung der Ressource der politisch gewünschten Diskontierung von 10% gleicht. Dieser Gleichgewichtspunkt befindet sich rechts vom Punkt  $S^{MSY}$ , bei einer Biomasse der Population, die unterhalb des biologischen Optimums liegt. Die Zuwachsrates des Stocks im Referenzpunkt  $S^{POL}$  übertrifft jedoch diejenige des

Gleichgewichtspunktes  $S^{MEY}$ , sodass man folgern könnte, dass sich der Bestand nicht in einer kritischen Situation der Überfischung befindet. Zwar kann der Umsatz im Vergleich zur Aktivität im Szenario SZ-MEY um 1.2% erhöht werden, der Aufwand und die Kosten steigen aber gleichzeitig um 23.8%, und die Ressourcenrente sinkt im Vergleich zum ökonomischen Optimum um 5.7%. Für den Fall, dass mit dem Aufwand eine höhere Beschäftigung einhergeht, kann dieses Gleichgewicht durchaus von politischem Interesse sein.

Betrachtet man nun die Biomasse am Referenzpunkt  $S^{OA}$  (gelbes Dreieck auf der grün gezeichneten Wachstumskurve) bei vollständigem Wettbewerb, dann zeigen alle berechneten Variablen starke Abweichungen im Vergleich zu den drei Referenzpunkten  $S^{MSY}$ ,  $S^{MEY}$  und  $S^{POL}$ . Die Ressourcenrente verschwindet, der Bestand ist stark überfischt und befindet sich an einem kritischen Schwellenwert, d.h. die marginale Erhöhung des Fischfangs könnte zum Kollabieren des Systems führen. Verglichen mit dem Referenzpunkt  $S^{MEY}$  ist der Aufwand gemessen in beteiligten Schiffen im Szenario einer Open-Access Fischereipolitik exakt doppelt so hoch und entsprechend niedrig ist der Indikator CPUE. Pro Schiff wird nur noch ein Viertel der maximalen Fangquote des Szenarios SZ-MSY erreicht. Der Schattenpreis des Stocks ist im Punkt  $S^{OA}$  gleich Null, und die interne Verzinsung nimmt an der Stelle einen unendlich kleinen Wert an. Bei einem absoluten Fischereistopp würde unter den gegebenen Modellannahmen ein Zeitintervall von  $t=6.228$  benötigt, um den Stock auf dem Niveau des ökonomischen Maximums zu regenerieren. In 5.45 Zeitschritten könnte der biologisch optimale Bestand erreicht werden, immer unter der Bedingung, dass alle übrigen Einflussfaktoren konstant sind.

Für das Jahr 2000 wird die Hecht Population in der Benguela Region auf 117000 Tonnen geschätzt (Lange 2003, UN 2004). Da keine aktuelleren Daten vorliegen, wird eine neutrale Annahme getroffen und der Bestand von 2000 für das Jahr 2002 und 2004 übernommen. Laut Berechnungen des bioökonomischen Modells betragen Zuwachs und nachhaltige Nutzung bei dieser Biomasse rund 295000 Tonnen, bei einem Effort von 237 Schiffen. Verglichen mit dem Open-Access Szenario SZ-OA und dem Szenario des ökonomischen Optimums SZ-MEY, nimmt das Szenario SZ-BCLME eine mittlere Position ein. Das Modell bildet den tatsächlichen Fang recht gut ab. Für Namibia wird für das Jahr 2002 ein Fang von 154588 Tonnen dokumentiert, für Südafrika werden 140000 Tonnen angegeben (Armstrong und Sumaila, 2004). Die Summe von 294588 Tonnen

weicht um nur 0,3% von der im Modell berechneten nachhaltigen Nutzung ab. Der marginale Stock Effekt ist hier jedoch kleiner als die Diskontierungsrate, d.h. die Population befindet sich im Bereich der kritischen Überfischung. Der Anteil, der von Südafrikanischen Schiffen gefischt wurde, könnte ebenfalls zu gering geschätzt worden sein. Nimmt man alternativ an, dass die offizielle Südafrikanische Quote von 166000 Tonnen im Jahr 2002 auch tatsächlich realisiert wurde, dann wären im Jahr 2002 von beiden Ländern insgesamt 320588 Tonnen gefischt worden. In diesem Fall wären 8,8% Biomasse mehr entnommen worden, als bei gegebener Population einer nachhaltigen Nutzung der Ressource entsprochen hätte. Ein nachhaltiger Fang von 320588 Tonnen hätte eine Population von 1340084 Tonnen Biomasse erfordert, d.h. die Biomasse läge etwa 14% über der für das Jahr 2002 geschätzten Zahl. Im Szenario SZ-BCLME deutet der geringe Wert des CPUE Indikators auf den ökonomischen Verlust beider Länder hin, der durch ein fehlendes kooperatives Management der gemeinsam genutzten Ressource begründet werden kann. Diese These wird durch die sehr hohe Diskontierungsrate von 40% gestützt, d.h. die Gesellschaft misst der Resilienz des Stocks eine recht geringe Bedeutung zu.

Nimmt man nun an, dass nur Namibia allein mit der verfügbaren Flotte im Benguela Current fischt, dann würde die Biomasse auf einem sehr hohen Niveau von 2,7 Mio. Tonnen konserviert. Die Ressourcenrente am Referenzpunkt  $S^{NA}$  wäre höher als im  $S^{MSY}$  Gleichgewicht, da die Kosten aufgrund des hohen CPUE Indikators stark sinken. Der marginale Stock Effekt ist in diesem Fall größer als die Diskontierungsrate. Ein solches Gleichgewicht kann dann effizient sein, wenn eine geringere Biomasse die Kosten signifikant erhöht.

Das Fazit dieser Diskussion ist, dass der Begriff nachhaltige Ressourcennutzung in der Fischereiökonomik unendlich viele *Steady State* Gleichgewichte erlaubt, deren Realisierung von der Kombination biologischer und ökonomischer Parameter abhängt. Ein Gleichgewicht am Punkt  $S^{OA}$  kann zwar theoretisch unendlich oft wiederholt werden, die Produktion ist aber weder ökonomisch effizient noch aus biologischer Sicht unkritisch. Definiert man biophysische Nachhaltigkeit als maximale Entnahme, die auf unbegrenzte Zeit wiederholt werden kann (de Anguita und Wagner 2010:4), dann korrespondiert biophysische Nachhaltigkeit mit dem Gleichgewichtspunkt  $S^{MSY}$ . Dieser Punkt etabliert einen Referenzpunkt, der sowohl aus biologischer Perspektive, als auch nach ökonomischen Kriterien ein „nachhaltiges Limit“ für die Entnahme repräsentiert. Die



Knappheit erneuerbarer Ressourcen in physikalischen Einheiten wird dann als Distanz zu diesem Limit definiert (de Anguita und Wagner 2010:4). Der Punkt  $S^{MSY}$  etabliert ein Gleichgewicht, das aus naturwissenschaftlicher Sicht ein eindeutiges Optimum repräsentiert. Aus ökonomischer Sicht bedeutet das  $S^{MSY}$  Gleichgewicht einen Kompromiss zwischen der Wohlfahrt der Konsumenten und der Produzenten. Naturwissenschaftler und Umweltschützer werden keine Bedenken hinsichtlich eines  $S^{MEY}$  Gleichgewichts haben, da der Stock hier geringfügiger befischt wird und seine Kapazität, Schocks zu assimilieren, wächst. Konsumenten müssen dahingegen geringere Angebotsmengen hinnehmen, was mit höheren Preisen und sinkenden Konsumentenrenten verbunden ist. Bislang sind die Konsumenten nicht in die Betrachtung integriert worden, ebenso wurden konstante Preise angenommen.

### 8.5.1 Exkurs Angebotsverhalten und Backward-Bending Effekte

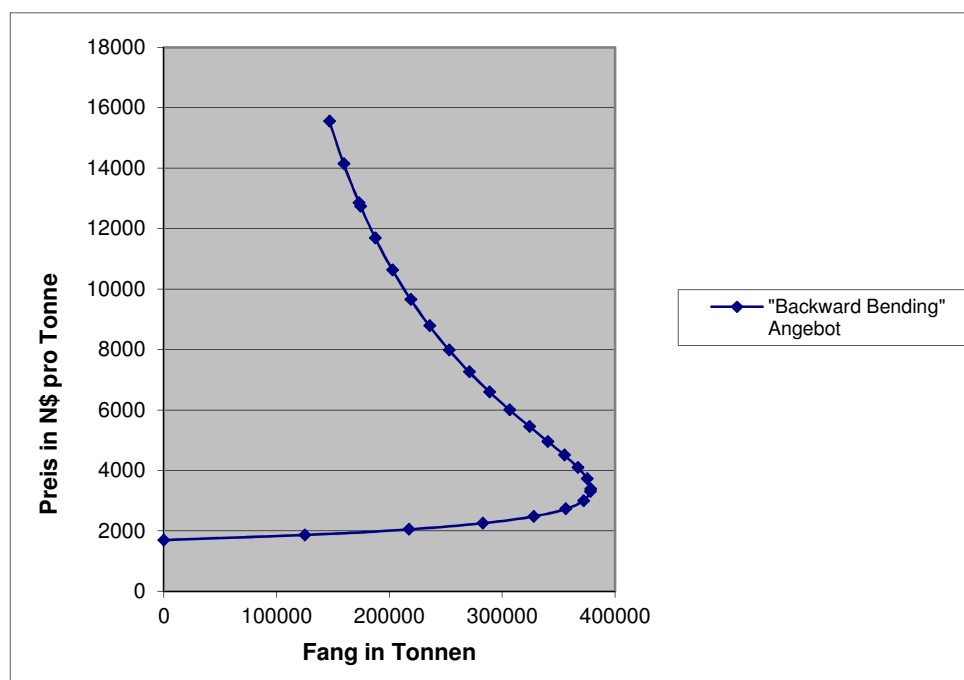
Das Angebot von Fisch unterscheidet sich bei langfristiger Betrachtung grundlegend vom Angebot gewöhnlicher Güter. Kurzfristig ist das Angebot auch bei steigenden Preisen durch die Kapazität der Fischereiflotte begrenzt, sodass Effekte auf das Wachstum der Ressource bei kurzfristiger Betrachtung vernachlässigbar sind. Die Expansion wirtschaftlicher Aktivität als Reaktion auf anhaltend günstige Marktbedingungen hat allerdings einen direkten negativen Effekt auf die zukünftigen Produktionsbedingungen des Sektors. Der Grund hierfür ist der oben beschriebene funktionale Zusammenhang zwischen der Biomasse des Stocks und dessen Wachstumspotential und Regenerationsfähigkeit.

Geht man von der Wachstumsfunktion des Gordon-Schaefer Modells aus und berücksichtigt gleichzeitig die Gleichgewichtsbedingungen für eine nicht regulierte Open-Access Fischerei (die Durchschnittskosten sind gleich dem Preis und die Ressourcenrente ist Null), dann kann das Angebot von Fisch bei konstanten Kosten pro Einheit Effort als Reaktion auf den Preis  $p$  dargestellt werden (vgl. (8.43)). Viele Fischereien sind durch biologische Überfischung jenseits des Punkts  $MSY$  gekennzeichnet. Das impliziert Angebotskurven, die auch im Fall von Open-Access bei hohen Preisen annähernd vertikal verlaufen. (Nielsen 2004, Copes 1972). Wird die Angebotsmenge nicht reguliert, sondern wird durch das Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage bestimmt, dann kann je nach Verlauf der Nachfragefunktion die Instabilität des Systems zunehmen (Clark 1990:133f).

$$(8.43) \quad H(p) = \frac{ce \cdot r}{p \cdot q} \cdot \left( 1 - \frac{ce}{p \cdot q \cdot k} \right) \quad \text{und} \quad p \cdot q \cdot x - ce = 0$$

Abbildung 29 zeigt die langfristige Angebotskurve einer unregulierten Open-Access Fischerei als Reaktion auf den Preis  $p$ . Man bezeichnet den in Abbildung 29 dargestellten Verlauf der Angebotskurve als *Backward-Bending* (Copes 1970).

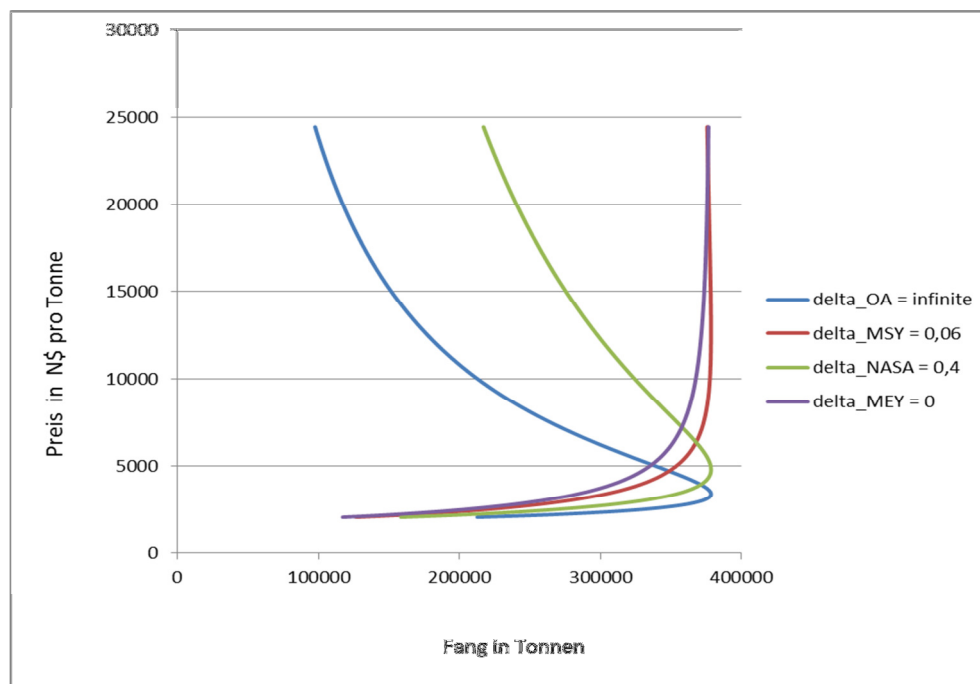
Abbildung 29: Backward-Bending Angebotskurve einer Fischerei ohne Regulierung



Quelle: Eigene Darstellung mit den Daten des bioökonomischen Modells der Hecht Fischerei in Anlehnung an Copes 1970

Der Fang von Hecht nimmt zunächst mit steigenden Preisen kontinuierlich zu. Nach Erreichen des Punktes MSY sinkt das Angebot trotz weiterhin kontinuierlich steigender Preise. Die steigenden Preise bewirken, dass immer mehr Fischer die Aktivität aufnehmen (laut Modellannahme einer Open Access Fischerei ist entlang der Angebotskurve die Rente stets Null). Als Folge des zunehmenden Efforts sinkt die Reproduktionsfähigkeit der Ressource, und der Fang pro Produktionseinheit sinkt rapide. Die Abbildung zeigt die langfristige Wirkung von biologischer Überfischung bei hohen Preisen.

Bei längerfristiger Betrachtung limitiert das biologische Wachstum der Ressource deren Verfügbarkeit. Die Krümmung der Kurve, und damit die Reaktion der Fischerei auf den Rückgang des Stocks, hängt entscheidend von der Diskontierungsrate  $\delta$  ab.

Abbildung 30: Diskontierte Angebotskurve bei verschiedenen Werten der Diskontierungsrate  $\delta$ 

Quelle: Eigene Berechnung

Eine geringe Diskontierung zeigt nur einen geringen *Backward-Bending* Effekt. Im Fall einer Diskontierung von Null verläuft die Angebotskurve nach Erreichen des Optimums parallel zur Preisachse und zeigt keinen Backward-Bending Effekt, d.h. ist preisunelastisch. Betrachtet man dazu die Nachfrage, dann resultieren aus dem Backward-Bending Effekt multiple Gleichgewichte. Clark diskutiert die hieraus resultierenden Instabilitätsprobleme ausführlich (vgl. Clark 1990:133ff).

## 8.6 Analyse der Investition in eine moderne Flotte zum Fang pelagischer und demersaler Fischspezie

Im folgenden Abschnitt wird ein Szenario entwickelt, das die Investition in eine moderne Flotte beschreibt. Die Flotte ist flexibel ausgestattet, um sowohl kleine pelagische Arten (z.B. Sardinen), als auch hochwertige demersale Arten (z.B. Thunfisch, Seeteufel und Kingklip) zu fischen. Das Szenario definiert eine Fischerei Aktivität, die auf der Nutzung wirtschaftlich sehr lukrativer Naturressourcen basiert. Es wird eine virtuelle Aktivität definiert, mit dem Ziel zu zeigen, in welchem Ausmaß eine wohl definierte Gruppe wirtschaftlicher Akteure Ressourcenrenten absorbiert, die als öffentliche Güter, und laut Namibischer Verfassung, der Gesamtheit der Namibischen Bevölkerung Nutzen stiften sollten. In einem zweiten Schritt werden verschiedene Ressourcen-Management Regime analysiert und diskutiert.

Die Daten über Fangmengen verschiedener Spezies sind aus der amtlichen Fischereistatistik hergeleitet (MFMR diverse Jahresberichte). Die amtliche Statistik bietet dahingegen keinerlei Informationen über die erzielten Ressourcenrenten (Manning 2001). Die Basis SAM, auf deren Daten die vorliegende Arbeit aufbaut, enthält lediglich ein aggregiertes Konto für die Aktivität Fischerei und ein weiteres Konto für die Aktivität Fischverarbeitung und die entsprechenden Produktkonten Fisch und verarbeiteter Fisch (Lange et al. 2008). Das im nachfolgenden Abschnitt definierte Produktionsverfahren verwertet die residuale Fangmenge aus Namibischen Hoheitsgewässern nach Abzug der in den speziellen Aktivitätskonten beschriebenen Fischereien für Seehecht, Stöcker und Sardinen.

In der SAM wird die virtuelle Aktivität unter dem Konto AFISH verbucht. Dieses Konto fasst den tatsächlich beobachteten Fischfang mit Ausnahme von Seehecht (Hake), Stöcker (Horse Mackerel) und Sardine (Pilchard) zusammen. Insgesamt sind dies in Namibia 28990 Tonnen Fisch im Jahr 2004; darunter 18996 Tonnen ökonomisch hochwertiger demersaler Fisch und 9994 Tonnen kleine pelagische Arten.

Die Annahmen über die Kapazitätsauslastung der Fischereiflotte basieren auf pessimistischen Fangerwartungen über die gesamte Laufzeit der Investition von 15 Jahren. Für das definierte Produktionsverfahren errechnet sich ein jährlicher aggregierter Produktionswert von 586 Mio. N\$. Dieser Wert errechnet sich aus dem Erlös aus der jährlichen Fangquote, die für den gesamten Investitionszeitraum konstant gehalten wird. Der Preis von 29,90N\$ (3,62 €) pro kg ist ein Durchschnittspreis für den hochwertigen demersalen Fisch und basiert auf Daten der EU Importstatistik für Seeteufel, Kingklip und Langusten (Lobster) abzüglich der durchschnittlichen Frachtkosten (EU Export Help Desk, Oceanic Development 2007). Für die Gruppe der kleinen pelagischen Arten wird der Preis für Sardinen von 1,83N\$ (0,22€) pro kg angenommen. Das gewählte Investitionsprogramm und die verwendeten technischen Daten (z.B. Anzahl der Tage auf See, Lagerkapazität des Schiffes für unterschiedliche Spezies, Besatzung, Auslastung der Kapazität und die Zusammensetzung des Fangs) basieren auf einer Investitionsrechnung für eine Flotte der Cap Verden, die u.a. ein Szenario für die Fischerei in Angolanischen Gewässern beinhaltet (Martins 2002). Der Schiffstyp, welcher der Kalkulation zugrunde liegt, kann maximal 40,6 t demersale Arten oder 75,4 t kleine pelagische Arten pro Seefahrt fassen. Martins kalkuliert für Angola einen Fang von 380 t demersalen Fisch pro eingesetztem Schiff und Jahr, hier in Kombination mit 580 t Stöcker (Martins 2002:32).

Bei 42 möglichen Fahrten pro Jahr entspricht dies einer Auslastung der Ladekapazität von etwa 56% (davon 34% Stöcker und 22% hochwertiger Grundfisch). Unter der sehr ungünstigen Annahme, dass die Namibische Flotte jeweils nur die 380 t wirtschaftlich hochwertigen Grundfisch pro Schiff und Jahr erzielt, benötigte diese Aktivität 50 Schiffe, um die jährliche Namibische Quote von 18996 t Fisch zu realisieren.

Pro Seefahrt werden laut Annahme für Namibia zusätzlich 200 t kleine pelagische Arten gefangen, das entspricht insgesamt einer Kapazitätsauslastung von nur knapp 30% pro Seefahrt. Die geringe Fangquote für kleine pelagische Arten vor Namibias Küste ist durch den seit Jahren stark überfischten Bestand begründet. Die Kalkulation auf der Basis einer Flotte, die aus 50 Einheiten besteht, lässt daher den Spielraum für höhere Quoten zu, bzw. ermöglicht den Erwerb von zusätzlichen Fischereirechten in der angrenzenden EEZ Angolas.

Unter der getroffenen sehr ungünstigen Annahme über die erzielbare Fangmengen errechnet sich ein jährlicher Ertrag pro Schiff von 11,73 Mio. N\$. Es wird ferner angenommen, dass die Preise für hochwertigen Fisch relativ stabil bleiben, da die Nachfrage nach Weißfisch weltweit kontinuierlich steigt und gleichzeitig die marinen Fischbestände stressbedingt sinken (FAO 2008:34, Anderson, Asche und Tveteras 2010:121).

Auf der Kostenseite entstehen der Aktivität variable Kosten und fixe Investitionskosten. Die aggregierten Werte sind in der entsprechenden Spalte AFISH der SAM verbucht. Die Kalkulation der einzelnen Elemente wird im Folgenden dargelegt.

### 8.6.1 Investitionskosten

Die Investitionskosten für ein Schiff betragen 10,2 Mio. N\$ (vgl. Martins 2002). Diese Summe beinhaltet laut Annahme einen Eigenkapitalanteil *EK* von 40%. Für das Fremdkapital *FK* wird ein Zinssatz *r* von 7% kalkuliert und für das eingesetzte Eigenkapital ein Kalkulationszinsfuß von 15% pro Jahr. Daraus errechnen sich durchschnittliche jährliche Kapitalkosten von 10,2%. Bei einer Laufzeit der Investition über 15 Jahre berechnet man laut Formel (8.44) einen Kapitalwiedergewinnungsfaktor von 0,1098 (vgl. Wöhe 1986:694).

$$(8.44) \quad A = FK \cdot \frac{r(1+r)^t}{(1+r)^t - 1}$$

Durch Multiplikation des Kapitalwiedergewinnungsfaktors mit dem Fremdkapital in Höhe von 6,12 Mio. N\$ erhält man eine Annuität  $A$  von 0,672 Mio. N\$ für das pro Schiff eingesetzte Fremdkapital. Tabelle 17 zeigt die Berechnung der Kapitalkosten pro Jahr. Der Gesamtwert der Kapitalkosten der Aktivität AFISH summiert sich auf insgesamt 88,41 Mio. N\$ pro Jahr. Der Wert wird in die SAM übertragen. Laut Terminologie der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung bucht die Aktivität AFISH Ausgaben für die Nutzung von Eigen- und Fremdkapital in Höhe von 88,41 Mio. N\$ auf das Einkommenskonto des Faktors Kapital.

**Tabelle 17: Kapitalkosten der Investition in eine Flotte in die Marine Fischerei in Namibia**

Einzelne Posten der Kosten der Investition	pro Schiff in Mio. N\$	für alle 50 Schiffe in Mio. N\$
Investitionssumme pro Schiff	10,1984	509,8131
Fixkosten Fremdkapital (bei einem Fremdkapitalzins von 7% )	0,6718	33,5848
Abschreibungskosten bei 5% jährlicher Abschreibung	0,4691	23,4506
Sonstige Abschreibung	0,0157	0,7831
Opportunitätskosten Eigenkapital (15% pro Jahr)	0,6119	30,5888
Summe Kapitalkosten pro Jahr	1,7685	88,4073

Quelle: eigene Berechnungen

### 8.6.2 Variable Kosten

Die Kalkulationen der Betriebsmittel, der Beschäftigungsstruktur und der Einkommensverteilung für die spezifizierte Fischerei-Aktivität basieren auf diversen Studien über die Südafrikanische Fischereiindustrie und Veröffentlichungen des Benguela Forschungsprojektes *Benguela Current Large Marine Ecosystem Project* (Ithindi 2003, Martins 2002, Sauer et al. 2003, Leiman und Harris 2009, [www.bclme.org](http://www.bclme.org)).

Für das Verfahren AFISH wurden, wenn vorhanden, die Annahmen von Martins (Martins 2002) übernommen, der sehr detaillierte Berechnungen für die Energiekosten der Flotte veröffentlicht hat. Die Daten enthalten differenzierte Angaben über die Vorleistungen, die im Verlauf einer Seefahrt anfallen. In seiner Kostenkalkulation fehlen allerdings sowohl Reparatur- als auch Instandhaltungskosten. Für das Verfahren AFISH werden diese Kostenanteile aus verfügbaren Daten der Namibischen Seehecht-Fischerei übernommen

und demgemäß 20% des Umsatzes für Reparaturen und Instandhaltung in Rechnung gestellt (vgl. Ithindi 2003:21). Die angenommenen Lohnkosten des Verfahrens AFISH sind höher als die Kosten des Faktors Arbeit in der Seehecht-Fischerei (vgl. 8.3). Eine mögliche Begründung hierfür ist die Umsatzbeteiligung der Besatzung in einer überdurchschnittlich profitablen Fischerei. Der Lohnanteil für hochqualifizierte und qualifizierte Besatzungsmitglieder beträgt 52%, der Lohnanteil für geringer qualifizierte Besatzungsmitglieder beträgt 48% der gesamten Lohnkosten. Die detaillierten Informationen über die Beschäftigungsstruktur in der Südafrikanischen Hochseefischerei stammen aus einer Studie der Rhodes Universität (Sauer et. al. 2003:78) und wurden gemäß den Konten der SAM für qualifizierte und geringqualifizierte Arbeitskräfte entsprechend aggregiert. Tabelle 18 enthält eine Auflistung der variablen Kostenkomponenten, die jeweils pro Schiff und für die Flotte berechnet sind.

**Tabelle 18: Variable Kosten in der Marinen Fischerei in Namibia in Mio. N\$**

Einzelposten der variablen Kosten	pro Schiff in Mio. N\$	für 50 Schiffe in Mio. N\$
Umsatzbeteiligung 11%	1,290	64,491
Festlohn	0,309	15,468
Energiekosten	0,784	39,206
Verpflegung, Wasser, Eis, Fischereibedarf	0,184	9,179
sonst. Private Dienstleistungen	0,028	1,410
Reparatur, Instandhaltung (20% Umsatz)	2,346	117,257
<b>Summe variabler Kosten</b>	<b>4,941</b>	<b>247,011</b>

**Quelle: eigene Berechnungen**

Die Instandhaltungs- und Reparationskosten sind für eine neue Investition sehr hoch angesetzt, sie repräsentieren aber auf diese Weise eine Risikomarge, die z.B. steigende Energiekosten abdecken kann. Die Gesamtkosten des Verfahrens AFISH summieren sich auf 335,42 Mio. N\$ pro Jahr (6,71 Mio. N\$ pro Schiff). Den kalkulierten Gesamtkosten, einschließlich kalkulatorischer Kosten für das eingesetzte Eigenkapital, steht ein Ertrag von 586,20 Mio. N\$ gegenüber. Als Saldo errechnet sich nach Abzug von Steuern eine Ressourcenrente von 247 Mio. N\$. Die Inhaber der Fischereirechte erzielen pro Tonne Fisch eine Ressourcenrente von 8524 N\$, das entspricht einem Anteil von 42% des Produktionswertes. Vergleichbar hohe Ressourcenrenten für hochwertigen Fisch werden in der Literatur dokumentiert (Manning 2001, Leiman und Harris 2009). Die getroffenen

Annahmen auf der Kostenseite beinhalten bereits überdurchschnittliche Kosten für Arbeit und Instandhaltung, gleichzeitig wird auf der Ertragsseite eine geringe Auslastung der Kapazität der Flotte vorgegeben; beide Annahmen kombiniert deuten auf eine potentiell noch höhere Ressourcenrente hin, als für diese Studie berechnet.

Um eine langfristige Investition zu planen, werden verschiedene Methoden der Gesamtbewertung praktiziert (vgl. Wöhe 1986:700ff). Eine Variante ist das Ertragswertverfahren, das über die Periode von  $t$  Jahren entweder vollkommene oder unvollkommene Voraussicht annimmt. Bei zeitlich gleichbleibenden jährlichen Einzahlungsüberschüssen errechnet man mit der Rentenbarwertformel laut Gleichung (8.45) den Ertragswert  $EW$  der Investition (Wöhe 1986:709). Der Liquidationserlös  $L$  kann zusätzlich berücksichtigt werden, wenn nach Ablauf der Investition ein veräußerbarer Restwert besteht. Zusätzliche Liquidationserlöse werden hier nicht angerechnet.

$$(8.45) \quad EW = \frac{G(z^t - 1)}{z'(z - 1)} + \frac{L}{z^t} \quad \text{mit} \quad z = 1 + r$$

Der Zins  $r$  repräsentiert hier den kalkulatorischen Zins, d.h. die gewünschte Mindestverzinsung der Investition seitens des Investors. Der Gewinn  $G$  bezeichnet ebenfalls den kalkulatorischen Gewinn und ist die Differenz zwischen Umsatz und Gesamtkosten. Die Kosten enthalten bereits die Eigenkapitalzinsen und die Entlohnung des Unternehmers (vgl. Wöhe 1986:48). Die Unternehmung kann das Ziel der langfristigen Maximierung der Eigenkapitalrentabilität verfolgen. Um diesen Erfolgsindikator zu berechnen, werden die Aufwendungen für das Fremdkapital zum vereinbarten Zins diskontiert und das Eigenkapital mit der gewünschten Mindestverzinsung abgezinst. Die Gesamtkapitalrentabilität  $r_g$  errechnet man als Quotient des Ertragswerts  $EW$  und der Summe aus diskontiertem Fremdkapital und Eigenkapital. Die diskontierte Annuität ist definitionsgemäß gleich dem Fremdkapital zum Referenzzeitpunkt.

$$(8.46) \quad r_e = r_g + (r_g - r_f) \cdot \frac{FK}{EK}$$

Die Eigenkapitalrentabilität berechnet sich nach (8.46) (vgl. Wöhe 1986:723).

**Tabelle 19: Kenngrößen für die Investitionsplanung in eine Flotte in Namibia**

Investitionssumme (1 Schiff) in Mio. N\$	10,1984
Eigenkapital EK in Mio. N\$	4,0794



Fremdkapital FK in Mio. N\$	6,1190
Ertragswert der Investition (1 Schiff) in Mio. N\$ (ohne Liquidationserlös)	29,3443
Diskontierte Annuität in Mio. N\$	6,1190
Diskontiertes Eigenkapital in Mio. N\$	23,8535
Gesamtkapitalrentabilität $r_g$	0,9790
Eigenkapitalrentabilität $r_e$	1,2122
Fremdkapitalzins $r_f$	0,0700

Quelle: eigene Berechnungen

Die Investitionsanalyse demonstriert, dass bei Nutzung einer effizienten Flotte ein hoher Überschuss über den normalen Profit erzielt werden kann. Die Eigenkapitalrentabilität der beschriebenen Investition ist enorm hoch, und in der Finanzplanung gilt der generelle Zusammenhang, dass die Eigenkapitalrentabilität mit wachsender Verschuldung wächst, solange die Gesamtkapitalrentabilität über dem Fremdkapitalzins liegt. Dieser Effekt wird in der Literatur als *Leverage-Effekt* bezeichnet (vgl. Wöhe 1986:723). Das Investitionsbeispiel illustriert die hohe Rentabilität der marinen Hochseefischerei und liefert eine Erklärung für den Wettlauf um den Fisch, bedingt durch die Möglichkeit der Abschöpfung hoher Ressourcenrenten.

Hohe Ressourcenrenten sind ein Grund für die weltweit vorhandene Überkapazität in der Fischerei und die hierdurch verursachte Überfischung. Ein hiermit einhergehendes Problem ist IUU Fischen (*Illegal Unreported Unregulated Fishing*). Nach Schätzungen auf der Basis von Fallstudien in 60 EEZs und 17 Hochseefischereizonen sind zwischen 11% und 19% der offiziell von der FAO registrierten Fänge illegal, dies entspricht einer Menge von 12-26 Mio. Tonnen Fisch pro Jahr weltweit mit einem wirtschaftlichen Wert von 5-11 Mrd. US\$ (Metuzals et al. 2010:169). Die EU Kommission schätzt den globalen wirtschaftlichen Schaden von IUU Fischen sogar auf 15 Mrd. US\$ (EU 2007 zitiert in Metuzals et al. 2010). Unerlaubte Beifänge sind eine der Kategorien von IUU Fischen und kommen auch in komplex organisierten Regulierungssystemen vor. Teilweise sind Beifänge technisch bedingt und verursachen Konflikte unter den Quoteninhabern verschiedener Spezies. Hier stellt sich die Frage, ob ein flexibles System mit handelbaren Quoten diesbezüglich Vorteile bringen kann.

Ein weiterer Anreiz hoher Renten ist ein Phänomen, welches Ökonomen als *Capital Stuffing* bezeichnen (Clark 2006:139, Hannesson 2004). Es handelt sich hierbei um ein

Upgraden lizenzierter Schiffe in einer Fischerei mit begrenztem Zutritt, aber ohne individuelle Quoten. Durch Capital Stuffing versuchen die Akteure in möglichst kurzer Zeit einen hohen Anteil an der Fangquote zu erzielen und so die Regulierung der Fischerei (hier die Regulierung durch Lizenzierung der Schiffe) zu umgehen. Im Extremfall führt dies zu dem Phänomen der Derby-Fischerei mit einer extrem kurzen Saison von wenigen Tagen und weitreichenden Kapazitätsproblemen der fischverarbeitenden Industrie (Hackett et al. 2005). Capital Stuffing ist relativ schwierig zu überwachen und hat den längerfristigen Rückgang der Renten durch hohe Kapitalkosten und daraus resultierende Überfischung zur Folge (Arnason 2007, World Bank 2009). Viele Länder haben Rückkauf Programme für Lizenzen, Schiffe oder Fischereirechte etabliert, um so die Überkapazität in der Fischerei abzubauen. Der Erfolg ist sehr umstritten und wird in der Fachliteratur intensiv diskutiert (Squires et al. 2010, Curtis und Squires 2007, Clark et al. 2005).

Im folgenden Abschnitt werden die verschiedenen Management Strategien für das Verfahren AFISH erörtert. Es wird ein mathematisches Modell entwickelt, um die Wirkungsweise der Regime zu demonstrieren. Die Ergebnisse der Modellrechnungen deuten auf die Vorteilhaftigkeit eines Systems mit individuell handelbaren Quoten (ITQs) hin. Die Fischereiwirtschaft eignet sich in besonderem Maße zur Illustration der Entwicklung und Anpassung ökonomischer Institutionen. Gleichzeitig demonstriert der Fischereisektor exemplarisch die Konsequenzen schwacher oder fehlender Verfügungsrechte (*Property Rights*) und die Antinomie zwischen Effizienz und Verteilungsgerechtigkeit (Hannesson 2004). Die theoretischen Annahmen des Modells basieren primär auf einem Standardwerk über mathematische Bioökonomik von Colin Clark (Clark 1990) und einer Abhandlung des Autors über ökonomische Modellierung und Fischereimanagement (Clark 2006).

### 8.6.3 Modellannahmen für den Handel mit Quoten

Das in der SAM aggregierte Produktionsverfahren AFISH dient als Ausgangsdatensatz für ein Modell mit fünf Akteuren, die auf einem Markt für handelbare Quoten interagieren. Die Produktionsverfahren der Akteure unterscheiden sich durch die Parameter  $a$ ,  $b$  und  $c$  der individuellen quadratischen Kostenfunktionen in (8.47).

$$(8.47) \quad C_n = a_n + b_n \cdot E_n + c_n \cdot E_n^2$$

Alle Akteure verfügen in der Referenz (*Benchmark*) Situation über die gleiche Anzahl Schiffe  $E$ . Die Preise  $p$  für den Fang sind exogen, und als Startwert besitzt jeder Akteur die gleiche Anzahl Quoten, d.h. den gleichen Anteil an der jährlich erlaubten Fangmenge

TAC. Zunächst wird für jeden Akteur eine einheitliche Zeitpräferenz angenommen, sodass die Diskontierung von Ausgaben und Einnahmen für alle Quoteninhaber identisch ist. Zum Referenzzeitpunkt wird die Diskontierungsrate dem Zinssatz für die Opportunitätskosten des investierten Eigenkapitals gleichgesetzt (dieser beträgt laut Investitionsrechnung 15%). Die individuelle Nachfrage nach Quoten ist eine Funktion des Quotenpreises. Der Quotenpreis wiederum ist eine Funktion des diskontierten Wertes zukünftiger Umsätze ( $p \cdot Q_n$ ) und Gesamtkosten  $C_n$ . Ziel des Unternehmers ist die Maximierung der diskontierten Gewinne  $PV_n(Q_n)$  aus der Nutzung von Quoten  $Q$ <sup>43</sup>. Eine hohe Nachfrage nach Quoten korrespondiert mit einem hohen marginalen Ertragswert  $PV'(Q)$ . Das Entscheidungsproblem für den individuellen Quoteninhaber besteht nun darin, den Grenzerlös aus der letzten eingesetzten marginalen Quoteneinheit seiner maximalen Zahlungsbereitschaft (Opportunitätskosten) für diese marginale Quoteneinheit gleichzusetzen. Der Ertragswert  $PV(Q)$  ist in (8.48) definiert und  $PV'(Q)$  in (8.49) definiert den diskontierten Grenzertrag einer marginalen Quoteneinheit  $Q$ .

$$(8.48) \quad PV_n(Q_n) = \frac{1}{r_n} \cdot (p \cdot Q_n - C_n)$$

$$(8.49) \quad PV_n'(Q_n) = \frac{\partial PV_n}{\partial Q_n} = \frac{1}{r_n} (p - CQ_n'(Q_n)) \equiv PQ \quad \text{mit} \quad \frac{\partial CQ_n(Q_n)}{\partial Q_n} = CQ'(Q) = \frac{C'}{q \cdot \text{stock}}$$

Im Optimum sind die Grenzkosten  $CQ'(Q)$  und folglich der Quotenpreis  $PQ$  für alle Akteure identisch, und kein Akteur kann durch erneuten Quotentransfer bessergestellt werden. Es wird erwartet, dass Quoteninhaber mit hohen Grenzkosten ihre Quoten verkaufen. Die gleiche Entscheidung wird von Quoteninhabern mit einer hohen Zeitpräferenzrate erwartet. Die Grenzkosten einer marginalen Quoteneinheit  $CQ'(Q)$  sind proportional zu den Grenzkosten des Efforts  $C'$ .

Clark diskutiert die Frage, ob dieses Verhalten politisch erwünscht ist, d.h. ob ein ITQ System immer zu einem sozialen Optimum führt. Die Wohlfahrtstheorie besagt, dass die optimale Allokation der Quoten durch die Maximierung der Summe der Ertragswerte  $PV$  aller Akteure erreicht wird, unter der Prämisse, dass die Zeitpräferenz aller Akteure gleich der gesellschaftlich allgemein akzeptierten Diskontierungsrate  $r^*$  ist (vgl. Clark 2006:173). Das Entscheidungsproblem wird in diesem Fall in Formel (8.50) dargestellt.

---

<sup>43</sup> In der Fischereiökonomik wird der Begriff Present Value PV für die diskontierten Gewinne der Fischerei ohne die(Opportunitäts-) Kosten für die Quote verwendet, der Net Present Value ist abzüglich Quotenkosten.

$$(8.50) \quad \text{MAX} \quad \sum_n PV_n(Q_n) \quad \text{s.t.} \quad \sum_n Q_n = TAC \quad \text{und} \quad PV_n(Q_n) = \frac{1}{r_s}(p \cdot Q_n - C_n)$$

Aus der Ableitung der entsprechenden Lagrange Funktion  $\Gamma$  (8.51) erhält man die notwendige Bedingung für die wohlfahrtstheoretisch optimale Allokation der Quoten.

$$(8.51) \quad \Gamma = \sum_n PV_n^*(Q_n) - \lambda \left( \sum_n Q_n - TAC \right) \quad \text{und} \quad \frac{\partial \Gamma}{\partial Q_n} = \frac{\partial PV_n^*}{\partial Q_n} - \lambda = 0 \quad n = 1, 2, \dots, N$$

Der Schattenpreis  $\lambda$  entspricht dem Quotenpreis PQ genau dann, wenn alle Akteure die soziale Diskontierungsrate übernehmen. Ist dies nicht der Fall, dann ist die Allokation der Quoten wohlfahrtstheoretisch suboptimal. Clark veranschaulicht dies durch Kontraposition (vgl. Clark 2006:173f). Es wird angenommen, dass alle Akteure eine identische Kostenfunktion haben und alle Akteure bis auf den ersten die soziale Diskontierungsrate übernehmen  $r_s$ . Für den Fall, dass der erste Akteur eine größere Zeitpräferenzrate hat, hier  $r_1$ , als die übrigen Akteure, gilt nach Formel (8.52):

$$(8.52) \quad CQ'(Q_1) = p - r_1 \cdot PQ < CQ'(Q_{n \neq 1}) = p - r_s \cdot PQ \quad \text{mit } r_1 > r_s$$

Gleichung (8.52) zeigt, dass die marginale Zahlungsbereitschaft des Akteurs mit der höheren Zeitpräferenzrate niedriger ist, sodass dieser seine Quoten bereits bei niedrigeren Grenzkosten verkauft. Für den Fall, dass seine Kosten sogar generell niedriger sind als diejenigen der übrigen Fischereiunternehmer, wäre der resultierende Effizienzverlust der Fischerei noch offenkundiger.

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, welche sozialen Diskontierungsraten für eine Gesellschaft oder ein Land angemessen sind, sofern es um die Bewertung von Ökosystemleistungen und die Nutzung von Naturressourcen geht (Sumaila und Walters 2005, TEEB 2008:32).

Für die Modellierung des *ITQ* Systems werden zeitlich begrenzte Nutzungsrechte vorausgesetzt. In Namibia werden spezifische Fischereirechte in Abhängigkeit von der Qualifikation des Antragstellers für 7, 10, 15 und maximal für 20 Jahre erteilt (MFMR 2007:4). Bei einer Diskontierungsrate von 15% errechnet sich laut Formel (8.53) ein Diskontfaktor  $D = 5,85$  bei einer Gültigkeit der Fischereirechte von 15 Jahren und ein Diskontfaktor von 6,26 bei einer Gültigkeit von 20 Jahren, d.h. Fischereirechten, die über einen längeren Zeitraum erteilt werden, wird ein höherer Wert beigemessen (Clark 2006:175).

$$(8.53) \quad D_{n,T} = \frac{1}{r_n} \cdot \left( 1 - \frac{1}{(1+r_r)^T} \right)$$

Für die modellierte Fischerei wird nun eine quadratische Kostenfunktion spezifiziert. Die variablen Kosten (Energiekosten, Lohnkosten, Materialien, Reparatur- und Instandhaltungskosten) sind für alle Unternehmer gleich und werden dem linearen Term der Kostenfunktion zugeordnet. Die Kapitalkosten wachsen quadratisch mit steigendem Effort. Diese funktionale Beziehung gilt insbesondere für die Opportunitätskosten des investierten Eigenkapitals. Erhöhter Effort erhöht das marginale Risiko, dass die gewünschte Eigenkapitalrentabilität nicht erzielt wird. Dieser Erklärungsversuch ist in der Fischerei durchaus plausibel, denn die Fangmenge ist eine gekoppelte Funktion des Efforts und der Biomasse der Ressource und zeigt strikt abnehmende Skalenerträge; abnehmende Skalenerträge wiederum implizieren eine konvexe Kostenfunktion (Clark 1990:224, Schotter 2009:202).

Die spezifizierten Kostenfunktionen für die fünf Fischereiunternehmen unterscheiden sich demnach in Bezug auf die Höhe der Kapitalkosten. Die Unterschiede erklären sich durch unternehmenseigene Opportunitätskosten des Eigenkapitals, die Annuität und erhaltene Subventionen. Die Parameter ( $a$ ,  $b$ ,  $c$ ) der Kostenfunktion in Gleichung (8.47) werden für den im Referenzpunkt beobachteten Effort der Akteure kalibriert.  $C_n$  misst die Gesamtkosten pro Saison für alle beteiligten Schiffe des Unternehmens, gemessen in Standard Effort Einheiten  $E$ .<sup>44</sup>

Das *ITQ* Modell wird als Mixed Complementarity Programm (MCP) in GAMS formuliert. Ein MCP erfordert die exakte Übereinstimmung der Anzahl von Freiheitsgraden (Variablen) und Bestimmungsgleichungen (vgl. Kapitel 6.1). Die Modellgleichungen beschreiben die Beziehungen zwischen dem Ertragswert (*Present Value*)  $PV$  der Quoten, den spezifischen Kosten der Fischerei und zwischen dem Effort und der Fangmenge, die fest an eine Quote gekoppelt ist. (8.54) beschreibt das Entscheidungsproblem für einen Unternehmer mit limitierten Nutzungsrechten.

---

<sup>44</sup> Die Saisonlänge ist eine spezielle Kontrollvariable, um bei nicht restringiertem Effort die gefischte Menge zu regulieren. Die Saisonlänge wird hier vernachlässigt und die Variable „Saison“ hat den Default Wert 1 und entfällt, d.h. ein Schiff kann die maximale Kapazität fischen. Die Kontrollvariable „Saison“ kann theoretisch Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Der Parameter  $qcatch$  wird hier konstant gehalten, im Prinzip ist  $qcatch$  während einer Saison variabel, da die Biomasse in der Realität saisonal schwankt (vgl. Clark 1990:246f und Clark 1990:261).

$$(8.54) \quad PV_n'(Q_n) = D_n \cdot (p - CQ_n'(Q_n)) \equiv PQ \quad \text{mit } CQ_n'(Q_n) = \frac{C_n'}{q \cdot stock}$$

Das Gleichungssystem in (8.55) beschreibt den Mechanismus, der das Gleichgewicht auf dem *ITQ* Markt determiniert.

$$(8.55) \quad \begin{aligned} PQ - PV_n'(Q_n) > 0 & \perp Q_n = LO_n \\ PQ - PV_n'(Q_n) < 0 & \perp Q_n = UP_n \\ PQ - PV_n'(Q_n) = 0 & \perp LO_n \leq Q_n \leq UP_n \end{aligned}$$

Die drei Gleichungen definieren die komplementäre Beziehung zwischen den Transaktionen auf dem *ITQ* Markt, dem Quotenpreis  $PQ$  und dem Grenzertragswert  $PV_n'$  der Quote aller  $n$  Akteure. Die erste Bedingung besagt, dass ein Akteur Quoten anbietet, wenn die Opportunitätskosten für eine Quoteneinheit  $PQ$  höher sind als der Grenzertragswert  $PV_n'$  dieser Quoteneinheit. Dies kann im Extremfall dazu führen, dass ein Marktteilnehmer seine gesamten Quoten verkauft und die Fischerei verlässt. Ist der Grenzertragswert dagegen größer als der Quotenpreis, dann wird der Akteur im Extremfall solange Quoten zukaufen, bis das Limit, in diesem Fall die erlaubte jährliche Fangquote der Fischerei (*TAC*), erreicht ist. Die dritte Gleichung bestimmt die Gleichgewichtsbedingung des Marktes. Die optimale Allokation der Quoten ist demnach genau dann erreicht, wenn der Quotenpreis dem Grenzertragswert aller Transaktionspartner entspricht. Das bedeutet auch, dass im Optimum der Grenzertrag aller Akteure identisch ist. Bei der Formulierung des Entscheidungsproblems als MCP muss strikt darauf geachtet werden, dass die logische Beziehung zwischen den komplementären Variablen korrekt formuliert ist. Im GAMS Programmcode steht die Bedingung  $PQ - PV_n' \geq 0$ ; Für den Fall, dass sowohl ein Upper Bound, als auch ein Lower Bound formuliert werden, kann das Ungleichheitszeichen durch ein Gleichheitszeichen ersetzt werden. Die Vertauschung der Argumente der linken Seite würde in diesem Fall die falsche Verknüpfung zwischen den komplementären Variablen bewirken. Die in (8.55) beschriebene Optimal-Bedingung erlaubt es, die Zeitpräferenz der Akteure zu berücksichtigen. und so die Auswirkung von Diskontierung auf die Wohlfahrt abzuschätzen.

Die Relation zwischen den Effort Kosten und den Kosten pro Tonne Fisch wird durch den Effizienzparameter  $qcatch$  und die Biomasse der Fischpopulation, den Parameter *stock*, beschrieben (vgl. Kapitel 8.4.1). Im statischen *ITQ* Modell wird die Biomasse konstant gehalten. Das Modell betrachtet den Effort punktuell während einer Saison. Bei

dynamischer Betrachtung ist die Relation zwischen dem Fischfang, dem Effort und der variablen Biomasse ein gekoppeltes Differentialgleichungssystem (Clark 1990:224ff, Conrad 2010:86ff). Der Effort zum Zeitpunkt  $t=0$  hätte eine direkte Auswirkung auf die Biomasse zum Zeitpunkt  $t=1$ . Folglich würde auch das Entscheidungsproblem über den Zukauf von Quoten zum Zeitpunkt  $t=0$  von der erwarteten Entwicklung der Biomasse innerhalb des Zeitraums abhängen, für den Nutzungsrechte an der Ressource erworben werden.

Geht man aber von einem funktionierenden Managementsystem aus, welches die Biomasse am Punkt *MEY* regulieren kann, dann korrespondiert die maximal erlaubte Fangmenge (*TAC*) mit dem ökonomischen Optimum, und die Inhaber der Quotenrechte hätten keine Veranlassung, den Effort zu erhöhen. Gleichzeitig wird von einem *ITQ* System, das auf individuellen Rechten basiert, erwartet, dass die Akteure ein Interesse daran haben, diesen Fischbestand zu konservieren (Arnason 2007).

Das Gleichungssystem in (8.56) zeigt die Bedingung für Bestimmung des Quotenpreises *PQ*. Der Quotenpreis ist der Schattenpreis des Constraints der jährlichen maximalen Fangquote *TAC*. Wird die Gesamtmenge nicht gefischt, d.h. ist der Constraint nicht bindend, dann ist der Schattenpreis gleich seinem Lower Bound. Die Nichtnegativitätsbedingung für den Schattenpreis bedingt den Lower Bound Null für den Quotenpreis *PQ*. Wird die Quote gefischt, dann ist der Schattenpreis in der Regel größer als der Lower Bound. Im Prinzip können aber andere Nebenbedingungen bewirken, dass der Schattenpreis nahe Null oder Null ist. Ein MCP Gleichgewichtssystem erlaubt zwei strikte Gleichheitsbedingung für die komplementäre Verknüpfung und die entsprechenden Bounds, aber es verlangt mindestens eine strikte Gleichheitsbedingung.

$$(8.56) \quad \begin{aligned} TAC > \sum_n Q_n & \perp PQ = LO \\ TAC = \sum_n Q_n & \perp LO \leq PQ \end{aligned}$$

Solange die Quoten für einzelne Teilnehmer nicht determiniert sind und keine zusätzlichen Mobilisierungskosten für die einzelnen Fahrten anfallen, wird ein Akteur immer die maximale Anzahl von Seefahrten realisieren und den Effort so gering wie möglich halten. Die Verfügbarkeit des Fisches ist saisonal bedingt, und die Informationen darüber, wie viel Fisch pro Zeiteinheit und Effort Einheit erreichbar ist, werden durch den Fangparameter *q* angegeben. Die Begrenzung der Saison ist ein zusätzliches Regulierungsinstrument, um das Wachstum der Population zu beeinflussen. Die Entscheidung der Akteure besteht dann

darin, den Effort so zu dimensionieren, dass die gewünschte Quotenmenge realisiert werden kann. Auch hier können regulierende Institutionen eingreifen und z.B. eine Steuer auf den Effort erheben.

$$(8.57) \quad E_n - \frac{Q_n}{q_n \cdot \text{stock} \cdot \text{season}} \geq 0$$

Die Bedingung in (8.57) besagt, dass die Effort Kapazität solange erhöht wird, bis die gewünschte Fangquote realisiert wird und keine Überkapazität existiert.

Tabelle 20 listet ausgewählte Basisdaten für die modellierte Fischerei für das Jahr 2004 auf. Die Ausgangsdaten zeigen die berechneten Kosten und Ressourcenrenten für die fünf Akteure der Fischerei AFISH. Alle Akteure starten mit 10 SVU. Der Akteur  $n3$  repräsentiert den durchschnittlichen Betrieb und zeigt die in der SAM berechneten Ausgaben und Einnahmen. Die übrigen Akteure haben Kosten, die um 10% bzw. 15% höher bzw. niedriger sind, als die Kosten des Durchschnittsbetriebes. Für alle Unternehmen gelten zunächst identische Fangparameter und identische Zeitpräferenzen (private Diskontfaktoren).

**Tabelle 20: Basisdaten für die Fischerei AFISH und die fünf Akteure der marinen Fischerei**

SZ 1	n1	n2	n3	n4	n5
Effort in SVU	10	10	10	10	10
Kosten pro SVU in Mio. N\$	5,703	6,039	6,710	7,381	7,716
Kosten pro Tonne in Mio. N\$	0,010	0,010	0,012	0,013	0,013
Gesamtkosten in Mio. N\$	57,033	60,388	67,098	73,808	77,163
Parameter b Kostenfunktion	4,941	4,941	4,941	4,941	4,941
Parameter c Kostenfunktion	0,076	0,110	0,177	0,244	0,277
Quote in Tonnen	5798,000	5798,000	5798,000	5798,000	5798,000
Umsatz in Mio. N\$	117,257	117,257	117,257	117,257	117,257
Ressourcenrente in Mio. N\$	60,224	56,869	50,159	43,449	40,094
Diskontfaktor mit $r=0,15$ und $t=15$ Jahre	5,847	5,847	5,847	5,847	5,847
Ertragswert (15 Jahre) in Mio. N\$	352,151	332,533	293,299	254,064	234,447
Fangparameter $q$	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Grenzkosten Effort in Mio. N\$	6,465	7,136	8,478	9,820	10,491
Grenzkosten Fangmenge in Mio. N\$	0,0112	0,0123	0,0146	0,0169	0,0181

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Im folgenden Abschnitt werden die Modellergebnisse für die skizzierten Szenarien SZ 1 bis SZ 5 erörtert.

- SZ 1: Referenzsituation ohne Nutzungsgebühr, identische private Diskontrate für alle  $n$  Akteure



- SZ 2: ITQ Markt ohne Nutzungsgebühr (*Royalty*), identische private Diskontrate für alle  $n$  Akteure
- SZ 3: ITQ Markt ohne Nutzungsgebühr, soziale Diskontrate für  $n_2, n_3, n_4, n_5$ , private Diskontrate für Akteur  $n_1$
- SZ 4: ITQ Markt mit Nutzungsgebühr, soziale Diskontrate für  $n_2, n_3, n_4, n_5$ , private Diskontrate für Akteur  $n_1$
- SZ 5: TAC System ohne individuelle Quoten (IFQs) und ohne ITQ Markt, identische private Diskontrate für alle  $n$  Akteure

#### 8.6.4 **Modellergebnisse der Szenarien des Handels von Fischereiquoten**

Die Referenzsituation des Szenarios SZ 1 repräsentiert ein Fischerei Management Regime mit individuellen nicht handelbaren Quoten (*Individual Fishery Quota IFQ*). Namibias Regulierungssystem basiert primär auf IFQs. Die Quoten werden in der Regel nach dem *Grandfathering* Prinzip zugeteilt, d.h. die Nutzungsrechte werden historisch begründet und den etablierten Marktakteuren unentgeltlich überlassen. In Namibia wurde im Rahmen der Namibianisierung ein Teil der Quoten neuen Marktteilnehmern zugewiesen, die der Gruppe ehemals benachteiligter Bürger angehören. Die Effekte der Politik wurden im Abschnitt Hechtfischerei diskutiert. In einem funktionierenden IFQ System besteht kein Anreiz zum *Capital Stuffing*, der einzelne Unternehmer minimiert die durchschnittlichen Fischereikosten Saison, er wird erwartungsgemäß die volle Saison ausnutzen, um die Kapitalkosten gering zu halten (Clark 2006:163ff). Die systembedingten Effizienzunterschiede der Unternehmen führen aber nicht zu einer kostenminimalen Nutzung der Naturressourcen und folglich nicht zu einer maximalen Ressourcenrente. Für den Fall, dass ein *Pooling* individueller Quoten erlaubt ist, kann die Effizienz der Fischerei insgesamt erhöht werden, indem effizientere Unternehmen Quoten ineffizienterer Fischereibetriebe übernehmen (Clark 2006:165ff). Ein solches System setzt kooperatives Verhalten und symmetrische Informationen der Akteure voraus. Dieser Aspekt wird in Kapitel 9 über die Spieltheorie detailliert untersucht.

Der Handel mit Quoten in einem ITQ System führt erwartungsgemäß zu einer Reallokation der Quoten. Unter den Annahmen des beschriebenen Referenzszenarios werden mit der Einführung eines ITQ Systems insgesamt 6514 Quoten transferiert, das entspricht 22,5% der TAC. Die Kosten der Fischerei sinken um 5,4% von 335 Mio. N\$ auf insgesamt 317 Mio. N\$. Die Ressourcenrente wächst um 7,25% auf 268 Mio. N\$. Das Modell ermittelt einen Quotenpreis von 40086 N\$ für die Übertragung der Fischereirechte

über einen Zeitraum von 15 Jahren, der Wert im Basisjahr beträgt 6855 N\$ pro Tonne Fisch (etwa 33% des Fischpreises). Die Unternehmer  $n3$ ,  $n4$  und  $n5$  reduzieren ihre Quoten, während die Unternehmer  $n1$  und  $n2$  zusätzliche Quoten erwerben und den Effort entsprechend erhöhen. Das Ergebnis demonstriert eine Win-Win Situation für alle Marktteilnehmer. Tabelle 21 zeigt in der letzten Zeile die Veränderung der Ressourcenrente jedes Marktteilnehmers im Vergleich zu dem IFQ System der Referenzsituation. Der ineffizienteste Fischereiunternehmer erzielt den höchsten Benefit aus dem Systemwechsel. Es verlässt jedoch kein Unternehmer die Fischerei.

**Tabelle 21: Modellergebnisse des Szenarios SZ 2 Einführung eines Marktes für handelbare Quoten**

SZ 2	n1	n2	n3	n4	n5
Effort in SVU	18,44	12,80	7,94	5,76	5,06
Gesamtkosten in Mio. N\$	116,99	81,23	50,41	36,55	32,13
Quote in Tonnen	10689	7421	4606	3339	2935
Umsatz in Mio. N\$	216,16	150,09	93,14	67,53	59,36
Diskontfaktor mit $r=0,15$	5,85	5,85	5,85	5,85	5,85
Ertragswert (15 Jahre) in Mio. N\$	580	403	250	181	159
Grenzkosten Effort in Mio. N\$	7,751	7,751	7,751	7,751	7,751
Grenzkosten Fangmenge in Mio. N\$	0,0134	0,0134	0,0134	0,0134	0,0134
Transfer von Quoten in Tonnen	4891	1623	-1192	-2459	-2863
Einkommen aus Fischerei in Mio. N\$	99,17	68,86	42,73	30,98	27,23
Einkommen aus Quotenhandel in Mio. N\$	-33,53	-11,13	8,17	16,86	19,63
Ressourcenrente in Mio. N\$	65,65	57,73	50,91	47,84	46,86
Veränderung der Rente gegenüber SZ 1	9,00%	1,51%	1,49%	10,10%	16,87%

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Für den Fall, dass alle Marktteilnehmer identische Diskontierungsraten haben, ist die Verteilung der Ressourcenrente von der Höhe der jeweiligen Diskontierungsrate abhängig, ansonsten bleibt das Ergebnis gleich. Angenommen, die soziale Diskontrate liegt bei 6% und gilt für alle Akteure, dann korrespondiert das Markgleichgewicht mit einem Quotenpreis von 114256 N\$, bzw. 11764 N\$ pro Tonne im Referenzjahr, das bedeutet eine Relation von 0,58 zum Fischpreis. In diesem Fall würden die Verkäufer von Quoten stark von der Einführung des ITQ Systems profitieren, während die Käufer von Quoten im Vergleich zur Referenzsituation verlieren. Je niedriger die Diskontierungsrate, desto höher ist der Quotenpreis. Ein IFQ System als Referenzsystem, gekoppelt mit der Allokation der Quoten nach dem *Grandfathering* Prinzip, hätte hohe Kosten für die effizienten Unternehmer zur Folge. In der Tat sind außerordentliche Gewinne durch den Transfer von Quoten ein Grund für die Skepsis gegenüber der uneingeschränkten Handelbarkeit von Fischereirechten (Hannesson 2004).

Szenario SZ 3 geht von der Prämisse aus, dass die Fischereiunternehmen  $n_2$ ,  $n_3$ ,  $n_4$  und  $n_5$  die soziale Diskontierungsrate von 6% übernehmen und nur das Unternehmen  $n_1$  die private Diskontierungsrate von 15% der Referenzsituation beibehält. Auf dem ITQ Markt werden 7331 Quoten (25% der TAC) transferiert. Das neue Gleichgewicht korrespondiert mit einem Quotenpreis von 67929 N\$, das sind 6993 N\$ pro Tonne Fisch im Referenzjahr, was einer Relation zum Fischpreis von 0,35 entspricht. Die Ressourcenrente ist im Vergleich zum Szenario SZ 2 um 40 Mio. N\$ niedriger, weil der effizienteste Unternehmer auf Grund seiner hohen Zeitpräferenz seine Quoten verkauft und infolgedessen die Gesamtkosten der Fischerei steigen. Die Modellsimulation illustriert die theoretischen Überlegungen, dass Marktteilnehmer mit höheren Diskontierungsraten diese an Marktteilnehmer mit niedrigeren Raten verkaufen (v.gl Clark 2006:173). In diesem Fall ist das Ergebnis in der Tat wohlfahrtstheoretisch suboptimal, da der effizienteste Unternehmer die Fischereiaktivität stark zurückfährt.

**Tabelle 22: Modellergebnisse des Szenarios SZ 3 mit unterschiedlichen Diskontierungsraten für die Marktteilnehmer**

SZ 3	n1	n2	n3	n4	n5
Effort in SVU	0,326	20,143	12,501	9,063	7,967
Gesamtkosten in Mio. N\$	1,621	144,066	89,407	64,816	56,980
Quote in Tonnen	189,207	11679,089	7248,022	5254,468	4619,215
Umsatz in Mio. N\$	3,826	236,194	146,582	106,265	93,418
Diskontfaktor mit $r=0,06$ , $r_1=0,15$	5,847	9,712	9,712	9,712	9,712
Ertragswert (15 Jahre) in Mio. N\$	12,898	1535,464	952,906	690,811	607,294
Grenzertragswert in Mio. N\$	0,068	0,068	0,068	0,068	0,068
Grenzkosten Effort in Mio. N\$	4,991	9,363	9,363	9,363	9,363
Grenzkosten Fangmenge in Mio. N\$	0,009	0,016	0,016	0,016	0,016
Transfer von Quoten in Tonnen	-5608,793	5881,089	1450,022	-543,532	-1178,785
Einkommen aus Fischerei in Mio. N\$	2,206	92,128	57,174	41,449	36,438
Einkommen aus Quotenhandel in Mio. N\$	65,149	-41,128	-10,140	3,801	8,244
Ressourcenrente in Mio. N\$	67,355	51,000	47,034	45,250	44,681
Veränderung der Rente gegenüber SZ 1	11,84%	-10,32%	-6,23%	4,14%	11,44%

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Im Szenario SZ 4 wird der Effekt einer Nutzungsgebühr analysiert. Wie im Szenario SZ 3 hat der Fischereiunternehmer  $n_1$  die höhere Zeitpräferenz im Vergleich zu den übrigen Marktteilnehmern. Zunächst zeigt sich die dämpfende Wirkung der Nutzungsgebühr auf die Entwicklung des Quotenpreises, gleichzeitig sinkt die gehandelte Anzahl der Quoten und der Unternehmer  $n_1$  behält einen signifikant höheren Anteil seiner Quoten im Vergleich zum Szenario SZ 3. Durch die Erhebung einer Nutzungsgebühr auf die Nutzung von Naturressourcen schöpft der Staat eine Ressourcenrente in Höhe von 88 Mio. N\$ ab. Wie Clark vermutet, aber nicht nachweist (vgl. Clark 2006:181), ist die Wirkung der

Nutzungsgebühr wohlfahrtsökonomisch positiv zu bewerten. Die Kosten der Fischerei sinken per Saldo um knapp 8%, gleichzeitig steigt die Ressourcenrente, die bei den Unternehmern verbleibt zusammen mit der Nutzungsgebühr, die der Staat abschöpft auf insgesamt 259 Mio. N\$ im Vergleich zu 255 Mio. N\$ im Szenario SZ 3. Auch hier wird demonstriert, dass der Privatisierung von öffentlichen Gütern durchaus Grenzen gesetzt sind. Welchen Anteil der Ressourcenrente der Staat abschöpfen sollte ist ein kontrovers debattiertes Thema, insbesondere in Bezug auf den Aspekt der Gerechtigkeit. „Individual transferable quotas have the effect of capitalizing the future value of the fishery at the time that the quotas are issued. Except for the effects of uncertainty, the entire amortized future value of the fishery is granted to the initial quota recipients, at least if the quotas are of unlimited duration, and granted free of any charge” (Clark 2006b:98). Auch wenn Fischereiunternehmer 0% der Ressourcenrente erhielten, können effiziente Unternehmen noch normale Profite erwirtschaften (Macinko und Bromley 2002, zitiert in Clark 2006b).

**Tabelle 23:** Modellergebnisse des Szenarios SZ 4 mit einer Nutzungsgebühr von 15% des Fischpreises pro Quoteneinheit

SZ 4	n1	n2	n3	n4	n5
Effort in SVU	8,340	16,894	10,484	7,601	6,682
Gesamtkosten in Mio. N\$	46,508	114,801	71,245	51,649	45,405
Quote in Tonnen	4835	9795	6079	4407	3874
Umsatz in Mio. N\$	83,120	168,378	104,495	75,754	66,595
Diskontfaktor	5,847	9,712	9,712	9,712	9,712
Ertragswert (15 Jahre) in Mio. N\$	214,080	892,953	554,165	401,743	353,173
Grenzertragswert in Mio. N\$	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038
Grenzkosten Effort in Mio. N\$	6,212	8,650	8,650	8,650	8,650
Grenzkosten Fangmenge in Mio. N\$	0,011	0,015	0,015	0,015	0,015
Transfer von Quoten in Tonnen	-963	3997	281	-1391	-1924
Einkommen aus Fischerei in Mio. N\$	36,611	53,577	33,250	24,105	21,190
Einkommen aus Quotenhandel in Mio. N\$	6,234	-15,583	-1,095	5,424	7,501
Ressourcenrente in Mio. N\$	42,845	37,994	32,155	29,528	28,691

**Quelle:** Eigene Berechnungen

Zur Lösung des Problems wird von Experten die Auktion von zeitlich limitierten Quotenrechten präferiert (Sumaila 2010, Bromley 2009).

### 8.6.5 TAC und Derby

Ein Managementsystem kann die jährliche Fangquote für eine Spezie und eine Fischereizone setzen, ohne individuelle Quoten zu vergeben. In diesem Fall besteht der Anreiz für die einzelnen Akteure, möglichst viel von der Gesamtquote in möglichst kurzer Zeit zu fischen. Es handelt sich hier um ein klassisches Beispiel der Tragödie von Common Pool Ressourcen (Hardin 1968, Ostrom 1990). Die Investition in zusätzlichen

Effort wird solange erhöht, bis der diskontierte Grenzerlös des Unternehmens den Wert Null erreicht. Im Gegensatz zu einer Fischerei mit unbegrenztem Zugang werden in einem TAC Managementsystem noch geringe Ressourcenrenten erzielt (vgl. Clark 2006:107). Die Saison wird aber deutlich verkürzt, und dies hat weitreichende negative ökologische und ökonomische Folgen. Die ökonomischen Folgen sind ein überdimensionierter Kapitalstock und Folgeprobleme innerhalb der Wertschöpfungskette (Sanchirico und Wilen 2007). Die Ergebnisse für das beschriebene Verfahren im Vergleich zum ITQ und IFQ System werden im folgenden Abschnitt erörtert.

Im mathematischen Modell wird die komplementäre Beziehung zwischen der individuellen Fangquote und dem notwendigen Effort (vgl. (8.57)) durch die Bedingung in (8.58) ersetzt.

$$(8.58) \quad D_n \cdot (CQ_n' - p) = 0 \quad \perp \quad LO_n \leq E \leq UP_n$$

In einem TAC-regulierten System mit begrenztem Zugang für eine Gruppe von  $n$  Fischereiunternehmen wird der individuelle Effort solange erhöht, bis die diskontierten Grenzkosten bezogen auf die Fangmenge  $CQ'$  gleich dem diskontierten Fischpreis sind. Die Saison der Fischerei wird in der Praxis dann beendet, wenn das durchschnittliche Fischereiunternehmen seinen Anteil an der Gesamtquote gefischt hat. Das Schäfer-Modell ist allerdings zu simpel, um den funktionalen Zusammenhang zwischen der Reproduktionsfähigkeit des Stocks und der periodischen Effort-Intensität angemessen abzubilden. Die bisherigen Überlegungen betrachteten den durchschnittlichen Fang pro SVU während einer Saison. Verkürzt sich die Saison aufgrund des stark wachsenden Efforts in einem TAC System, dann bleibt nicht notwendigerweise die Fangmenge pro SVU konstant, da die Reproduktion und damit auch die Aktivität Fischfang saisonal schwankt. Für realitätsnähere Betrachtungen müsste man hier Altersklassen spezifische biologische Wachstumsmodelle benutzen (Hutton und Sumaila 2002). Aus diesem Grund soll nur eine tendenzielle Aussage bezüglich der Entwicklung der Fischerei unter einem TAC System getroffen werden. Der geschätzte Effort ist darum als obere Grenze zu interpretieren. Generell gelten aber die im Folgenden dargestellten Beziehungen (Clark 2006:106ff). Die Anzahl der Akteure und deren Kapazität in der Referenzsituation seien bekannt. Nur wenn der durchschnittliche Ertragswert pro aktivem Schiff größer ist als die Investitionssumme für ein zusätzliches Schiff  $c_f$ , dann wird ein Unternehmer in zusätzliche Schiffe investieren. Das neue Gleichgewicht wird gemäß (8.59) bestimmt.

$$(8.59) \quad \sum_n PV_n = \sum_n c_f \cdot E_n^{\max, TAC} \quad \text{mit } PV = \text{konstant}$$

Der Ertragswert  $PV$  ist eine Konstante, da die Fangmenge und der Fischpreis exogen gesetzt sind und die Diskontierungsrate bekannt sei. Für die Fischerei AFISH errechnet sich ein Ertragswert von 1466 Mio. N\$.<sup>45</sup> Die Fischpopulation muss gleichzeitig eine kritische Masse aufweisen, damit eine Investition stattfindet. Dieser Schwellenwert liegt bei einer Biomasse des Stocks von 165286 Tonnen und wird anhand von (8.60) bestimmt.

$$(8.60) \quad stock = \frac{c_v + \delta c_f}{p \cdot q}$$

Die berechnete Biomasse des hier betrachteten Modells wird auf 289900 Tonnen geschätzt, und demnach besteht tendenziell ein hoher Anreiz den Effort und damit den Wettbewerb um die Ressource zu erhöhen.

Die Investitionskosten für ein Schiff betragen 10,2 Mio. N\$ (vgl. Tabelle 17); daraus errechnet sich ein potentieller Effort von 143 Schiffen, für den Fall, dass man eine lineare Kostenfunktion annimmt. Die Saison würde sich auf etwa 34% der aktiven Saison der Referenzsituation verkürzen.

**Tabelle 24: Ergebnisse in einem TAC regulierten System ohne individuelle Quoten**

SZ 5	n1	n2	n3	n4	n5
Effort in SVU	44,514	30,907	19,181	13,905	12,224
Gesamtkosten in Mio. N\$	153,629	106,668	66,198	47,990	42,189
Quote in Tonnen	10689	7421	4606	3339	2935
Umsatz in Mio. N\$	216,164	150,089	93,145	67,525	59,362
Ressourcenrente in Mio. N\$	62,536	43,420	26,947	19,535	17,173
Grenzkosten Effort in Mio. N\$	11,726	11,726	11,726	11,726	11,726
Veränderung im Vergleich zu SZ 1	3,84%	-23,65%	-46,28%	-55,04%	-57,17%

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Um das Szenario SZ 5 mit den übrigen Szenarien vergleichen zu können muss die Prämisse gelten, dass die Gesamtkosten der eingesetzten Schiffe nur für die verkürzte Saison anfallen, d.h. dass die Schiffe zeitweise geleast werden könnten bzw. für den Rest des Jahres in anderen Fischereien Verwendung fänden. Unter dieser Prämisse gilt Formel (8.58) und der Effort errechnet sich analytisch aus der Bedingung erster Ordnung der quadratischen Kostenfunktion. Insgesamt wären in der TAC regulierten Fischerei 120 Schiffe im Einsatz, und die Saison verkürzte sich auf 41% der maximalen Saison.

<sup>45</sup> Der Ertragswert bezieht sich auf die pure Ressourcenrente, d.h. sowohl die Fixkosten für aktive Schiff und alle variablen Kosten sind abgezogen. In der Darstellung von Clark sind die Fixkosten der aktiven Fischerei nicht abgezogen, d.h. der Ertragswert deckt nur variable Kosten (Clark 2006:106ff).

Die Kosten der Fischerei steigen um 24% auf 417 Mio. N\$, gleichzeitig sinkt die Ressourcenrente um 32% auf 170 Mio. N\$. Lediglich der effizienteste Unternehmer kann im Vergleich zur Referenzsituation einer IFQ regulierten Fischerei einen Nutzengewinn erzielen, alle übrigen Marktteilnehmer würden Verluste verbuchen.

Gegenwärtig praktizieren viele Fischereinationen ein *TAC* basiertes Regime, das auch als *regulated open access* System bezeichnet wird (Sanchirico und Wilen 2007). In Namibia gibt es keine ausschließlich durch die jährlich erlaubte maximale Fangmenge regulierte Fischerei. Alle Regime für die kommerzielle Fischerei basieren primär auf individuellen Fischereiquoten (*IFQs*), die aber offiziell nicht transferiert werden dürfen.

#### 8.6.6 Diskussion des ITQ Systems

Individuelle transferierbare Quoten (*ITQs*) sind Gegenstand kontroverser Diskussionen in Wissenschaft und Praxis (Arnason 2007, Grafton, Kopmans und Hilborn 2007, Costello et al. 2008, Sumaila 2010). In erster Linie sind *ITQs* ein Instrument, um die Effizienz des Fischereisektors zu erhöhen (Hannesson 2010:671). Die Diskussion geht gegenwärtig zunehmend darum, in wieweit *ITQ* Systeme in ausreichendem Maße die nachhaltige Nutzung der Ressourcen und der marinen Ökosysteme gewährleisten können. Darüber hinaus tangiert die Debatte Fragen der Verteilungsgerechtigkeit in Bezug auf die Nutzung knapper Naturressourcen und der Abschöpfung der Ressourcenrente (Hannesson 2004, Loft 2009, Sumaila 2010). Vollständige individuelle Verfügungsrechte sind exklusiv, durchsetzbar, uneingeschränkt übertragbar und permanent (Williamson 2000). In der marinen Fischerei ist es nicht möglich, Individuen vollständige Verfügungsrechte zuzuweisen, da Fisch die inhärente Eigenschaft eines Gemeinguts besitzt und Teil eines übergeordneten Ökosystems ist, das wiederum ein (globales) öffentliches Gut darstellt. *„Because full property rights are not conferred, dishonest actions such as high-grading, discarding, quota busting, and misreporting will bring benefits to the individual fisher in the short term, while long-term costs of such actions will be spread over all participants“* (Sumaila 2010:36).

Auch für den Fall, dass vollständige Verfügungsrechte existieren, ist dies keine Garantie für die Konservierung der Ressource. In einem Artikel über die limitierenden Faktoren für private Verfügungsrechte erörtern Clark, Munro und Sumaila die Bedingungen, die es vorteilhaft machen könnten, eine erneuerbare Ressource biologisch auszurotten (Clark et al. 2010). Diese Möglichkeit besteht im Prinzip auch bei einem öffentlichen Inhaber der

Verfügungsrechte über die Ressource, genau dann, wenn folgende Voraussetzungen für beide Entscheidungsträger gegeben sind:

- Ziel eines Portfolio Managers ist einzig die Maximierung der diskontierten Ressourcenrente
- eine geringe natürliche Wachstumsrate des erneuerbaren Naturkapitals korrespondiert mit einer hohen Diskontierungsrate
- die Konvexitätsbedingung<sup>46</sup> der biologischen Wachstumsfunktion ist nicht erfüllt.
- die Kostenfunktion reagiert nicht sensitiv auf Veränderungen der Biomasse der Population.

Öffentliche Entscheidungsträger haben Externalitäten zu berücksichtigen, wie z.B. den Existenzwert lebender Ressourcen, zu deren Erhaltung sich Staaten im Rahmen internationaler Vereinbarungen verpflichtet haben (Loft 2009). Der Ertragswert des Portfolios enthält in diesem Fall einen zusätzlichen Term Existenz(S), der den Existenzwert der Fischart repräsentiert. Der Existenzwert verkörpert ein öffentliches Gut und wird bei einem privaten Investor in der Regel den Wert Null annehmen.

$$(8.61) \quad \text{Max } PV_s = \int_0^{\infty} e^{-\delta \cdot t} \{p - CQ(S)H(t) + \text{Existenz}(S)\} dt \quad \text{und} \quad \lim_{x \rightarrow 0} \text{Existenz}'(S) = \infty$$

Durch Anwendung des Maximum Prinzips (vgl. 8.4.1) wird der aus sozialer Sicht optimale Fischbestand nach (8.62) als Funktion der sozialen Diskontierungsrate bestimmt.

$$(8.62) \quad G'(x_s^*) + \frac{\text{Existenz}'(S_s^*) - CQ'(S_s^*) \cdot G(S_s^*)}{p - CQ(S_s^*)} = \delta_s$$

Nimmt man jetzt an, dass  $CQ'(S)$  gleich Null ist, d.h. dass die Kosten der Fischerei unabhängig von der Populationsgröße sind und dass ergänzend für den privaten Investor der Existenzwert kein Entscheidungskriterium darstellt, dann wird dieser die Population solange reduzieren, bis die biologische Wachstumsrate seiner privaten Diskontierungsrate entspricht; ist letztere höher als die biologische Wachstumsrate, dann wird der Investor den Kapitalstock liquidieren (Clark et al. 2008:17). Ressourcen Manager gehen in ihren Modellen in der Regel von einer linearen Beziehung zwischen dem Fang pro Effort Einheit (CPUE) und der Populationsgröße aus, und sie nehmen bevorzugt eine konkave

<sup>46</sup> Die zitierte Quelle spricht korrekt von Konvexität. Im Verlauf des Artikels wird klar, dass es sich bei der diskutierten biologischen Wachstumsfunktion um die hier verwendete Funktion  $G(S)$  handelt, diese Funktion ist konkav, die logistische Funktion  $S(t)$ , die das Wachstum des Stocks  $S$  als Funktion der Zeit  $t$  beschreibt ist bis zum Wendepunkt, der den maximalen Zuwachs beschreibt, konvex, die Approximation der Biomasse vom Wendepunkt bis zur biologischen Tragfähigkeit  $k$  verläuft konkav.



biologische Wachstumsfunktion an. Beide Annahmen gekoppelt bedingen, dass die Kosten bei Überfischung stark ansteigen und die Befischung aus ökonomischen Gründen aufgegeben wird; gleichzeitig begründet die Konvexität der Funktion  $S(t)$  die schnelle Regeneration der Population bei niedriger Biomasse. Folglich garantiert rationales Verhalten der Akteure gekoppelt mit biologischer Regenerationsfähigkeit immer das Überleben der Population.

Die Konvexitätsbedingung ist dann nicht mehr gegeben, wenn es in der Realität einen kritischen Mindestbestand einer Population gibt (*Minimum Viable Population MVP*), man spricht dann von kritischer Depensation (Conrad 2010:78). Sinkt die Biomasse unter dieses Limit, dann nähert sich die Population nicht Null, sondern die Wachstumsrate wird irreversibel negativ (Clark 1990:20). Die Literatur gibt viele Beispiele für die Existenz von *MVP*. Diese kritische Eigenschaft wird insbesondere auch im Kontext der Resilienz von Ökosystemen diskutiert (Dulvy, Sadovy und Reynolds 2003). Der *Save Minimum Standard* und das Vorsorgeprinzip verlangen daher bei Common Pool Ressourcen ein komplexes Regulierungssystem, das nicht allein auf marktbasierter Instrumenten vertraut (Hagedorn 2008 und 2009, Beckmann und Padnabhan 2009).

In jüngster Zeit plädieren Experten für die Etablierung eines Netzwerks von marinen Schutzzonen (Marine Protected Areas MPAs) innerhalb der EEZs einzelner Küstenstaaten sowie außerhalb dieser Zonen auf hoher See. (FAO 2008:36f, Clark 2010, Sumaila 2010, UNEP 2011). Hiermit reagiert die Politik auf Faktoren wie Risiko, Unsicherheit und Governance Probleme bei Common Pool Ressourcen (Dietz, Ostrom und Stern 2003, FAO 2008). MPAs erfordern institutionelle Veränderungen auch auf internationaler Ebene (Munro 2010). In diesem Kontext erwarten Wissenschaftler auch neue Erkenntnisse von der Anwendung spieltheoretischer Methoden; es stellt sich u.a. die Frage, wie Regime zu gestalten sind, die die Stabilität von Koalitionen erhöhen und Trittbrettfahrer integrieren können, bzw. solche von der Nutzung der Ressource ausschließen können, die nicht-kooperativ agieren (Pintassilgo und Lindroos 2008, Munro 2008, Bailey, Sumaila und Lindroos 2010). In dem abschließenden Kapitel über Spieltheorie und Fischressourcen Management werden die erörterten Probleme des Ressourcenmanagements nochmals mit Hilfe spieltheoretischer Methoden analysiert

## 9 Spieltheorie und Fischressourcen Management

Spieltheorie kann in jedem Kontext nützlich sein, indem zwei oder mehr Akteure einen Interessenkonflikt haben, dessen Ausgang vom strategischen Verhalten der beteiligten Akteure bestimmt wird (Albiac, Sanchez-Soriano und Dinar 2009). Gerade im Bereich des Managements von essentiellen Naturressourcen wie Wasser, Land, Wald und Fisch, die oft den Aspekt der Bereitstellung und der Erhaltung öffentlicher Güter beinhalten, bringen spieltheoretische Simulationen zunehmend auch politischen Nutzen. Gerade die Anwendungen im Kontext der Verhandlung Internationaler Umweltabkommen haben zu einer Weiterentwicklung und Differenzierung spieltheoretischer Methoden geführt (Barrett 2003, Chander und Tulkens 2006, Finus, Saiz und Hendrix 2008, Wood 2010). Neben den extremen Annahmen von vollständig kooperativem Verhalten (*Global Optimum*, *Joint Maximization*) und unkooperativem Verhalten, gibt es eine Vielzahl von Modellen, die sich mit partiell kooperativem Verhalten asymmetrischer Akteure bei Vorliegen von Unsicherheit beschäftigen (Finus und Pintassilgo 2010). Die Faktoren Unsicherheit und asymmetrische Information beschäftigen insbesondere die Klasse der *Prinzipal-Agent* Spiele (Janssen und Ostrom 2006, Jensen und Vestergaard 2007, Jensen 2008, Vestergaard 2010). Hier geht es um die Entwicklung von Regimen, die Anreize schaffen, damit ein Agent im besten Interesse des Prinzipals handelt (Bailey, Sumaila und Lindroos 2010). Ein Beispiel aus dem Bereich der Fischereipolitik ist die korrekte Übermittlung wahrer Fangmengen des Agenten an den Prinzipal. Die regulierende Behörde ist in diesem Fall mit dem Problem des *Moral Hazard* konfrontiert (Vestergaard 2010). Ein weiteres Problem ist *Adverse Selection*, d.h. bei Rückkaufprogrammen wird aufgrund von Fehlinformationen die falsche Auswahl von Schiffen getroffen, die im Rahmen solcher *Buyback* Programme subventioniert werden (Squires et al. 2010).

Das Nash Gleichgewicht beschreibt ein fundamentales Konzept der Spieltheorie (Schotter 2009:236, Nash 1951 und 53). Es definiert ein Ergebnis eines Spiels bzw. einer Verhandlung, bei dem kein Spieler seine Strategie ändern will, angenommen, das Verhalten aller übrigen Spieler sei bekannt. Ein oft zitiertes Beispiel für eine Nash Gleichgewicht ist das Gefangenens Dilemma, für das es eine Vielzahl von Beispielen in der Ökonomie gibt (Schotter 2009:239, Armstrong und Sumaila 2004, Barrett 2003:74). Die Lösung des Gefangenens Dilemmas beinhaltet eine dominante Strategie, deren Payoff immer höher ist als derjenige aller möglichen Alternativen, egal welche Strategien andere Spieler wählen. *Second-Price* Auktionen sind ein reales Beispiel für eine dominante

Strategie. Hier gewinnt der Bieter, welcher das höchste Gebot abgibt, er zahlt aber den Preis des zweithöchsten Bieters (vgl. Schotter 2009:239).<sup>47</sup>

Second-Preis Auktionen sind eine relativ neue Institution im Bereich des Fischereimanagements und werden bei der Verteilung von Quoten genutzt. Reverse Auktionen finden im Kontext mit Rückkaufprogrammen für den Abbau von Überkapazitäten Anwendung (Sumaila 2010, Squires et al. 2010). Die Konzepte der Spieltheorie liefern gleichfalls einen essentiellen Beitrag zum Verständnis der Ökonomie des Managements von Fischressourcen, die gemeinsam von mehreren Staaten oder von konkurrierenden Akteuren innerhalb eines Staates genutzt werden (Munro 2008, Kronbak und Lindroos 2010). Die FAO definiert solche Fischbestände als international gemeinsam genutzt, die nicht unter die nationale Jurisdiktion eines einzigen Staates fallen (FAO 2003, zitiert in Munro 2008). Die FAO unterscheidet diesbezüglich drei Kategorien von Fisch-Ressourcen:

- *Transboundary Stocks*, die zwischen den EEZs benachbarter Staaten wechseln
- *Straddling Stocks*, die innerhalb der EEZ eines Staates und der hohen See wechseln
- *Discrete High Sea Stocks*, die nicht von einem nationalen Regime kontrolliert werden

Nach Schätzungen fallen etwa 20% der globalen Fischfänge in die Gruppe wandernder Fischbestände; diese Gruppe ist in besonderem Maße von Überfischung bedroht (Munro, Van Houtte und Willman 2004). In einer internationalen Folgevereinbarung des Jahres 1995 zur *UN Convention on the Law of the Sea UNCLOS* (UN 1982), als *UN Fish Stocks Agreement* bekannt (UN 1995, zitiert in Munro 2008), verpflichten sich die Unterzeichnerstaaten, diese Fischressourcen regional auf der Basis Regionaler Fischerei Management Organisationen RFMOs zu regulieren und zu schützen (Munro 2008 und 2010). Die Vereinbarung sieht generell vor, dass nur Mitglieder einer RFMO und solche, die das RFMO Managementsystem in seinen Konservierungsabsichten unterstützen, Zugang zur Nutzung der Ressource haben sollen (Munro 2010). Die Konvention basiert dessen ungeachtet auf dem Prinzip der Freiwilligkeit, und kooperative Bemühungen seitens der RFMO Mitgliedsstaaten werden häufig von Nicht-Mitgliedern unterminiert. De

---

<sup>47</sup> Das Gebot, welches die wahre Zahlungsbereitschaft signalisiert, ist die dominante Strategie, der Bieter ist in jedem Fall mindestens so gut gestellt, wie bei jedem anderen Gebot. In diesem Fall könnte es ein Individuum schlechter stellen, ein zu niedriges Gebot abzugeben, da er riskiert zu verlieren. Wäre das Gebot zu hoch würde es solange keinen Effekt haben, solange der Gegenspieler eine niedrigere WTP, ist sie höher wäre der zu zahlende Preis des falsch signalisierenden Bieters höher als dessen wahre WTP und er würde Nutzen einbüßen.

facto gibt es keine rechtliche Handhabe für den Ausschluss einzelner Akteure und mithin gelten wandernde Fisch Stocks als CPR Ressourcen (Finus et al. 2008).

Um die Stabilität, bzw. die längerfristigen Erfolgsaussichten von kooperativen Management Regimen zu verstehen und deren Effektivität zu analysieren, sind Methoden der Spieltheorie sehr aufschlussreich. In den letzten Jahren sind die spieltheoretischen Modelle fortlaufend verfeinert und in zahlreichen empirischen Studien angewandt worden (für einen Überblick empirischer Studien vgl. Bailey et al. 2010, für eine theoretische Abhandlung vgl. Finus 2001). Neuere Modelle betrachten das Entscheidungsverhalten asymmetrischer Spieler bei Existenz von Externalitäten. Als Folge der Vereinbarung kooperativen Verhaltens innerhalb einer Gruppe entstehen als Resultat des nachhaltigen Ressourcen Managements positive externe Effekte für Nicht-Mitglieder der Gruppe. Diese Effekte können größer sein als der gruppeninterne Payoff des Regimes. Dies wiederum gibt Anreize für Trittbrettfahrer-Verhalten von Gruppenmitgliedern, die Koalition zu verlassen. Es stellt sich für Spieltheoretiker die Frage nach der zweckdienlichen Konstellation der Gruppe, die eine interne Stabilität der Koalition gewährleisten kann. Der Spieltheorie wird in diesem Zusammenhang eine hohe Relevanz im Kontext Politikberatung und Verhandlungsführung zugesprochen. Munro (Munro 2008:36) resümiert, dass es elementare Konzepte gibt, die bis heute kaum von Entscheidungsträgern verstanden werden. *What it requires from economists is that they become effective expositors, taking the results of their game theory analysis and expressing these results in a form that can be readily understood and appreciated by the practitioners* (Munro 2008:36). Vergleichbare Arbeiten gibt es im Forschungsfeld, das sich mit der Bereitstellung globaler öffentlicher Güter befasst, z.B. Klimaschutz (Barret 2010, Finus, Saiz und Hendrix 2008, Finus und Pintasilgo 2010).

Im nachfolgenden Abschnitt werden spieltheoretische Methoden angewandt, um die Komplexität einer kooperativen Verhandlungslösung am Beispiel des Fischereimanagements in Namibia zu illustrieren. Die Analyse verwendet die Theorie von Partitions-Funktionen und Koalitionsspielen unter Berücksichtigung externer Effekte (Eyckmans und Finus 2004, Kronback und Lindroos 2007, Pintasilgo und Lindroos 2008, Finus et al. 2008). Insbesondere wird die oft getroffene Annahme symmetrischer Spieler aufgegeben. Die Konstruktion des Koalitionsspiels basiert primär auf einem theoretischen Papier über die Analyse der Stabilität und des Erfolgs von RFMOS (Finus et. al. 2008).

Die Autoren zeigen theoretisch, dass die Annahme asymmetrischer Spieler zu fundamental anderen Ergebnissen führt als herkömmliche Studien mit symmetrischen Spielern.

Die Hypothese ist, dass die Wahrscheinlichkeit für die Stabilität einer Koalition mit der Asymmetrie seiner Mitglieder wächst. Diese Behauptung soll im folgenden Abschnitt mittels der Daten für die Namibische Fischerei getestet werden. Hierzu werden die Daten des Verfahrens AFISCH verwendet, welches wandernde Fisch-Species (Thunfisch, Sardellen) und solche, die auf Grund ihres hohen Wertes von IUU Fischen betroffen sind (Orange Roughy, Kingklip, Seeteufel). Thunfisch gehört zu den permanent wandernden Species, und auch die Hechtpopulationen bewegen sich grenzüberschreitend zwischen den EEZs von Namibia und Südafrika (Armstrong und Sumaila 2004). Stöcker sowie kleine pelagische Arten wandern zwischen Namibia und Angola (vgl. BCLME.org). Gleichzeitig unterminiert IUU Fischen die Regulierungsbemühungen der Benguela Current Küstenstaaten Namibia, Südafrika und Angola. Die Verhandlungen über Partnerschaftsabkommen mit der EU beinhalten zusätzliches Konfliktpotential hinsichtlich der Abschöpfung von Ressourcenrenten. Insofern sind spieltheoretische Betrachtungen für die Region politisch relevant, da sie Erkenntnisse über Verhandlungsspielräume mit *Foreign Distant Water Fleets* FDWF Staaten vermitteln können. Gleichzeitig wird erwartet, dass spieltheoretische Analysen für die institutionelle Gestaltung regionaler Management Regime bedeutungsvoll sind.

Um dies zu illustrieren, werden die Daten des Verfahrens AFISCH disaggregiert. Es wird zunächst eine Gruppe von 5 Akteuren gebildet, die sich nur durch ihre aggregierten Fischereikosten unterscheiden. In diesem Fall wird eine lineare Effort-Kostenfunktion gewählt. Der Effort  $E$  wird in der üblichen Größenordnung 1 SVU pro Jahr gemessen. Die Kosten des durchschnittlichen Akteurs sind mit den Gesamtkosten pro Schiff laut Investitionsrechnung in Kapitel 8.6.1 identisch. Für die übrigen Akteure werden abweichende Kosten von +/- 10% und +/- 15% von den Durchschnittskosten angenommen. Das bio-ökonomische Gordon-Schäfer Modell beschreibt den Zusammenhang zwischen biologischem Wachstum und ökonomischer Nutzung der Ressource (vgl. Kapitel 8.4.1). Die drei grundlegenden Beziehungen sind in Gleichung (9.1) nochmals zusammengefasst.  $G(x)$  ist der biologische Zuwachs,  $H$  steht für die Fangmenge und  $E$  für den individuellen Effort der Akteure,  $q$  repräsentiert den Fangkoeffizienten und  $k$  die Tragfähigkeit des Ökosystems für die betrachtete Spezies.

$$(9.1) \quad \frac{\partial X}{dt} = G(X) - \sum_n H_n$$

mit  $G(X) = g \cdot X \left(1 - \frac{X}{k}\right)$  und  $H_n = q \cdot E_n \cdot X$  und  $X = k \left(1 - \frac{q \cdot \sum_n E_n}{g}\right)$

Für die biologische Wachstumsrate  $g$  wird ein Wert von  $g=0,23$  angenommen, ein Wert der für verschiedene pelagische und demersale Arten gemessen wurde und kleiner ist, als die Wachstumsrate für Stöcker ( $g=0,35$ ) und Hecht ( $g=0,344$ ), aber größer als für extrem langsam wachsende, langlebige und ökonomisch sehr wertvolle Arten wie Orange Roughy ( $g=0,025$ ) (vgl. Froese und Pauly 2008, Clark, Munro und Sumaila 2008).

Es wird ein Spiel mit offener Mitgliedschaft in einer offenen Koalition konzipiert, und jeder Spieler entscheidet auf der ersten Stufe des Spiels, ob er der Koalition beitrifft, oder ob er weiter als Singleton agiert. Das Resultat des Entscheidungsprozesses ist eine Koalitionsstruktur  $K$  in (9.2), die aus der Koalition  $S_{(m)}$  mit den  $m$  Mitglieder und dem Vektor  $I_{(n-m)}$  der  $(n-m)$  Singletons besteht.

$$(9.2) \quad K = \{S_{(m)}, I_{(n-m)}\}$$

Auf der zweiten Stufe des Spiels entscheidet die Koalition als Gruppe und die Singletons jeweils individuell über ihre speziellen Spielstrategien. Im betrachteten Fallbeispiel beinhaltet die Strategie die Entscheidung über die Höhe des Efforts. Die Lösung repräsentiert ein Nash Gleichgewicht, das als *backward induction* gelöst wird und als *subgame-perfect equilibrium* bezeichnet wird (Finus et al. 2008). Das strategische Verhalten jedes Spielers erzeugt eine sogenannte *Stock Externalität*, d.h. durch die Interdependenz zwischen biologischem Wachstum und Effort hat seine Aktion einen direkten Einfluss auf die Aktionen aller übrigen Spieler. Die Koalition, die alle  $n$  Spieler umfasst, heißt *grand coalition* und repräsentiert das globale Optimum des Spiels unter der Bedingung vollständiger Kooperation. Die Payoff-Funktion  $R$  des Spiels ist die Ressourcenrente, die als Funktion der Fischpopulation  $X$ , der Effort Kosten und des ausgeübten Efforts aller Teilnehmer des Spiels erzielt werden kann. Der Effort ist die strategische Kontrollvariable des Spiels und wird simultan für alle Singletons und die Koalition  $S$  determiniert. Jeder Spieler versucht seinen Anteil an der Ressourcenrente zu maximieren. Die Gleichungen in Formel (9.3) und (9.4) zeigen, dass die Entscheidung über den Effort eines Spielers von den Entscheidungen aller übrigen Teilnehmer des Spiels abhängt. Man bezeichnet die Kontrollvariable als strategisches Substitut, da alle

Spieler um den Fischstock konkurrieren (Finus et al. 2008:11, Clark 1990:156). Für die Koalition fischt nur dasjenige Mitglied der Gruppe, welches die geringsten Effort Kosten aller Mitglieder hat. Der Parameter  $b_S^{\min}$  repräsentiert die relativen Effort-Kosten der Koalition bezogen auf die exogenen Parameter  $p$ ,  $q$  und  $k$ , und Parameter  $b_j$  beschreibt die entsprechenden Kosten des Singletons  $j$ . Der Parameter  $b$  liegt im Intervall  $[0,1]$  und steigt mit steigenden Effort Kosten, sinkt mit steigenden Fischpreisen  $p$ , steigender Produktivität  $q$  und wachsender ökologischer Tragfähigkeit  $k$ .

$$(9.3) \quad E_S^*(S) = \frac{(n-m+1) \cdot g}{(n-m+2) \cdot q} \cdot (1-b_S^{\min}) - \frac{g}{(n-m+2) \cdot q} \sum_{j \neq S} (1-b_j) \quad \text{mit} \quad b = \frac{ce}{p \cdot q \cdot k}$$

$$(9.4) \quad E_j^*(S) = \frac{(n-m+1) \cdot g}{(n-m+2) \cdot q} \cdot (1-b_j) - \frac{g}{(n-m+2) \cdot q} \left[ (1-b_S^{\min}) + \sum_{k \neq j \neq S} (1-b_k) \right]$$

Aus der funktionalen Beziehung zwischen dem gesamten Effort und der Biomasse der Population laut Gordon-Schäfer Modell(9.5), kann nach der Bestimmung des Efforts der Spieler die Biomasse des Fischstocks laut Formel (9.5) berechnet werden. Die berechnete Biomasse  $X$ , als Funktion des gesamten Efforts aller  $n$  Akteure, erlaubt dann die Berechnung der Erlöse als Produkt aus Fangparameter  $q$ , Biomasse  $X$  und individuellem Effort  $E_i$ .

$$(9.5) \quad X^* = \frac{k}{g} \left( g - q \cdot \sum_{i=1}^n E_i \right) = k \left( 1 - \frac{1}{n-m+2} (1-b_S^{\min}) + \sum_{j \neq S} (1-b_j) \right)$$

Die Ressourcenrente (Payoff des Spiels) der Koalition  $R_S$ , sowie der  $(n-m)$  Singletons  $R_j$  berechnen sich im nächsten Schritt als Differenz aus individuellem Erlös und individuellen Effort Kosten laut Formel (9.6).

$$(9.6) \quad R_S = p \cdot E_S \cdot q \cdot X^* - c_S^{\min}(E_S) \cdot E_S \quad \text{und} \quad R_j = p \cdot E_j \cdot q \cdot X^* - c_j(E_j) \cdot E_j$$

Es gibt insgesamt  $2^5=32$  mögliche Koalitionsformationen. In der Ausgangssituation (SP 1) spielen alle  $n=5$  Akteure als Singletons und es gilt die Struktur  $K = \{1_{(n)}\}$ . Es wird ferner angenommen, dass die drei Akteure mit den höchsten Effort-Kosten die Benguela Staaten Angola, Namibia und Südafrika repräsentieren, hinzu kommen zwei Europäische Akteure (denkbar sind z.B. Spanien und Norwegen), die aktiv in der Region des südlichen Atlantik fischen und die geringsten Effort-Kosten aufweisen.

**Tabelle 25: Koalitionsspiel mit 5 Akteuren mit Singleton Strategie in Szenario SZ1 und 3er Koalition in Szenario SZ2**

SP 1: 5 Singeltons	n1	n2	n3	n4	n5	SUMME
Effort-Kosten & Stock	6,71	6,04	7,38	5,70	7,72	223724
Effort in SVU	12,97	16,69	9,25	18,55	7,39	64,84
Fischfang in Tonnen	5802,30	7466,58	4138,02	8298,72	3305,88	29011
Kosten in Mio. N\$	87,01	100,77	68,26	105,78	57,01	418,82
Umsatz in Mio. N\$	117,34	151,00	83,69	167,83	66,86	586,72
Payoff in Mio. N\$	30,33	50,23	15,43	62,05	9,85	167,90
SP 2: S({n1,n3,n5})	{n1,n3,n5}	n2		n4		
Effort Kosten & Stock	6,71	6,04		5,70		242274
Effort in SVU	17,13	20,85		22,71		60,68
Fischfang in Tonnen	8298,65	10100,92		11002,06		29402
Kosten in Mio. N\$	114,92	125,89		129,50		370,30
Umsatz in Mio. N\$	167,83	204,28		222,50		594,61
Payoff in Mio. N\$	52,91	78,39		93,00		224,31

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Zunächst würde man erwarten, dass die drei Afrikanischen Staaten eine Koalition im Rahmen einer regionalen Fischerei Management Organisation (RFMO) bilden und die 2 Europäischen Staaten als Singletons operieren. Dies Szenario (SP 2) wird im Vergleich zu der Referenzsituation (SP 1) getestet. Die Ergebnisse der Spiele sind in Tabelle 25 dargestellt.

Das Spiel verdeutlicht in der Tat die Problematik kooperativen Managements, nämlich dann, wenn nicht-kooperative Akteure nicht von der Nutzung ausgeschlossen werden können. Es stellt sich nun die Frage, ob eine große Koalition aller Akteure eine interne Stabilität generiert. Diese Frage wird im Spiel SP 3 geprüft. Der theoretische Erwartungswert des Spiels ist die maximale Ressourcenrente, d.h. das globale Optimum.

Die Ergebnisse in Tabelle 26 (SP 3) zeigen deutlich die Chancen des kooperativen Managements der Ressource unter der Regie einer großen Koalition. Die Lösung repräsentiert das globale Optimum sowohl im Hinblick auf die ökonomische Effizienz, als auch im Hinblick auf den biologischen Status der Ressource. Für jeden Spieler der großen Koalition wäre der gleichverteilte Payoff (62,71 Mio. N\$) größer, als der vergleichbare Wert für den effizientesten Akteur im Referenzspiel, in dem jeder Spieler als Singleton agiert. Die letzte Zeile in Tabelle 26 zeigt den Payoff des Spiels. Die Ressourcenrente steigt insgesamt um 146 Mio. N\$ auf 313,57 Mio. N\$, d.h. der soziale Wohlfahrtsgewinn steigt um 87%. Bekommt zunächst jeder Spieler seinen Singleton Payoff, so verbleibt ein Überschuss von 146 Mio. N\$, der nach einem zu verhandelnden Schema verteilt werden kann. Bedeutet das erzielte soziale Optimum gleichzeitig, dass kein individueller Spieler als Singleton besser gestellt ist?



Tabelle 26: Koalitionsspiel mit 5 Akteuren und vollständiger Kooperation in der großen Koalition

SP 3: Große Koalition	n1	n2	n3	n4,n1,n2,n3,n5	n5	SUMME
Effort Kosten/SVU & Stock	6,71	6,04	7,38	5,70	7,72	326953
Effort in SVU				41,69		41,69
Fischfang in Tonnen				27263		27263
Kosten in Mio. N\$				237,78		237,78
Umsatz in Mio. N\$				551,35		551,35
Payoff in Mio. N\$	30,33 + λ146	50,23 + λ146	15,43 + λ146	62,05 + λ146	9,85 + λ146	313,57

Quelle: Eigene Berechnungen

Um die interne Stabilität der großen Koalition zu testen, wird ein Koalitionsspiel konzipiert, in welchem zunächst der effizienteste Akteur  $n4$  als Singleton operiert. Für die Koalition fischt nun Spieler  $n2$ , der nach Ausscheiden von  $n4$  die geringsten Effort-Kosten der Gruppe hat. Tabelle 27 prognostiziert unerfreuliche Resultate bezüglich der Stabilität regionaler Management-Regime. Für das effizienteste Mitglied bewirken signifikante positive Externalitäten hohe Gewinnmöglichkeiten durch Trittbrettfahren. Die Existenz eines Koalitions-Gleichgewichts auf der Ebene der Entscheidung über die Partizipation in der Koalition hängt von den Bedingungen für interne und externe Stabilität ab(vgl. Finus et al. 2008:15). Es gilt:

$$(9.7) \quad \text{Interne Stabilität: } R_i(S) \geq R_i(S \setminus \{i\}) \quad \forall i \in S$$

$$(9.8) \quad \text{Externe Stabilität: } R_j(S) \geq R_j(S \cup \{j\}) \quad \forall j \notin S$$

Die Bedingung für die interne Stabilität besagt, dass der Payoff für Mitglied  $i$  mindestens so hoch sein muss wie sein Payoff als Singleton, für den Fall, dass er die Koalition  $S$  verlasse. Die Bedingung für die externe Stabilität besagt, dass Singleton  $j$  nicht bessergestellt wäre, wenn er sich einer bestehenden Koalition  $S$  anschliesse. Die Bedingung der internen Stabilität für die große Koalition gemäß Gleichung (9.7) ist für den effizientesten Spieler ( $n4$ ) nicht erfüllt.

Tabelle 27: Koalitionsspiel mit 4 Koalitionsmitgliedern und dem effizientesten Spieler als Singleton

SP 4: n4 spielt Singleton	n1	n2,n1,n3,n5	n3	n4	n5	SUMME
Effort Kosten/SVU & Stock	6,71	6,04	7,38	5,70	7,72	267735
Effort in SVU		26,55		28,41		54,97
Fischfang in Tonnen		14219		15215		29435
Kosten in Mio. N\$		160,36		162,06		322,42
Umsatz in Mio. N\$		287,57		307,71		595,28
Payoff in Mio N\$		127,21		145,65		272,86

Quelle: Eigene Berechnungen

Prüft man die Bedingung der internen Stabilität für den ineffizientesten Spieler  $n5$ , so zeigen die Ergebnisse in Tabelle 28 auch in diesem Fall, dass Trittbrettfahren hohe

individuelle Ressourcenrenten einbringt; die positiven Externalitäten sind umso höher, je effizienter die Koalition die Ressource bewirtschaftet.

Eyckmans und Finus zeigen die generelle Kondition für die Potentielle Interne Stabilität (PIS) einer Koalition  $S$  bei Existenz von Externalitäten, gleichzeitig entwickeln die Autoren ein geeignetes Verteilungsschema für den Payoff  $R$  (vgl. Eyckmans und Finus 2004:7).

$$(9.9) \quad R_S(S) \geq \sum_{i \in S} R_i(S \setminus \{i\})$$

Wenn PIS gilt, dann existiert eine bestmögliche Regelung für die Verteilung des Payoff, welche eine Koalition intern stabilisiert. Wenn andererseits PIS nicht gilt, dann gibt es keine Verteilung des Payoff, der diese Stabilität bewirken könnte (vgl. Finus et. al. 2008:16).

**Tabelle 28: Koalitionsspiel mit 4 Koalitionsmitgliedern und dem ineffizientesten Spieler als Singleton**

SP 5: n5 Singleton	n1	n2	n3	n4,n1,n2,n3,n5	n5	SUMME
Effort Kosten/SVU & Stock				5,70	7,72	281560
Effort in SVU				31,51	20,36	51,87
Fischfang in Tonnen				17746	11462,74	29209
Kosten in Mio. N\$				179,74	157,07	336,81
Umsatz in Mio. N\$				358,90	231,82	
Payoff in Mio. N\$				179,16	74,75	179,16

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Das ideale Verteilungsschema weist jedem Spieler seinen spezifischen Trittbrettfahrer-Payoff zu, der verbleibende Überschuss  $\Delta S$  über die Summe aller Trittbrettfahrer-Payoffs wird nach einem beliebigen Schema verteilt, wobei jeder Spieler der Koalition einen Anteil des Überschusses erhält, der strikt größer Null ist (vgl. (9.10)).

$$(9.10) \quad V_i(S) = R_i(S \setminus \{i\}) + \lambda_i(S) \Delta S \quad \text{mit} \quad \Delta S = R(S) - \sum_{i \in S} R_i(S \setminus \{i\})$$

und  $\sum_{i \in S} \lambda_i(S) = 1, \quad \lambda_i(S) > 0, \quad \forall i \in S$

Der Test auf PIS wird entsprechend der Formel (9.11) durchgeführt (vgl. Finus et. al. 2008:17).

$$(9.11) \quad \left( \frac{n-m+3}{n-m+2} \right)^2 \left( (1-(n-m+1) \cdot b_S^{\min} + \sum_{j \in S} b_j) \right)^2 \geq \sum_{i \in S} \left( 1-(n-m+2)b_i + b_{S' = S \setminus \{i\}}^{\min} + \sum_{k \neq i \in S'} b_k \right)^2$$

Laut Formel (9.11) hängt die potentielle interne Stabilität der Koalition von der Kostenstruktur der Spieler ab und von der Anzahl der Spieler in der Koalition.<sup>48</sup> Für die große Koalition (vgl. Tabelle 26) gilt gemäß Formel (9.11) die Relation  $1,18 < 2,02$ , folglich ist die große Koalition, die hier eine regionale Fischereimanagement Organisation repräsentiert, nicht potentiell intern stabil. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass hier lediglich materielle Faktoren entscheidungsrelevant sind, immaterielle Werte, wie z.B. der Existenzwert der Ressource oder die gerechte Verteilung des Nutzens sind nicht berücksichtigt.

Es gibt eine Konstellation der Kooperation, die potentiell intern stabil ist, und zwar die Kooperation des effizientesten Spielers  $n4$  und des ineffizientesten Spielers  $n5$  (vgl. Tabelle 29). Entsprechend Formel (9.11) gilt für den PIS-Test die Relation  $1,092 > 1,085$ ; das bedeutet für diese Konstellation einen geringfügigen Vorteil einer bilateralen Kooperation von Spieler  $n4$  und  $n5$  im Vergleich zu deren unkooperativem Verhalten als Singletons. Der Überschuss nach Verteilung der Trittbrettfahrer-Payoffs (62,05 Mio. N\$ an Spieler  $n4$  und 9,85 Mio. N\$ an Spieler  $n5$ ) beträgt lediglich 0,43 Mio. N\$. Marginale Veränderungen der Parameter könnten eine Umkehr der Relation bewirken.

**Tabelle 29: Koalitionsspiel mit Kooperation der Spieler  $n4$  und  $n5$**

SP 6: Kooperation $n4$ & $n5$	$n1$	$n2$	$n3$	$n4, n5$	$n5$	SUMME
Effort Kosten/SVU & Stock	6,71	6,04	7,38	5,70	7,72	230315
Effort in SVU	14,45	18,16	10,73	20,02		63,36
Fischfang in Tonnen	6653,87	8367,18	4940,56	9224		29185
Kosten in Mio. N\$	96,92	109,69	79,16	114,21		399,99
Umsatz in Mio. N\$	134,57	169,22	99,92	186,54		590,24
Payoff in Mio. N\$	37,64	59,5223218	20,7527161	72,33		190,25

**Quelle: Eigene Berechnungen**

Die beliebige Erweiterung der Koalition um ein jeweiliges Singleton würde die Bedingung der potentiellen internen Stabilität bei der hier vorliegenden Konstellation von Akteuren verletzen. Ein oft analysiertes Problem spieltheoretischer Anwendungen ist der Eintritt neuer Akteure. Gibt es generelle Aussagen über erwartete Effekte? Die Theorie gibt folgende Proposition (vgl. Finus et. al. 2008:12):

- Agiert der hinzukommende Spieler als Singleton, dann wächst der Wettbewerbsdruck um die Ressource und der Payoff der Koalition sowie aller Singletons sinkt.

<sup>48</sup> Die Spieler unterscheiden sich nur im Hinblick auf ihre Fischereikosten, man könnte z.B. zusätzlich individuelle Fangparameter berücksichtigen.

- Kooperiert der Neuankömmling mit der bestehenden Koalition, dann verändert sich nichts, falls er ineffizienter operiert als das bislang effizienteste Mitglied; ist er effizienter, dann steigt der Payoff der Koalition, während Nicht-Mitglieder verlieren.

Es kann aber keine generelle Aussage über die Stabilität der erweiterten Koalition getroffen werden. Hierfür ist immer der Test auf potentielle interne Stabilität erforderlich. Der PIS Test gemäß Formel (9.11) für ein effizienteres Mitglied  $n_6$ , das einer potentiell stabilen Koalition  $S(\{n_4, n_5\})$  beitrifft, fällt bei der hier betrachteten Konstellation negativ aus, d.h. die starken positiven externen Effekte durch Kostensenkung verstärken den Anreiz zu unkooperativem Verhalten der bisherigen Koalitionsmitglieder. Man spricht in diesem Zusammenhang von nicht vorhandener Super-Additivität der erweiterten Koalition (Finus, Saiz und Hendrix 2008:10). Die spieltheoretische Literatur deutet darauf hin, dass die Formation multipler Koalitionen und die Exklusivität der Mitgliedschaft im Sinne eines Clubgutes den Erfolg von Umweltabkommen signifikant erhöhen könnten. Es steht außer Zweifel, dass die große Koalition das globale Optimum repräsentiert und den maximalen sozialen Nutzen generiert. Reale politische Entscheidungsprozesse ähneln jedoch eher unkooperativem Taktieren. Da positive Externalitäten gleichzeitig den Anreiz zum Trittbrettfahren erhöhen, kann ein Second-Best Design von Managementregimen in Bezug auf den Schutz von Naturkapital durchaus vorteilhaft sein. Indikatoren, die auf die Vorteilhaftigkeit einer weniger effizienten, aber größeren und stabileren Koalition hindeuten, wurden im Bereich von spieltheoretischen Applikationen im Rahmen von Klimaschutzvereinbarungen illustriert (Altamirano-Cabrera, Finus und Dellink 2008, Finus, Saiz und Hendrix 2008:17). Für die internationalen Verhandlungen über die zukünftige Gestaltung von regionalen Fischereimanagement Organisationen (RFMOs) sind die Erkenntnisse der Spieltheorie in der Tat aufschlussreich. Es wird dringend empfohlen, Nicht-Mitglieder von der Nutzung der Ressourcen ausschließen zu können, bzw. die prinzipiell uneingeschränkte Mitgliedschaft jeder interessierten Fischereination zu revidieren, da die Freiheit der Meere de facto nicht mit der effizienten nachhaltigen Nutzung mariner Fischressourcen vereinbar ist (Barrett 2007:72, Munro 2010:656). Der Erfolg der Konservierung der Ressource hängt hier, entsprechend einer Taxonomie globaler öffentlicher Güter nach Barrett (Barrett 2007:20), vom schwächsten Glied der Gruppe der Ressourcennutzer ab. Der Erfolg ist wie erwartet absolut abhängig von der Durchsetzbarkeit der getroffenen Vereinbarungen.

Ein durchaus interessantes Ergebnis der spieltheoretischen Analyse ist die Kombination von asymmetrischen Akteuren zu einer stabilen Koalition. Die numerischen Rechnungen konnten die Hypothese von Finus, Pintasilgo, Lindroos und Munro bestätigen, dass die Koalition asymmetrischer Spieler ein höheres Stabilitätspotential besitzt (vgl. Finus et al. 2008). Dieses Resultat würde für den Vorteil eines Fischerei Partnerschaftsabkommen zwischen Namibia und der EU sprechen. Es stellt sich in diesem Kontext nur die Frage nach der Verteilung des Benefits. Da Namibia alleiniger Rechteinhaber ist, hätte der Staat Anspruch auf die Ressourcenrente. Die Überlassung von exklusiven Fischereirechten an den effizientesten Bieter wäre eine Verhandlungsoption.

## 10 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Maritime Fischbestände sind öffentliche Güter und werden im Hinblick auf die Bedeutung mariner Ökosysteme auch als globale öffentliche Güter klassifiziert. Innerhalb der *EEZ* besitzt der Staat die Verfügungsrechte und erteilt individuelle Nutzungsrechte. Die Klassifizierung maritimer Fischbestände als *Global Commons* verpflichtet den Staat jedoch gegenüber der internationalen Öffentlichkeit, die Verantwortung für die nachhaltige Nutzung der Ressourcen innerhalb seiner Jurisdiktion zu übernehmen. Die effiziente Nutzung erneuerbarer Ressourcen impliziert die maximale nachhaltige Abschöpfung der Ressourcenrente. In Namibia überlässt der Staat die über *normale* Profite weit hinausgehenden Ressourcenrenten de facto wenigen etablierten Akteuren. Als Resultat fehlender Nachweispflichten können Unternehmen tatsächlich erzielte Renten kaschieren. Hinzukommt, dass die durchschnittlich veraltete Flotte ineffizient operiert. Die laufenden Verhandlungen über Partnerschaftsabkommen sollten unter dem Aspekt einer maximalen und gerecht verteilten Ressourcenrente neu evaluiert werden. Spieltheoretische Analysen konnten das Potenzial für eine Win-Win Situation einer Koalition asymmetrischer Spieler andeuten.

Der Staat, der die individuellen Nutzungsrechte zuweist, hat jedoch in der Regel einen multiplen Zielkatalog, dessen Teilziele nicht notwendigerweise kohärent sind. Zu den politischen Zielen der Namibischen Regierung zählen neben der grundlegenden Ambition, allen Namibischen Bürgern den Ertrag aus der Nutzung der natürlichen Ressourcen des Landes zukommen zulassen (*Namibianisierung*), vorrangig das Ziel der Partizipation ehemals benachteiligter Bevölkerungsgruppen und deren Integration in das formale Wirtschaftssystem. Weitere politische Ziele sind der Abbau von hohen

Einkommensdisparitäten und eine hohe Beschäftigungsrate im kommerziellen Fischereisektor.

Betrachtet man das Effizienzkriterium als oberste Maxime für die nachhaltige Abschöpfung der Ressourcenrente knapper biologischer Ressourcen, dann ist die Zuteilung von Fischereiquoten an ehemals benachteiligte Bevölkerungsgruppen im Rahmen der *Black Economic Empowerment* Strategie kein angemessenes politisches Instrument, um diese Gruppen in den Wirtschaftsprozess zu integrieren. De facto haben die neuen Inhaber von Fischereirechten ihre Quote an die Gruppe der etablierten vertikal integrierten, oft international fusionierten, Unternehmen übertragen, ohne selbst aktiv am Wirtschaftsprozess zu partizipieren. Mangelnde Qualifikation und fehlende begleitende Trainingsprogramme haben zu dieser Fehlentwicklung geführt. Vergleichbare Entwicklungen zeigen sich im Agrarbereich, wo die *Resettlement* Strategie ebenfalls nicht die politisch gewünschte partizipatorische Wirkung zeigte und die Integration in den formellen Arbeitsmarkt nicht erfolgte. Die bislang nicht realisierte Landumverteilung ist ein weiterer Indikator für die Marginalisierung der Bevölkerung nördlich des Veterinärzauns.

Das CBNRM Konzept zeigt in Namibia dagegen durchaus erfolgversprechende Ansätze. Die Mehrzahl der Bevölkerung ist essentiell von Naturressourcen abhängig und gleichzeitig aufgeschlossen für neue integrative Management Konzepte. Bislang wurde die Region im Norden selbst vom Tourismussektor nicht effektiv in das formale Wirtschaftssystem integriert. Fehlende staatliche Investitionsprogramme und eine sektorübergreifende dualistische Wirtschaftsstruktur erklären den letzten Rang, den Namibia auf der weltweiten Skala der Einkommensdisparität einnimmt. Praktiker und Wissenschaftler favorisieren derzeit Hybrid-Governance Strukturen gegenüber staatlich kontrollierten Naturschutz Management Konzepten. Namibias Naturkapital bietet die Chance für eine breitere Aufstellung des CBNRM Konzepts. Finanzmittel wären durch einen Transfer von Ressourcenrenten verfügbar. Zwar zeigen Wissenschaftliche Studien die Wachstumsraten im CBNRM Sektor, die absoluten Zahlen zeigen allerdings hohen Investitionsbedarf. Diversifizierte und naturbasierte Tourismus-Konzepte könnten auf die internationale Zahlungsbereitschaft für Biodiversität treffen.

Mathematische Modelle sind wichtige Instrumente, um Verteilungswirkungen abzuschätzen. Darüber hinaus kann die Visualisierung in Form einer *grünen* SAM auch Pragmatiker ansprechen. Dieses Argument gilt auch für spieltheoretische Anwendungen.

Die vorliegende Arbeit hat Schnittstellen erarbeitet, um spieltheoretische Überlegungen durch numerische Simulationen zu testen. Die Ergebnisse der partialen bioökonomischen Modelle waren insbesondere in Bezug auf die kritische Analyse der Ressourcen-Management Regime aufschlussreich. Es spricht viel für die Etablierung von international handelbaren Quoten. Dieser Mechanismus ist aber von funktionierenden internationalen Governance Strukturen abhängig, und diesbezüglich besteht Forschungs- und politischer Handlungsbedarf. Numerische Modelle können hier politische Entscheidungsprozesse unterstützen. Die Verknüpfung multipler Methoden ist sinnvoll aber komplex und erfordert multidisziplinäre Zusammenarbeit. Die vorliegende Arbeit hat Anknüpfungspunkte aufgezeigt, die im weiteren Verlauf des Forschungsvorhabens weiterentwickelt werden. Bedarf besteht insbesondere bei der Verbesserung der methodischen Verknüpfung naturwissenschaftlicher Erkenntnisse mit ökonomischen Modellen.

## 11 Literatur

Abbott, J. L. Campbell, C. Hay, T. Naesje, A. Ndumba, J. Purvis (2007). Rivers as resources, rivers as borders: community and transboundary management of fisheries in the Upper Zambezi River floodplains. In: *The Canadian Geographe* 51(3)280–302

Altamirano-Cabrera, J.C., M. Finus (2006). Permit trading and stability of international climate agreements. In: *Journal of Applied Economics* 9, 1, 19-47.

Altamirano-Cabrera, J.C., M. Finus, R. Dellink (2008). DO ABATEMENT QUOTAS LEAD TO MORE SUCCESSFUL CLIMATE COALITIONS? In: *The Manchester School* 76(1)104-129.

Alvarez, A. (2010). Rethinking the Edgeworth–Walras Convergence on Perfect Competition à la Debreu–Scarf. Verfügbar (2011): [http://economix.fr/pdf/workshops/2011\\_competition/W3Alvares.pdf](http://economix.fr/pdf/workshops/2011_competition/W3Alvares.pdf).

Ambec, S., L. Ehlers (2009). Cooperation and equity in the river-sharing problem. In Dinar, A., Albiac, J., Sanchez-Soriano, J. (2009) (Hrsg.). *Game Theory And Policymaking In Natural Resources And The Environment*, 112-132.

Anderson, J.L., F. Asche, S. Tveteras (2010). World Fish Markets. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires (Hrsg.) *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*.

Anguita, P.M., J. Wagner (2010). *Environmental Social Accounting Matrices: Theory and Applications*.

Armington, P.S., (1969). A theory of production distinguished by place of production. *IMF Staff Papers* 16, 159-178.

Armstrong, C., U. R. Sumaila (2004). The Namibian-South African Hake Fishery: Costs Of Non-Cooperative Management. In: Sumaila, Boyer, Skogan und Steinshamn (Hrsg.) *Namibia's Fisheries Ecological, economic and social aspects*. Amsterdam.

Armsworth, P.R., B. E. Kendall, F.W. Davis (2004). An introduction to biodiversity concepts for environmental economists. In: *Resource and Energy Economics* 26:115-136.

Arnason, R. (2006). Estimation of Global Rent Loss in Fisheries: Theoretical Basis and Practical Considerations. In P. Shriver (Hrsg.) *IIFET (2006) Proceedings*.

Arnason, R. (2007). Fisheries Self-Management Under ITQs. In: *Marine Resource Economics*, 22: 373-390.

Arnason, R. (2007). Loss of economic rents in global fisheries. A paper presented at the XVIIIth Annual EAFE Conference 9th to 11th July (2007) - Reykjavik, Iceland.



- Arndt, C., R. Schiller, F. Tarp (2001). Grain transport and rural credit in Mozambique: solving the space–time problem. In *Agricultural Economics* 25:59-70.
- Arntzen, J., T. Setlhogile, J. Barnes (2007). RURAL LIVELIHOODS, POVERTY REDUCTION, AND FOOD SECURITY IN SOUTHERN AFRICA: IS CBNRM THE ANSWER? USAID.
- Arrow, K., G. Debreu. (1954). Existence of a competitive equilibrium for a competitive economy. In: *Econometrica* 22(3):265-290.
- Aukland, R., C. Ninnis (2004). An Assessment of the State of Commercial Fisheries Catch Data in the BCLME Region. BCLME Project LMR/CF/03/02. Verfügbar (2008): [www.bclme.org](http://www.bclme.org)
- Ayres, R.U. (2008). Sustainability economics: where do we stand? *Ecological Economics* 67(2) 281–310.
- Bailey, M., U.R. Sumaila, M. Lindros (2010). Application of game theory to fisheries over three decades. In: *Fisheries Research* 102:1-8-
- Bailey, M.,U.R. Sumaila, S. Martell (2011). Can Cooperative Management of Tuna Fisheries in the Pacific Solve the Growth Overfishing Problem? Fisheries Centre Working Paper (2011)-01. Verfügbar (2011): [ftp://ftp.fisheries.ubc.ca/fcwp/2011/FCWP\\_2011-01\\_BaileyetalTUNA.pdf](ftp://ftp.fisheries.ubc.ca/fcwp/2011/FCWP_2011-01_BaileyetalTUNA.pdf)
- Bailey, M.J., M. Olson, P. Wonnacott (1980). The Marginal Utility Of Income Does Not Increase: Borrowing, Lending, and Friedman-Savage Gambles. In: *The American Economic Review* Vol. 70:372-379.
- Banks, J., R. Blundell, A. Lewbel (1997). Quadratic Engel Curves and Consumer Demand. In: *The Review of Economics and Statistics* 79(4):527-539.
- Barbier, E. (2007). Valuing ecosystem services. In: *Economic Journal* 178-229.
- Barbier, E.B., E. W. Koch, B. R. Silliman, S. D. Hacker, E. Wolanski, J.Primavera, E.F. Granek, .S. Polasky, S. Aswani, L. A. Cramer, D.M. Stoms, C. J. Kennedy, D. Bael, C. V. Kappel, G. M. E. Perillo, D.J. Reed (2008). Coastal ecosystem-based management with non-linear ecological functions and values. In: *Science* 18, 319(5861) 321-323.DOI: 10.1126/science.115034
- Barnett, W. A., I.Usui (2007). The theoretical properties of the Normalized Quadratic consumer demand model. In: Barnett, W.A., A. Serletis (Hrsg.) *Functional Structure Inference*. Elsevier, Amsterdam.
- Barnett, W.A, I. Usui (2006). The Theoretical Regularity Properties of the Normalized Quadratic Consumer Demand Model. Verfügbar (2011): <http://mpira.ub.uni-muenchen.de/410/>.

Barnett, W.A. and A. Serletis (2008)b. Measuring consumer preferences and estimating demand systems, mimeo, Department of Economics, University of Kansas, USA  
<http://alum.mit.edu/www/barnett>.

Barnett, W.A. and I. Usui, (2007), The theoretical properties of the Normalized Quadratic consumer demand model. In: Barnett, W.A. and A. Serletis, (Eds.), Functional structure inference, Elsevier, Amsterdam.

Barnett, W.A., A. Serletis, A. (2008)a. Consumer preferences and demand systems. *Journal of Econometrics*, 147:210-224.

Barrett, S. (2003). *Environment & Statecraft The Strategy of Environmental Treaty-Making*, Oxford.

Barrett, S. (2007). *Why Cooperate? The Incentive to Supply Global Public Goods*, Oxford.

Bartelmus, P., Stahmer, C. and van Tongeren, J. (1991): Integrated environment and economic accounting: Framework for a SNA satellite system, in: *Review of income and Wealth* 2, pp. 111-148.

BCLME (2006). MARKET ANALYSIS OF MAJOR FISH PRODUCT MARKETS IN THE BENGUELA CURRENT LARGE MARINE ECOSYSTEM BCLME PROJECT LMR/SE/03/02. Verfügbar (2008): [www.bclme.org](http://www.bclme.org)

BCLME (2006). MICRO-ECONOMIC SYSTEMS ANALYSIS OF THE BCLME COMMERCIAL MARINE FISHERIES BCLME Project LMR/SE/03/03. Verfügbar (2008): [www.bclme.org](http://www.bclme.org)

Beaumont N.J., M.C. Austen, S.C. Mangi, M. Townsend (2008). Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*. 56 (3): 386-396.

Beckmann, V., M. Padmanabhan (Hrsg.) (2009). *Institutions of Sustainability. Political Economy of Agriculture and the Environment – Essays in Honour of Konrad Hagedorn*. Springer.

Best, A., D. Blobel, S. Cavalieri, S. Giljum, M. Hammer, S. Lutter, C. Simmons, K. Lewis (2008). Potential of the Ecological Footprint for monitoring environmental impacts from natural resource use. use: Analysis of the potential of the Ecological Footprint and related assessment tools for use in the EU's Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources. Report to the European Commission DG Environment.

Bioökonomierat (2010). Verfügbar (2011) [www.biooekonomierat.de/](http://www.biooekonomierat.de/).

Birner, R., H. Wittmer (2009). Making Environmental Administration More Effective: A Contribution from New Institutional Economics. In Beckmann, V., M. Padmanabhan (Hrsg.) (2009):153-173.

Bishop, P.M., C.F. Nicholson, J.E. Pratt, A.M. Novakovic. (2001). Tariff-Rate Quotas Difficult to model or plain simple? Paper presented at the annual conference of the New Zealand Agricultural and Resource Economics Society Working Paper (2001)/7 ISSN (1170) 2583 July 6-.

Bjorndahl, T., G. Munro (2003). The Management of high seas fisheries resources and implementation of the UN Fish Stock Agreement. In T. Tietenberg, H. Folmer (Hrsg.) *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics* (2003)/2004, Cheltenham.

Bjorndahl, T., J.M. Conrad (1987). The Dynamics of an Open Access Fishery. In *Canadian Journal of Economics* 20:74-85.

Blignaut, J., M. De Wit, J. Barnes *The Economic Value of Elephants*. Verfügbar (2011): [www.elephantassessment.co.za/](http://www.elephantassessment.co.za/).

Blomquist, W. Multi-level Governance and Natural Resource Management: The Challenges of Complexity, Diversity, and Uncertainty. In Beckmann, V., M. Padmanabhan (Hrsg.) (2009):109-126.

Blow, L, A. Leicester, Z. Oldfield. (2004). *Consumption Trends in the UK, (1975)-99*. London: The Institute for Fiscal Studies.

Böhringer, C., A. Löschel (2004). Die Messung nachhaltiger Entwicklung mithilfe numerischer Gleichgewichtsmodelle. In: *Vierteljahrshefte zur Wirtschaftsforschung* 73 (2004), 1, S. 31–52

Böhringer, C., Rutherford, T., (2002). Carbon abatement and international spillovers: a decomposition of general equilibrium effects. *Environmental and Resource Economics*, vol. 22 (3), 391-417.

Böhringer, C., T.F. Rutherford (2008). Combining bottom-up and top-down. In: *Energy Economics* 30:574-596.

Boyce, J.R. (1998): Rent-seeking in natural resource quota allocations. In: *Public Choice* 96:271-294.

Brand, F. (2009): Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. In: *Ecological Economics* 68:605-612.

Brander, J., and Taylor, M. (1998): Open access Renewable Resources Trade and Trade Policy in a Two-Country Model, *Journal of International Economics*, 44, 181 – 210.

Bromley, D. , S. Macinko (2007). *Rethinking Fisheries Policies in Alaska: Options for the Future*. Verfügbar (2011): [www.aae.wisc.edu/dbromley/pdfs/alaska.pdf](http://www.aae.wisc.edu/dbromley/pdfs/alaska.pdf)

- Bromley, D. W. (2008). *The Crisis in Ocean Governance: Conceptual Confusion, Spurious Economics, Political Indifference*. Verfügbar (2011) [www.marecentre.nl/mast/documents/Mast2008\\_Vol6\\_2\\_Bromley.pdf](http://www.marecentre.nl/mast/documents/Mast2008_Vol6_2_Bromley.pdf).
- Bromley, D.N. (2009). *Abdicating Responsibility: The Deceits of Fisheries Policy*. In: *Fisheries* 34:280-302.
- Bronstein, I.N., K.A. Semendjajew (1989). *Taschenbuch der Mathematik*. Frankfurt.
- Brousseau, E., J.-M. Glachant (Hrsg.) (2008). *New institutional economics: A guidebook*, Cambridge
- Brown, C. S. Canney, R. Martin, P. Tarr (2005). *Strengthening the System of National Protected Areas Project, Namibia Subcontract No. 3: Conservation Needs Assessment*.
- Buchholz, W., R. Cornes, W. Peters (2006). *Existence, Uniqueness and Some Comparative Statics for Ratio- and Lindahl Equilibria: New Wine in Old Bottles*. Verfügbar (2011): [http://www.wiwi.europa-uni.de/de/lehrstuhl/fine/fiwi/team/peters/BuchholzCornesPeters\\_2006c.pdf](http://www.wiwi.europa-uni.de/de/lehrstuhl/fine/fiwi/team/peters/BuchholzCornesPeters_2006c.pdf)
- C. Janisch (2007). *Background Assessment and Survey of existing initiatives Related to Ecolabelling in the African Region*. Report on Behalf of UNEP Nairobi.
- Carbone, J., K. Smith (2010). *Valuing ecosystem services in general equilibrium*. NBER Working Papers (1584)4.
- Carbone, J.C., C. Helm, T.F. Rutherford (2009). *The case for international emission trade in the absence of cooperative climate policy*. In: *Journal of Environmental Economics and Management*, 58(3)266-280.
- Carbone, J.C., V.K. Smith (2008). *Evaluating policy interventions with general equilibrium externalities*. In: *Journal of Public Economics*, 92(5-6)1254-1274.
- CBD (1992). *CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY*. Verfügbar (2010): [www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-01-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-01-en.pdf)
- CBD (2006). <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo2-final-en.pdf>.
- CBD (2010). <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf>.
- CBS und NPC (2006). *Namibia Household Income & Expenditure Survey 2003/2004*
- CEC (2009). *GDP and beyond Measuring progress in a changing world*. COM(2009) 433 final. Verfügbar (2011): <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0433:FIN:EN:PDF>

CEC, OECD, UN, WB, IMF (1993). System of National Accounts. Brussels/Luxembourg, New York, Paris, Washington.

Chadwick, A. (2002). Marine Stewardship Council: Who should join and why?, London School of Economics. London.

Chai, A., A. Moneta (2010) Retrospectives: Engel Curves. In Journal of Economic Perspectives 24(1) 225-240

Chambers, R.G. (1988). Applied Production Analysis A dual approach. Cambridge.

Chander, Tulkens (2006) Cooperation, Stability and Self-Enforcement in International Environmental Agreements: A Conceptual Discussion. Fondazione Eni Enrico Mattei Working Paper Nr. (2006).34.

Cheung, W., W. Lam, J. Kearner, R. Watson, D. Pauly (2009). Biodiversity Impacts under Climate Change Scenarios. In: Fish and Fisheries 10: 235-251.

Chiang, A.C. (1984). Fundamental Methods of Mathematical Economics. Third Edition, McGraw-Hill.

Clark, C. W., G.R. Munro, U. R. Sumaila, (2005). Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries, in: Journal of environmental Economics and Management, 50: 47-58.

Clark, C., G. Munro, U. R. Sumaila (2010). Limits to the privatization of fishery resources. In: Land Economics 62:278-291.

Clark, C.W. (1987). Bioeconomics. In: The New Palgrave: A Dictionary of Economics Vol.1 245-246.

Clark, C.W. (1990). Mathematical Bioeconomics Optimal Resource Management of Renewable Resources. Second Edition (2005). Wiley and Sons.

Clark, C.W. (2006). The Worldwide Crisis in Fisheries. Economic Models And Human Behavior. Cambridge.

Clark, C.W. (2006)b. Fisheries bioeconomics: why is it so widely misunderstood? In Population Ecology 48:95-98.

Clark, C.W., F.H. Clarke, G.R. Munro (1979). The optimal exploitation of renewable resource stocks: problems of irreversible investments. In. Econometrica 47:25-41.

Clark, Clark, C., G. Munro, U. R. Sumaila (2008). Limits to the Privatization of Fishery Resources. Fisheries Centre The University of British Columbia Working Paper. Verfügbar (2011): [www.fisheries.ubc.ca/publications/working/index.php](http://www.fisheries.ubc.ca/publications/working/index.php)

Clark, C., G. Munro, R. Sumaila (2005). Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. In: *Journal of Environmental and Economic Management* 50:47-58.

Cobb, C.W., Cobb, J.B. (1994): *The green national Product*, University Press of America, Lanham, MD.

Commission of the European Communities CEC, International Monetary Fund. Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank (1993). *System of National Accounts (1993)*. Sales No. E.94.XVII.4. Luxembourg, Washington DC, Paris, New York.

Commission of the European Communities CEC, International Monetary Fund. Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank (1993). *System of National Accounts (1993)*. Luxembourg, Washington DC, Paris, New York.

Conrad, J.M. (2006). *Renewable Resource Management*. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Verfügbar (2011): <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C04/E6-28B-05-06.pdf>

Conrad, J.M. (2010). *Resource Economics*. Second Edition. Cambridge.

Conrad, K., Schröder, M. (1994): *Environmental Policy Instruments for Controlling Air Pollution: An Applied General Equilibrium Modeling Approach For Quantifying their Efficiency and Effectiveness*, in: Opschoor, J.B., Turner, R.K. (Editors), *Economic incentives And Environmental Policies: Principles And Practice*

Constanza, R., B. Fisher, S. Alib, C. Beer, L. Bond, R. Boumans, N.L. Danigelis, J. Dickinson, C. Elliott, J. Farley, D. Gayer, L. MacDonald Glenn, T. Hudspeth, D. Mahoney, L. McCahill, B. McIntosh, B. Reed, S. Rizvi, D.M. Rizzo, T. Simpatico, R. Snapp (2007). *Quality of life: An approach integrating opportunities, human needs, and subjective well-being* . In. *Ecological Economics* 61:267–276.

Cooper, R., K. McLaren (1996). *A System of Demand Equations Satisfying Effectively Global Regularity Conditions*. In: *Review of Economics and Statistics* 78: 359-364

Cooper, R., K. McLaren (2006). *Demand Systems Based on Regular Ratio Indirect Utility Functions*. Paper presented at Econometric Society Australasian Meeting (2006). Verfügbar (2010): [https://editorialexpress.com/cgi-bin/conference/download.cgi?db\\_name=esam06&paper\\_id=101](https://editorialexpress.com/cgi-bin/conference/download.cgi?db_name=esam06&paper_id=101)

Copeland, B.R., M.S.Taylor (2009). *Trade, Tragedy, and the Commons*. In: *American Economic Review* 99(3):725-749.

Copes, P. (1970). *The Backward-Bending Supply Curve of the Fishing Industry*. In: *Scottish Journal of Political Economy*, 17, 69-77.

- Copes, P. (1972). Factor Rents, Sole Ownership and the Optimum Level of Fisheries Exploitation. In: *The Manchester School of Social and Economic Studies*, 40, 145-63.
- Costanza, L. Graumlich, and W. Steffen (Hrsg.). *Sustainability or Collapse? An Integrated History and future Of People on Earth*. MIT Press. Cambridge Ma.
- Costanza, R., C. Perrings, C.J. Cleaveland (Hrsg.) (1997). *The Development of Ecological Economics*. Cheltenham.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260
- Costello, C., S. Polasky (2008). Optimal harvesting of stochastic spatial resources. In: *Journal of Environmental Economics and Management* 58:1-18.
- Crawford, Ian A. and J. Peter Neary (2008), "Testing for a Reference Consumer in International Comparisons of Living Standards", *American Economic Review* 98(4): 1731-1732.
- Curtis, R., D. Squires (Hrsg.) (2007). *Fisheries Buybacks*. Blackwell, (2007).
- Daly, H.E., (1992). Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6(3)185-193.
- Daly, H.E., Cobb, J.B. (1991): *For a Common Good: Redirecting the Economy Towards Community, the Environment, and a Sustainable Future*
- Danzig, G.B. (1963). *Linear programming and extensions*, Princeton University Press.
- Dasgupta P., K.G. Mäler (2003): *The Economics of Non-Convex Ecosystems: Introduction*. In: *Environmental and Resource Economics* 26:499-525.
- De Boer, B., de Haan, M., Voogt, M. (1994): *What would net domestic product have been in an environmentally sustainable economy ?*, occasional paper, NA-067, Statistics Netherlands.
- De Groot R., Wilson M, and Boumans R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* (41): 393-408.
- De Haan (2004). *ACCOUNTING FOR GOODS AND FOR BADS MEASURING ENVIRONMENTAL PRESSURE IN A NATIONAL ACCOUNTS FRAMEWORK*. Statistics Netherlands
- De Haan, M., Keuning, S.J. (1996). Taking the Environment into Account: The NAMEA approach. In: *The Review of Income and Wealth* 42:131-148.

- De Haan, M., S.J. Keuning & P.R. Bosch (1994) Integrating indicators in a National Accounting Matrix including Environmental Accounts (NAMEA), National Accounts Occasional Papers, NA-60, Statistics Netherlands (Voorburg/Heerlen).
- De Haan, M., S.J. Keuning, P.R. Bosch (1993). Integrating indicators in a National Accounting Matrix Including Environmental Accounts (NAMEA): An Application to the Netherlands. National Accounts Occasional Paper Series, Na-060 Voorburg, The Netherlands Central Bureau of Statistics.
- Deaton, A. and J. Muellbauer (1980). An Almost Ideal Demand System In: The American Economic Review, Vol. 70(3): 312-326.
- Deaton, A. and J. Muellbauer (1992). Economics and Consumer Behavior, Cambridge.
- Deke, O. (2008): Environmental Policy Instruments for Conserving Global Biodiversity, Kieler Studien 339, Berlin Heidelberg.
- Devarajan, S. (1997). Can Computable General Equilibrium Models Shed Light on the Environmental Problems of Developing Countries ? In: Dasgupta, P. and Mäler, K. G. (Hrsg.) The Environment and Emerging Development Issues Vol. 1:140-160.
- Diao, X., (2008). Accelerating Africa's Food Production in Response to Rising Food Prices – Impacts and Requisite Actions. ReSAKSS Working Paper No. 3. Verfügbar (2011): [www.ifpri.org/publication/accelerating-africas-food-production-response-rising-food-prices](http://www.ifpri.org/publication/accelerating-africas-food-production-response-rising-food-prices).
- Dietz, S., E. Neumeyer (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA: concepts and measurement. In: Ecological Economics 61:617-626.
- Dietz, T, Ostrom, E & Stern, P. (2003). The Struggle to Govern the Commons. Science 302(5652),1907–12 (2003).
- Diewert, W .E., T.J. Wales 1988. Normalized Quadratic Systems of Consumer Demand Functions, Journal of Business and Economic Statistics, (6):303-312.
- Diewert, W. E. (1974). Applications of Duality Theory. In: M.D. Intriligator and D.A. Kendrick (Hrsg.) Frontiers of Quantitative Economics (2)106-171, Amsterdam: North-Holland.
- Diewert, W. E. (2009). The Normalized Quadratic Expenditure Function. Discussion Paper 09-04. Department of Economics, University of British Columbia.
- Diewert, W.E. (2011). INDEX NUMBER THEORY AND MEASUREMENT ECONOMICS Verfügbar (2011): <http://faculty.arts.ubc.ca/ediewert/580ch4.pdf>
- Diewert, W.E., (1976). Exact and superlative index numbers. In: Journal of Econometrics (4)114-145.



- Diewert, W.E., T.J. Wales (1987). Flexible Functional Forms and Global Curvature Conditions. In: *Econometrica*, (55) 43-68.
- Dinar, A., Albiac, J., Sanchez-Soriano, J. (2009) (Hrsg.). *Game Theory And Policymaking In Natural Resources And The Environment*. Routledge, London New York.
- Dinar, A., J.A. S. Farolfi, F. Patrone, K. Rowntree (2009). To negotiate or to game theorize: evaluating water allocation mechanisms in the Kat basin, South Africa, in: Dinar, A., Albiac, J., Sanchez-Soriano, J. (2009) (Hrsg.). *Game Theory And PolicyMaking In Natural Resources And The Environment*.
- Dirkse, S., M. Ferris (1995). The Path Solver: a non-monotone stabilization scheme for mixed complementarity problems. In: *Optimization Methods and Software* 5:123-156.
- Dirkx, E., Hager, C., Tadross, M., Bethune, S. & Curtis, B. (2008). *Vulnerability & Adaptation Assessment Namibia*. Desert Research Foundation of Namibia.
- Dissou, Y. (2005): "Cost-effectiveness of the Performance Standard System to Reduce CO2 Emissions in Canada: A General Equilibrium Analysis", *Resource and Energy Economics*, 27, pp. 187-207.
- Dixit, A.K., (1990). *Optimization in Economic Theory*. Oxford.
- DUFFY, R. (2006) The potential and pitfalls of global environmental governance: The politics of transfrontier conservation areas in Southern Africa In: *Political Geography* 25:89–112.
- Dulvy, N. K., Y. Sadovy, J.D. Reynolds (2003). Extinction vulnerability in marine populations. In: *Fish And Fisheries* 4(1):25-64.
- Easterlin, R.A. (2004). Diminishing Marginal Utility of Income? A Caveat. University of Southern California Law and Economics Working Paper Series. Working Paper 5. Verfügbar (2011): <http://law.bepress.com/usclwps/lewps/art5>
- Edwards, T.H., Hutton, J. P. (2001): "Allocation of Carbon Permits within a Country: A General Equilibrium Analysis of the United Kingdom", *Energy Economics*, 23, pp. 371-386.
- Eide, A., Manning P., S.I. Steinshamn (2003). Assessment of the economic benefits African countries received from their marine resources: three case studies. SNF Report No.05/03. Centre for Fisheries Economics, Bergen, Norway.
- Ekens, P. (2003). Identifying critical natural capital. In: *Ecological Economics* 44:277-292.
- Ekens, P., S. Simon, L. Deutsch, C. Folke, R. De Groot (2003). A framework for the practical application of the concept of critical natural capital and strong sustainability. In: *Ecological Economics* 44:165-185.

- Elago, P. (2002). TRAWLING AND LONGLINING IN THE NAMIBIANHAKE INDUSTRY. Master Thesis University of Tromsø, Norway.
- Engel, E. (1857) Die Productions- und Consumtionsverhältnisse des Königreichs Sachsens. In: Zeitschrift des statistischen Bureaus des Königlich Sächsischen Ministerium des Inneren. Nr. 8 und 9. 1857
- Esterlin, R.A. (2004). Diminishing Marginal Utility of Income? ACaveat. University of Southern California Law School Law and Economics Working Paper Series. Verfügbar (2011): <http://law.bepress.com/usclwps/lewps/art5>
- EU (2010). Sustainable de-growth: an alternative to sustainable development? Verfügbar (2011): <http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/209na3.pdf>
- European Communities (2008). The economics of ecosystems & biodiversity TEEB interim report. Verfügbar (2009): [http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report.pdf).
- Ewing, B., D. Moore, S. Goldfinger, A. Oursler, A. Reed, M. Wackernagel (2010). The Ecological Footprint Atlas 2010. Oakland: Global Footprint Network.
- Externalities. "International Journal of Game Theory", vol. 26 (3), pp. 379-401.
- Eyckmans, J., M. Finus (2004). An Almost Ideal Sharing Scheme for Coalition Games with Externalities. Verfügbar (2011): [www.feem.it/Feem/Pub/Publications/WPapers/default.htm](http://www.feem.it/Feem/Pub/Publications/WPapers/default.htm)
- FAO (1995), Code of Conduct for Responsible Fisheries. Verfügbar (2008): <http://www.fao.org/docrep/005/v9887e/v9887e00.htm>
- FAO (2003): Code of Conduct of Responsible Fisheries, FAO, Rome.
- FAO (2007). The State Of World Fisheries And Aquaculture (2006). Rome, FAO (2007).
- FAO (2010). The State of World Fisheries and Aquaculture (2010). Rome, FAO (2010).
- FAO Fisheries Glossery. Verfügbar (2011): <http://www.fao.org/fi/glossary/default.asp>
- Faße, A., U. Grote, E. Winter 2009. Value Chain Analysis - Methodologies in the Context of Environment and Trade Research. Diskussionspapiere Fachbereich Wirtschaftswissenschaften Universität Hannover No. 429. Hannover.
- Ferris, M.C., Munson, T.S. (2000). GAMS/PATH User Guide Version 4.3.
- Ferris, M.C., T.S. Munson, and D. Ralph. (2000). A homotopy method for mixedcomplementarity problems based on the PATH solver, in D.F. Griffiths and G.A. Watson(eds.), Numerical Analysis (1999), London: Chapman and Hall: 143-167.

- Finus, M., M.E. Saiz, E.M.T. Hendrix (2008). An empirical test of new developments in coalition theory for the design of international environmental agreements. In: *Environ. Dev. Econ.* 14, 117–137.
- Finus, M., P. Pintasilgo (2010). *International Environmental Agreements under Uncertainty: Does the Veil of Uncertainty Help?* Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers No.468. Verfügbar (2011): <http://www.bepress.com/feem/paper468>.
- Finus, M., P. Pintasilgo, M. Lindroos, G. Munro (2008). *Stability and Success of Regional Fisheries Management Organizations.* Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers Fondazione Eni Enrico Mattei No. 182. Verfügbar (2011): [www.bepress.com/feem/paper182](http://www.bepress.com/feem/paper182)
- Finus, M. (2001). *Game Theory and International Environmental Cooperation.* Cheltham.
- Fischer, G., K. Frohberg, M.A. Keyzer, and K.S. Parikh (1988). *Linked national models: A tool for international policy analysis,* Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Froese, R. and D. Pauly (Hrsg.) (2008). *FishBase,* <http://www.fishbase.org>.
- Gallant, A. R. (1981). On the bias in flexible functional forms and an essentially unbiased form: the Fourier flexible form. *Journal of Econometrics* 1(5), 211-245.
- Ganslandt, M., J. R. Markusen (2000). *Standards and Related Regulations in International Trade: A Modeling Approach,* NBER (2745)56.
- Georgescu-Roegen, N., (1975). Energy and economic myths. *The Southern Economic Journal* 41 (3), 347–381.
- Gill, P., W. Murrey, M.H. Wright (1981). *Practical Optimization.* London.
- Gilman, E.L., C.G. Lundin. *Minimizing Bycatch of Sensitive Species Groups in Marine Capture Fisheries: Lessons from Thuna Fisheries.* In: Grafton, Hilborn, Squires, Tait und Williams (Hrsg.) (2010):150-164.
- Ginsburgh, V., and M. Keyzer. *The structure of applied general equilibrium models.* Cambridge (Massachusetts) & London: The MIT press, 1997
- Global Footprint Network (2010). Verfügbar (2011): <http://www.footprintnetwork.org>
- Goldin, I., R. Kenneth (2006). *Globalization for Development: Trade, Finance, Aid, Migration, and Policy.* Washington, DC: World Bank.
- Golub, G.H., C.F. VanLoan (1990). *Matrix Computations,* 2.Edition, Johns Hopkins University Press Baltimore. Grafton, Hilborn, Squires, Tait und Williams (Hrsg.) 2010

- Gordon, H.S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. In: *J. Political Economy* 62:124-142.
- Gorman, W.M., (1981). Some Engel Curves. In: A. Deaton (Hrsg.) *Essays in Theory and Measurement of Consumer Behaviour in Honor of Sir Richard Stone*, Cambridge.
- Goulder, L. H. (1995), Environmental Taxation and the Double Dividend: A Readers' Guide, *International Tax and Public Finance* 2, 157-183.
- Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010). *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*. Oxford.
- Grafton, R.Q., T. Kompas, R. Hilburn. The economics of overexploitation revisited. In: *Science* 318:1681.
- GTZ (2011). Unterstützung der Landreform. Vgl. <http://www.gtz.de/de/weltweit/afrika/namibia/8370.htm>
- Hackett, S., M. Krachey, S. Brown,, D. Hankin (2005). Derby Fisheries, Individual Quotas, and Transition in the Fish Processing Industry. In: *Marine Resource Economics* 20: 47–60. Verfügbar (2011): <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/28286/1/20010047.pdf>
- Hagedorn, K. (2008). Particular requirements for institutional analysis in nature-related sectors, *European Review of Agricultural Economics* Vol 35(3) 357-384.
- Hagedorn, K. (2009). The Two Dimensions of Integration and Segregation in Institutional Analysis of Natural Resources, verfügbar unter: [www.esee2009.si/.../Hagedorn%20-%20The%20Two%20Dimensions.pdf](http://www.esee2009.si/.../Hagedorn%20-%20The%20Two%20Dimensions.pdf).
- Hannesson, R. (2004). *The Privatization of the Oceans*, Cambridge.
- Hannesson, R. (2010). Privatization of the Oceans. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (2010): 666-674.
- HANOCH, Giora (1975) 'Production and Demand Models with Direct or Indirect Implicit Additivity', *Econometrica*, Vol. 43, No.3 (May), pp. 395-420.
- Hansen, L.G., F. Jensen, U.S. Brandt, N. Vestergaard (2006). Illegal landings: An aggregate catch-self-reporting mechanism. In: *American Journal of Agricultural economics* 88(4):974-985.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. In: *Science* 162:1243-1248.
- Hartwick, J. (1977). Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. In: *The American Economic Review*, Vol. 67, No. 5 (Dec., 1977), pp. 972-974

- Hazell, P. R. Norton (1986). *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. New York: Macmillan Publishing Company.
- Healy, P.J. 2010. Equilibrium participation in public goods allocation. In *Rev. Econ. Design*.14:27-50. Springer.
- Helu, S., J. Anderson, D. Sampson (1999): *An Individual-Based Fishery Model And Assessing Fishery Stability*. In: *Natural Resource Modeling*, Vol.12 No.2.
- Hemmer, H.R. (1988). *Wirtschaftsprobleme der Entwicklungsländer*. 2. Auflage, München.
- Hempel, E., D. Russel, B. Mapfumo, L. Uahengo (2007). *Value addition – Assessment of Opportunities for increased Value Addition and Improved Marketing of Namibian Marine Fish Products*. INFOSA Consultancy Report. Windhoek.
- Hempel, E., D. Russell, B. Mapfumo, L. Uahengo (2007). *Value Addition – Assessment of Opportunities for Increased Value Addition and Improved Marketing of Namibian Marine Fish Products*, Windhoek.
- Hens, T., P. Pamini (2008). *Grundzüge der analytischen Mikroökonomie*. Berlin Heidelberg.
- Heymanns, J. U.R. Sumaila, V. Christensen (2009). Policy options for the northern Benguela ecosystem using a multispecies, multifleet ecosystem model. In: *Progress in Oceanography* 83 (2009) 417–425.
- Heymans, J., R. Sumaila, V. Christensen (2009). Policy options for the northern Benguela ecosystem using a multispecies, multifleet ecosystem model. In: *Progress in Oceanography* (83)417–425.
- Hicks, J.R. (1946), *Value and Capital: An Inquiry into Some Fundamental Principles of Economic Theory*, 2nd ed., Clarendon Press, Oxford.
- Hill, R.J. (2006). Superlative Index numbers: Not All of Them Are Super. *Journal of Econometrics*, 130:25-43.
- Hillberry, R., M. Anderson, E. J. Balistreri and A. Fox (2001). *The Determinants of Armington Taste Parameters in CGE Models, or why you love Canadian Vegetable Oil*, Working Paper No. (2001)-07-C, US International Trade Commission
- Hoel AH. An effective conservation tool? ecolabelling and fisheries. In Aasche F, editor. *Primary industries facing global markets. The supply chains and markets for Norwegian food and forest products*. Oslo: Universitetsforlaget; (2006). p. 347–73.
- Holden, S., Löfgren, B. Shiferaw (2000). *Economic Reforms and Soil Degradation in the Ethiopian Highlands: A Micro CGE Model with Transaction Costs*. IFPRI, Washington.

Holdren, J.P., G.C. Daily, P.R. Ehrlich (1995). The Meaning of Sustainability: Biogeophysical Aspects. Paper Distributed for the United Nations University by The World Bank Washington, D.C. Verfügbar (2011): [http://www.ufrgs.br/iph/Holdren\\_Daily\\_Ehrlich\\_The\\_meaning\\_of\\_sustainability\\_biogeophysical\\_aspects.pdf](http://www.ufrgs.br/iph/Holdren_Daily_Ehrlich_The_meaning_of_sustainability_biogeophysical_aspects.pdf)

Holub, H-W., H. Schnabl (1994). Input-Output-Rechnung. Oldenburg München.

Houthakker, H. S. (1957). An International Comparison of Household Expenditure Patterns Commemorating the Centenary of Engel's Law. *Econometrica*, 25: 532-551.

Hutton, T., U.R. Sumaila (2002). Natural Resource Accounting and South African Fisheries: A Bio-Economic Assessment of the west coast deep-sea Hake Fishery with reference to the optimal utilisation and management of the resource. CEEPA Discussion Paper Series. University of Pretoria.

Huylenbroeck, G. Van, A. Vuylsteke, W. Verbeke (2009). Public Good Markets: The Possible Role of Hybrid Governance Structures in Institutions for Sustainability. In: V. Beckmann und M. Padmanabhan (Eds.) *Institutions of Sustainability*, 175-191, Springer.

IISD, (2003): Labelling for Environmental Purposes: A review of the state of the debate in the World Trade Organization. Verfügbar (2010): [www.tradeknowledgenetwork.org/pdf/tkn\\_labelling.pdf](http://www.tradeknowledgenetwork.org/pdf/tkn_labelling.pdf)

Imhoff, M.L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R., Lawrence, W.T., (2004). Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429, 870–872.

Ithindi, A. (2003). Rent Capture in the Namibian Fisheries: The Case of Hake.

IUCN International Union for Conservation of Nature (2004). Securing protected Areas in the Face of Global Change issues and Strategies, verfügbar auf: <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2004-072.pdf>.

IUCN und UNEP (2003). United Nations list of Protected Areas. Gland. Vergleiche: [http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/pa\\_products/wcpa\\_categories/](http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/pa_products/wcpa_categories/)

Iyambo, A. (2006). Annual Address to the Fishing Industry and related stakeholders. Verfügbar (2007): [www.mfmr.gov.na](http://www.mfmr.gov.na)

J. Barnes, R. Saraiva, G. Mmopelwa, J. Mbaiwa, L. Magole & D. Wamunyima (2009). Okavango River Basin Transboundary Diagnostic Analysis: Socio-Economic Assessment Final report.

Jaffe, S. and S. Henson (2004): Standards and Agro-Food Exports from Developing Countries: Rebalancing the Debate, World Bank Policy Research Working Paper 3348, June (2004).

- Janisch, C. (2007). Background Assessment and Survey of Existing Initiatives Related to Eco-labelling in the African Region. Nairobi
- Janssen, M. A., E. Ostrom. (2006). Governing Social-Ecological Systems. In Handbook of Computational Economics: Agent-Based Computational Economics, vol. 2, ed. Leigh Tesfatsion and Kenneth L. Judd, 1465–1509. Amsterdam: North-Holland Imprint of Elsevier Publishers.
- Japp, D.W. (2007). MANAGEMENT OF HAKE LONGLINE EFFORT IN SOUTH AFRICA. Verfügbar unter (2011) [www.sadstia.co.za/downloads/Hake-Longline-Effort-Submission-Final.pdf](http://www.sadstia.co.za/downloads/Hake-Longline-Effort-Submission-Final.pdf)
- Jensen, F. (2008). Uncertainty and asymmetric information: An overview. In: Marine Policy 32:89-103.
- Jensen, F., N. Vestergaard (2007). Asymmetric information and uncertainty: The usefulness of lockbooks as a regulation measure. In: Ecological Economics 63:815-827.
- Jorgenson, D.W. and D.T. Slesnick 1987. "Aggregate Consumer Behavior and Household Equivalence Scales." Journal of Business and Economic Statistics 5: 219-232.
- Jorgenson, D.W. and D.T. Slesnick. (1984). "Aggregate Consumer Behavior and the Measurement of Inequality." Review of Economic Studies 51: 369-392.
- Jorgenson, D.W., L.J. Lau, and T.M. Stoker. (1980). "Welfare Comparisons Under Exact Aggregation." American Economic Review 70: 268-272.
- Kaitala, V., Lindroos, M., (2007). Game theoretic application to fisheries. In: Weintraub, A., Romero, C., Bjorndal, T., Epstein, R. (Eds.), Handbook of Operations Research on Natural Resources. Springer, pp. 201–216 (Chapter 11).
- Kerschner, C. (2010). Economic de-growth vs. steady-state economy. In: Journal of Cleaner Production 18:544-551.
- King, B. (2009). Conservation Geographies in Sub-Saharan Africa: The Politics of National Parks, Community Conservation and Peace Parks. In: Geography Compass 3:1-14.
- Kompas, T., Q. Grafton, P. Van Ha, N. Che, L. Chu (2010). Bioeconomic Modeling of Marine Reserves with Environmental Uncertainty. In. Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):659:666.
- Konüs, Alexander A. (1939). The Problem of the True Index of the Cost-of-Living. *Econometrica*, 7(1): 10-29. (English translation; first published in Russian in 1924).
- Kronbak, L., M. Lindroos (2007). Sharing Rules and Stability in Coalition Games with Externalities. In: Marine Resource Economics, Volume 22, pp. 137–154.

- Kronbak, L., M. Lindroos (2010). Strategic Behavior in Fisheries. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):556-562.
- Kronenberg, J. , K. Hubacek (2010). PES: Towards an Implementation Strategy: International Workshop 13-16.12.2010, International Academy for Nature Conservation, Isle of Vilm.
- Kuhn, H.W., A.W.Tucker (1951). Nonlinear Programming. In: Proceedings of the Second Berkley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, S.481-492. Berkley.
- Kurien, J. (2004). Responsible Fish Trade and Food Security. Rom.
- LaFrance, J.T., R.D. Pope (2006). FULL RANK RATIONAL DEMAND SYSTEMS. UNIVERSITY OF CALIFORNIA AT BERKELEY Working Paper No. (1021).
- LaFrance, J.T., R.D. Pope (2009). The Generalized Quadratic Expenditure System. In: Slottje, D. (Hrsg.) (2009). Contributions to Economic Analysis: Quantifying Consumer Preferences, New York.
- Lange, G., Schade, K., Ashipala, J. & Haimbodi, N. (2004). A social accounting matrix for Namibia (2002): a tool for analyzing economic growth, income distribution and poverty. NEPRU Working Paper 97 Namibia Economic Policy Research Unit, Windhoek, Namibia.47pp
- Lange, G.-M. (2003). The value of Namibia's commercial fisheries. Directorate of Environmental Affairs, Ministry of Environment and Tourism, DEA RESEARCH DISCUSSION PAPER Number 55, Windhoek.
- Lange, G.M. (2004). The Economic Value of Fish Stocks and the Wealth of Namibia. In:
- Lange, G-M. (2004). The Economic value of fish stocks and the national wealth of Namibia. In: Sumaila, U.R., D. Boyer, M. Skogen und S.I. Steinshamn (Hrsg.) (2004).
- Lange,G., R.Hassan (2006), The Economics of Water Management in Southern Africa: Cheltenham UK.
- Latouche, S., (2007). Sustainable consumption in a de-growth perspective. In: Zaccai, E.(Hrsg.) Sustainable consumption, Ecology and Fair Trade. Routledge, London, S. 178–185.
- Lawsy, S.B. (2011). On the Edge: Declining Marginal Utility and Tax Policy. In: Minnesota Law Review 95(3):904-952.
- Layard, R., G. Mayraz, S.J. Nickell (2008). The marginal utility of income - revised version – SOEPpapers on Multidisciplinary Panel Data Research 50, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung DIW, Berlin. Verfügbar (2011): SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1096202>



- Layard, R., S. Nickell, G. Mayraz (2008). The marginal utility of income. In: *Journal of Public Economics* Vol. 92:1846–1857
- Leiman, A., T. Harris (2009). The Design, Compilation, and Interpretation of Satellite Accounts for South Africa's Fisheries Some Critical Thoughts. *Environment for Development Discussion Paper Series EfD DP 09-04*.
- Lewbel, A. (1987). Fractional demand systems, In: *Journal of Econometrics* 36, 311-37
- Lewbel, A. (1989). A Demand System Rank Theorem. In: *Econometrica* 57: 701-705.
- Lewbel, A. (2006). ENGEL CURVES Entry for *The New Palgrave Dictionary of Economics*, 2nd edition. Verfügbar (2011): <https://www2.bc.edu/~lewbel/palengel.pdf>
- Lewbel, A. and K. Pendakur (2007). Tricks with hicks: The EASI implicit Marshallian demand system for unobserved heterogeneity and flexible Engel curves, Mimeo.
- Lewbel, A., (1990). Full Rank Demand Systems. In: *International Economic Review*, 31: 289-300.
- Lewbel, A., (2003). A Rational Rank Four Demand System In: *Journal of Applied Econometrics*, 18:127-135.
- Libanda, B., J.N. Blignaut (2008). Tourism's Local Benefit for Namibia's Community Based Natural Resource Management Areas. In: *International Journal of Ecological Economics & Statistics* 10(8):40-52.
- Liebenberg, P.J. (2009). TECHNICAL REPORT ON IRRIGATION DEVELOPMENT IN THE NAMIBIA SECTION OF THE OKAVANGO RIVER BASIN.
- Löfgren, H., R. Lee Harris and S. Robinson, M. Thomas, M. El-Said (2001), A Standard Computable General Equilibrium (CGE) Model in GAMS. TDM Discussion Paper No. 75, International Food Policy Institute, Washington D.C.
- Löfgren, H., S. Robinson (1997). The Mixed-Complementarity Approach to Specifying Agricultural Supply in Computable General Equilibrium Models. IFPRI Discussion Paper TMD No. 20. Verfügbar (2011): <http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/tmdp20.pdf>
- Loft, L. (2009). *Erhalt und Finanzierung biologischer Vielfalt*. Schriftenreihe Natur und Recht 12. Springer Heidelberg.
- MacGregor, J., C. Palmer and J.I. Barnes. (2007). Forest resources and rural livelihoods in the north-central regions of Namibia. *Environmental Economics Programme Discussion Paper 07-01*. International Institute for Environment and Development, London.

Macinko, S., D.W. Bromley (2002). *Who Owns America's Fisheries?* Washington, D.C.: Island Press.

Manning, P. (2000). *Review of the Distributive Aspects of Namibia's Fisheries Policy.* NEPRU Research Report No. 21, Windhoek.

Marshall, G.R. (2008). Nesting, subsidiarity, and community-based environmental governance beyond the local level. In *International Journal of the Commons*, Vol. 2, Nr.1 75-97, verfügbar auf: <http://www.thecommonsjournal.org>.

Martínez-Alier, J., (2009). Socially sustainable economic de-growth. In: *Development and Change* 40 (6), (1099)–1119.

Martínez-Alier, J., Pascual, U., Vivien, F-D. & Zaccai, E. (2010). Sustainable de-growth: Mapping the context, criticisms and future prospects of an emergent paradigm. In: *Ecological Economics*. 69:1741-1747.

Martins, P.A.R. (2002). *MANAGEMENT OF A NEW FLEET FOR EXPANSION OF FISHERIES IN THE CAPE VERDE ISLANDS: FEASIBILITY STUDY.* UNU Fisheries Training Programme, United Nations University, PO Box (1390), Skulagata 4 120 Reykjavik, Iceland.

Maskin, E. (2003). *Bargaining, Coalitions, and Externalities.* Presidential address to the Econometric Society. Verfügbar (2010): <http://wwwdev.wzb.eu/mp/conf/pastConfs/io04/papers/maskin.pdf>.

Mathiesen, L. (1985). Computation of Economic Equilibrium by a Sequence of Linear Complementarity Problems. In A. Manne (Hrg.): *Economic Equilibrium - Model Formulation and Solution*, (1985), *Mathematical Programming Study* 23:144-162.

MAWF (2006). *TECHNICAL SUMMARY OF WATER ACCOUNTS.* Prepared by Department of Water Affairs and Forestry. Windhoek.

Mayumi, K., J.M. Gowdy (Hrsg.). *Bioeconomics and Sustainability: Essays in Honor of Nicholas Georgescu-Roegen.* Edward Elgar, Cheltenham (1999).

McCarthy Sadoulet, Janvry (2001).

McDaniel, C. A. and E. J. Balistreri (2002). *A Discussion on Armington Trade Substitution Elasticities.* Working Paper No. (2002)-0I-A, US International Trade Commission

McLaren, K.R. and K.K.G. Wong. (2007). *Effective Global Regularity and Empirical Modeling of Direct, Inverse, and Mixed Demand Systems.* Australasian Meeting of the Econometric Society, Brisbane, Queensland, Australia.

McLaren, K.R., K.K.G. Wong (2008). The Benefit Function Approach to Modeling Price-Dependent Demand Systems: An Application of Duality Theory. Verfügbar (2010): <http://www.buseco.monash.edu.au/depts/ebs/pubs/wpapers/>

McLaren, K., G. Wong (2009). Effective Global Regularity and Empirical Modeling of Direct, Inverse and Mixed Demand Systems. In: Canadian Journal of Economics, 42(2)749-770.

Melber, H. (2006). Breeding fat cats: affirmative action, black economic empowerment, and Namibia's post-colonial elite formation. Copenhagen, Denmark: Danish Institute for International Studies.

MET (2003). A Marine State of Environment Report (SOER): Namibia's Marine Environment. Verfügbar (2008): [www.met.gov.na/programmes/marinesoer.htm](http://www.met.gov.na/programmes/marinesoer.htm)

MET (2007). Namibia: Land use planning and environmental sustainability Contributions to an analytical framework for sustainable land management. DEA RESEARCH DISCUSSION PAPER Number 76, Windhoek.

MET (2010). State of Protected Areas in Namibia A review of progress and challenges (2010) State of Protected Areas in Namibia: A Review of Progress and Challenges

Metuzals, K., R. Baird, T. Pitcher, U. Sumaila, P. Ganapathiraju (2010). One Fish, IUU, and No Fish: Unreported Fishing Worldwide. In: Grafton, Hilborn, Squires, Tait und Williams (Hrsg.) (2010):165-181.

Meyn, M. (2005). "Namibianisation", Exports and Domestic Value Addition in the Namibian Fishing Industry. Chances and Risks of Including Fisheries into a Free Trade Agreement with the EU. NEPRU RESEARCH REPORT NO. 33, Windhoek.

MFMR (2003-2007). Annual Report diverse Jahrgänge. Verfügbar: <http://www.mfmr.gov.na/>

Milana, C. (2005). The Theory of Exact and Superlative Index Numbers Revisited. Working paper no. 3, EU KLEMS Project. Verfügbar (2010): <http://www.euklems.net/publications>.

Milana, C. (2009). Solving the Index-Number Problem in a Historical Perspective. Paper prepared for the EUKLEMS project funded by the European Commission, Research Directorate General as part of the 6th Framework Programme.

Millennium Challenge Account Namibia MCA (2006). Office of the President, Windhoek.

Millennium Ecosystem Assessment MA (2005): Ecosystems and Human Well-Being Biodiversity Synthesis Verfügbar (2011) [www.maweb.org/documents/document.354.aspx.pdf](http://www.maweb.org/documents/document.354.aspx.pdf)> Stand 26.9,2010, Washington DC.

- Mmpelwa, G., J.N. Blignaut (2009). Direct Use Values Of Selected Vegetation Resources In The Okavango Delta Wetland. In SAJEMS NS 12 No.2:242-255
- Mtcalfe, S. T., Kepe (2008). "Your Elephant on Our Land" The struggle to Manage Wildlife Mobility on Zambian Communal Land in the Kavango-Zambezi Transfrontier Conservation Area. In: Journal of Environment & Development 17(2):99-117.
- Munro, G. (2009). Game theory and the development of resource management policy: the case of international fisheries. In: Environment and Development Economics 14(1) 7-27.
- Munro, G. (2010). The (1982) U.N. Convention on the Law of the Sea and Beyond: The Next 25 Years. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):646-658.
- Munro, G.R. (1979). The optimal management of transboundary renewable resources. In: Can. J. Econ. 12 (3), 355-376.
- Munro, G.R. (2009). Game theory and the development of resource management policy: the case of international fisheries. In: A. Dinar, J. Albiac, J. Sanchez-Soriano (Hrsg.) (2009). Game Theory and Policymaking in Natural Resources and the Environment. London New York.
- Munro, G.R. The Efficiency of Rights Based Fisheries Management Schemes and the Quest for Resiliency: An Overview. Conference on Efficient Fisheries Management: Fishing Rights and Flexibility Reykjavik, Iceland August (2009).
- Munro, G.R., A. Van Houtte, R. Willmann (2004). The Conservation and Management of shared Fish Stock: Legal and Economic Aspects, FAO Fisheries Technical Paper No. 465, Rome.
- Munthali, S. (2007). Transfrontier conservation areas: Integrating biodiversity and poverty alleviation in Southern Africa. In: Natural Resource Forum 31:51-60. Blackwell, Oxford.
- Mwangi, E., E. Ostrom (2009). A Century of Institutions and Ecology in East Africa's Rangelands: Linking Institutional Robustness with Ecological Resilience of Kenya's Maasailand. In: V. Beckmann und M. Padmanabhan (Eds.) Institutions of Sustainability, 109-126, Springer.
- Mwikya, M. (2007). GLOBALISED OUT? - A CASE FOR FISH TRADE IN DEVELOPING COUNTRIES. Paper presented at the Workshop on Opportunities and Challenges of Fisheries Globalisation, 16-17 April (2007), TRADE AND AGRICULTURE DIRECTORATE FISHERIES COMMITTEE OECD, Paris.
- Mwikya, S. (2007). Globalised Out? – A Case for Fish Trade in Developing Countries, Paper presented at the OECD workshop on Opportunities and Challenges of Fisheries Globalisation.

Myers, R., B. Worm (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities In: Nature vol. 423, pp. 280-283.

Naber, H., G-M. Lange, M. Haziolos (2008). VALUATION OF MARINE ECOSYSTEM SERVICES: A GAP ANALYSIS.

Namibia (1990). Constitution of the Republic of Namibia, Government of the Republic of Namibia. Verfügbar (2008): [www.orusovo.com/namcon/](http://www.orusovo.com/namcon/)

Namibia (2000). Marine Ressource Act. Verfügbar (2011): <http://www.lexadin.nl/wlg/legis/nofr/oeur/arch/nam/MarineAct2000.pdf>

Namibia 2004. Namibia Vision 2030. Policy Framework for Long-term National Development. Office of the President Windhoek.

NASCO Namibian Association of Community Based Natural Resource Management (CBNRM) Support Organisations. Dokumente verfügbar: <http://www.nacso.org.na/index.php>

Nash, J.F. (1951). Noncooperativ games. In: Annals of Mathematics 54:289-295.

Nash, J.F. (1953): Two-Person cooperative games. In: Econometrica 21:128-140.

Neumann, M. (1982). Theoretische Volkswirtschaftslehre, Vahlen München.

Neumann, R. P. (2004). Moral and discursive geographies in the war for biodiversity in Africa. In: Political geography 23:813-837.

Nichols, P. (2004). Marine fisheries management in Namibia: Has it worked? In: Sumaila, U.R., D. Boyer, M. Skogen und S.I. Steinshamn (Hrsg.) (2004).

Nicholson, C.F., P. M. Bishop (2004). US Dairy Product Trade: Modeling Approaches and the Impact of New Product Formulations. Final Report for NRI Grant # (2001)-35400-10249, Wellington, New Zealand

Nielsen, M. (2004). Linkages between Seafood Markets, Fisheries Management and Trade Liberalisation: Theory and Applications Danish Research Institute of Food Economics, The Royal Veterinary and Agricultural University. Institute for Environmental and Business Economics, University of Southern Denmark.

NNF (2005). Strengthening the System of National Protected Areas Project, Namibia. Report by C. Brown S. Canney, R. Martin, P. Tarr. Windhoek.

NNF (2010). A Preliminary Economic Assessment of the Contribution of Fishing Lodges in the Caprivi Region to the Local Economy. For submission to the Ministry of Fisheries and Marine Resources, Windhoek.

NNF, USAID (2010). LAND USE PLANNING FRAMEWORK FOR THE KAVANGO REGION OF NAMIBIA WITHIN THE OKAVANGO RIVER BASIN. Windhoek.

Nordhaus, W.D., J. Tobin (1973). Is growth obsolete? In: M. Moss (Hrg.) The Measurement of Economic and Social Performance 1-88. New York.

Norton, R.D., L.S. Solis (Hrsg.) (1983). The Book of Chak Programming Studies for Mexican Agriculture. World Bank Research Publication, Washington D.C.

NPC (2004). PRELIMINARY REPORT Namibia Household Income & Expenditure Survey (2003)/2004 , Central Bureau of Statistics, National Planning Commission Windhoek.

Oceanic Development 2007. SPECIFIC CONVENTION N°3: RULES OF ORIGIN IN PREFERENTIAL TRADE ARRANGEMENTS NEW RULES FOR THE FISHERY SECTOR. CONTRAT CADRE FISH/2006/20. Concarneau, France.

Odum, H.T., Odum, E.C., (2006). The prosperous way down. In: Energy 31, 21–32.

OECD (2004): Handbook of market creation for biodiversity: Issues in implementation. Paris.

OECD (2010). Paying for Biodiversity. Enhancing The Cost-Effectiveness Of Payments For Ecosystem Services.

Ostrom, E. (1990). Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action, Cambridge.

Ostrom, E. (2000). Collective Action and the Evolution of Social Norms. In: The Journal of Economic Perspectives 14(3)137-158.

Oulton, N. (2010a). The Wealth and Poverty of Nations: True PPPs for 141 countries. Mimeo, Centre for Economic Performance, The London School of Economics and Political Performance, London.

Oulton, N. (2010b). How to Measure Living Standards and Productivity, CEP Discussion Paper No 949, Centre for Economic Performance, The London School of Economics and Political Performance, London

Panagariya, A. and R. Duttagupta (2001). The ‘gains’ from preferential trade liberalization in the CGEs: Where from do they come from In: S. Lahiri (Hrg.), Regionalism and Globalization: Theory and Practice, London, Routledge.

Pauly, D., (2006). Major trends in small-scale marine fisheries, with emphasis on developing countries, and some implications for social science, in: Marine Studies 4(2): 7-22.

Pearce, D.W., Atkinson, G.D. (1993): Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability, in: *Ecological Economics* 8, pp. 103-108.

Pearce, D.W., R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. London

Pecquerie, L., P. Freon, J. C. Coetzee, R.W. Leslie, M.H. Griffiths (2004). Distribution patterns of key fish species of the southern Benguela ecosystem : an approach combining fishery-dependent and fishery-independent data. In: *African Journal of Marine Science* 26(115-139).

Perman, R., M. Yue, J. McGilvray, M. Commons (2003). *Natural Resource and Environmental Economics*. Third Edition. London.

Perrings, C. (2005). The conservation and sustainable use of marine biological diversity beyond areas of national jurisdiction: the economic problem. Verfügbar (2011): [www.public.asu.edu/~cperring/Perrings,%20Marine%20Biodiversity%20%282005%29.pdf](http://www.public.asu.edu/~cperring/Perrings,%20Marine%20Biodiversity%20%282005%29.pdf)

Pinkerton, E., & Edwards, D. (2009). The elephant in the room: the hidden costs of leasing individual transferable fishing quotas. *Marine Policy*, 33, 707-713.

Plagányi, É.E., R.A. Rademeyer, D.S. Butterworth, C.L. Cunningham, and S.J. Johnston. (2007). "Making Management Procedures Operational: Innovations Implemented in South Africa," *ICES Journal of Marine Science* 64: 626–32.

Ponte, S., L van Sittert (2006). *The chimera of redistribution: 'Black economic Empowerment' (BEE) in the South African fishing industry*. Copenhagen, Denmark: Danish Institute for International Studies.

Poteete, A.R., M.A. Janssen, E. Ostrom (2010). *Working Together. Collective Action, the Commons, and Multiple Methods in Practice*. Princteon and Oxford.

Powel A., K. McLaren, K.R. Pearson, M.T. Rimmer (2002). *Cobb-Douglas Utility – Eventually!* Monash University Working Paper 12/2002.

Punt, A.E. (1993). Assessment of the stocks of Cape hake off South Africa. In: *South African Journal of Marine Science* 13.

PURVIS, J. (2002) *Fish and Livelihoods: Fisheries on the Eastern Floodplains, Caprivi (Windhoek, Namibia: Directorate of Environmental Affairs, Ministry of Environment and Tourism MET)*

Rawls, J. (1971). *The theory of justice*. Harvard und Cambridge MA.

Reid, H., Sahlén, L., Stage, J. & MacGregor, J. (2007). The economic impact of climate change in Namibia: how climate change will affect the contribution on Namibia's natural resources to its economy. Environmental Economics Programme Discussion Paper 07-02. London: International Institute for Environment and Development

Rieckmann, J.P. (2008). Two Dynamic Export Sectors (Diamonds, Tourism) in Namibia and Botswana: Comparison of Development Strategies. In: A. Knorr, A. Lemper, A. Sell, K. Wohlmuth (Hrsg.) Berichte aus dem Weltwirtschaftlichen Colloquium der Universität Bremen Nr. 112.

Roe, D., F. Nelson, C. Sandbrook (2009). Community management of natural resources in Africa Impacts, experiences and future directions. International Institute for Environment and Development (IIED) Publication. Verfügbar (2011): [www.iied.org](http://www.iied.org)

Roheim, C. (2004). Trade Liberalization in Fish Products: Impacts on Sustainability of International Markets and Fish Resources. In: Global Agricultural Trade and Developing Countries, A. Aksoy und J. Beghin (Hrsg.), The World Bank, Washington, DC: 275-295.

Rotherham, T. (2006). The Trade and Environmental Effects of Ecolabels: Assessment and Response. Study prepared for UNEP by IISD.

Round, J. (2003). Constructing SAMs for Development Policy Analysis: Lessons Learned and Challenges Ahead. In: Economic Systems Research, Vol. 15, No. 2, June 2003

Rude, J. and K. Meilke (2004). Developing Policy Relevant Agrifood Models. Journal of Agricultural and Applied Economics 36(2): 369-82.

Russel, D. (2009). Certification of the hake industry in Namibia. Verfügbar (2011): <http://www.unep.ch/etb/areas/fisheries%20country%20projects/south%20africa/Certification%20of%20the%20hake%20industry%20in%20Namibia.pdf>

Rutherford, T. F. (1995). Extensions of GAMS for Complementarity Problems Arising in Applied Economics. In: Journal of Economic Dynamics and Control, 19, (1299)-1324.

Rutherford, T., (1999). Applied General Equilibrium Modelling with MPSGE as a GAMS subsystem: an overview of the modeling framework and syntax. Computational Economics, 14, 1-46.

Ryan, D.L. and T.J. Wales (1999). Flexible and Semiflexible Consumer Demands with Quadratic Engel Curves. The Review of Economics and Statistics, 81(2): 277-287.

Ryan, D.L., T.J. Wales (1996). A Simple Method for Imposing Local Curvature in Some Flexible Consumer Demand Systems. Discussion Paper 96-25, Department of Economics The University Of British Columbia, Vancouver, Canada.

Sachs, L. (1992). Angewandte Statistik. 7. Auflage, Springer Berlin New York.



- Sanchirico, J.N., J. E: Wilen (2007). Global marine fisheries resources: status and prospects. In: *Int. J. Global Environmental Issues* 7 (2)106-118.
- Satia, B.P., A. M. Jallow (2010). West African coastal capture Fisheries. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):258-273.
- Sauer, W.H.H., T. Hecht, P.J. Britz, P.J., Mather D. (Hrsg.) (2003). *An Economic and Sectoral Study of the South African Fishing Industry Volume 2. Fishery profiles.* Verfügbar (2011): [www.envirofishafrica.co.za/uploads/files/Vol2An%20Economic%20and%20Sectoral%20Study%20of%20the%20South%20African%20Fishing%20Industry-Fishery%20profiles.pdf](http://www.envirofishafrica.co.za/uploads/files/Vol2An%20Economic%20and%20Sectoral%20Study%20of%20the%20South%20African%20Fishing%20Industry-Fishery%20profiles.pdf)
- Schaefer, M.B. (1957). Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. In: *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 14:669-681.
- Scherzer, J., J. Sinner (2006). *Resource Rent: Have you paid any lately?* Ecological Research Report No. 8, Ecological Foundation. Verfügbar (2009): [www.ecologic.org.nz](http://www.ecologic.org.nz).
- Schiff, M., and L.A. Winters (2003). *Regional Integration and Development.* Washington D.C., The World Bank.
- SCHLAGER, E. & OSTROM, E. .Property-Rights Regimes and Natural Resources:A Conceptual Analysis. *Land Economics* 68(3), (1992): 249-262.
- Schneider, F., G. Kallis, J. Martinez-Allier (2010). Crisis or opportunit? Degrowth for social equity and ecological sustainability. In: *Journal of Cleaner Production* 18:511-518.
- Schotter, A. (2009). *Microeconomics A Modern Approach,* South-Western Mason.
- Seara T., C. Roheim (2009). *The market for certified wood products: What can the seafood sector learn from the applied research?* Report to the URI Sustainable Seafood Initiative.
- Segerson, K. (2010). *Can Voluntary Programs Reduce Sea Turtle Bycatch? Insides from the Literature in environmental Economics.* In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):618-629.
- Seijo, J., O. Defeo, S. Salas (1998): *Fisheries bioeconomics: Theory, modelling and management,* FAO Fisheries Technical Paper No.368, Rome. Verfügbar (2010) [www.fao.org/DOCREP/003/W6914E/W6914E00.HTM](http://www.fao.org/DOCREP/003/W6914E/W6914E00.HTM)
- Shoven, J., Whalley, J., (1992). *Applying General Equilibrium.* Cambridge University Press, Cambridge.

Slottje, D. (Hrsg.) (2009). *Contributions to Economic Analysis: Quantifying Consumer Preferences*, New York.

Solow, R. (1986), "On The Intergenerational Allocation of Natural Resources", *Scandinavian Journal of Economics*, 88 (1), pp. 141-149.

Squires, D., T. Groves, R. Grafton, R. Curtis, J. Joseph, R. Allen (2010). *Fisheries Buybacks*. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):507-519.

Srinivasan, U. T., Cheung, W. W. L., Watson, R., & Sumaila, U. R. (2010). Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*, 12(3), 183-200.

Stiglitz, J., Sen Fitoussi (2009). Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Verfügbar (2011): [www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport\\_anglais.pdf](http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_anglais.pdf).

Stone, R. (1954). Linear expenditure systems and demand analysis: an application to the pattern of British demand. In: *The Economic Journal* Vol. 64(255) 511-27.

Stoneham, G., Lansdell, N., Cole, A., & Strappazon, L. (2005). Reforming resource rent policy: an information economics perspective. *Marine Policy*, 29, 331-338.

Sumaila, R. (2000). Fish as a Vehicle for Economic Development in Namibia, in: *Forum for Development Studies* 2, 295-315.

Sumaila, U. R., A. Khan, A. J. Dyck, R. Watson, G. R. Munro, P. Tydemers, D. Pauly, (2009). A Bottom-up Re-estimation of global fisheries subsidies, Fisheries Centre University of British Columbia Discussion Paper (2009)-11.

Sumaila, U.R. (2010). A Cautionary Note on Individual Transferable Quotas. In: *Ecology and Society* 15(3):36

Sumaila, U.R., A. D. Marsden (2008). FAO/World Bank rent drain study—case study of the Namibian hake fishery. Report to the World Bank Environment Department.

Sumaila, U.R., C. Walters (2005). Intergenerational discounting: a new intuitive approach. In: *Ecological Economics* 52:135– 142.

Sumaila, U.R., D. Boyer, M. Skogen und S.I. Steinshamn (Hrsg.) (2004). *Namibia's Fisheries: Ecological, Economic and Social Aspects*. Delft.

Swallow, B., R. Meinzen-Dick (2009). Payments for Ecosystem Services: Interactions with Property Rights and Collective Action. In: Beckmann, V., M. Padmanabhan (Hrsg.) (2009):243-266.

Takayama, A. (1985). *Mathematical Economics*, Cambridge.

Taylor, Adelman I. (2006). *Village*

Taylor, J.E., I. Adelman (1996). Second Edition. *The Design, Estimation, and Use of Villagewide Economic Models*. Cambridge.

TEEB for Business (2009). Verfügbar (2011): <http://teebweb.org>.

TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2008). Verfügbar (2011): <http://teebweb.org>.

Tesfatsion, L., K. Judd (2006). *Handbook of Computational Economics*. Vol. 2 *Agent-Based Computational Economics*. Elsevier.

Tietenberg, T. (2002). *The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have We Learned?* Fondazione Eni Enrico Mattei Working Paper 36.2002.

Tietenberg, T., L. Lewis (2009). *Environmental Economics & Policy*. 6. Auflage.

Tietze, U., R. Lasch (2005). *Economic performance and fishing efficiency of marine capture fisheries*. FAO Technical Paper 482. Rome.

Torvik, R. (2009). *Why do some resource-abundant countries succeed while others do not?* In: *Oxford Review of Economic Policy*, Volume 25, Number 2, (2009), pp.241–256.

Turpie, J., Barnes J., Lange, G-M. & Martin, R. (2009). *The economic value of Namibia's protected area system and case for increased investment*. Ministry of Environment and Tourism, Windhoek, Namibia. 65pp.

Turpie, J., G. Midgley, C. Brown, J. Barnes, J. Pallett, P. Desmet, J. Tarr, P. Tarr (2010). *Climate Change Vulnerability and Adaptation Assessment for Namibia's Biodiversity and Protected Area System*,

Turpie, J., Lange, G-M., Martin, R., Davies, R. & Barnes J. (2004). *Economic value and financing of Namibia's protected areas*. Ministry of Environment and Tourism, Windhoek, Namibia. 108pp.

Turpie, J.K., Marais, C. & Blignaut, J. (2008). *Evolution of a Payments for Ecosystem Services mechanism addressing both poverty and ecosystem service delivery in South Africa*. *Ecological Economics* 65:788-798

Turvey, R. (2004). *What a Consumer Price Index Can't Do*. In: *World Economics* Vol. 5(3)37 – 42.

Tweddle (2009). INTEGRATED MANAGEMENT OF ZAMBEZI / CHOBE RIVER SYSTEM -TRANSBOUNDARY FISHERY RESOURCE, NAMIBIA / ZAMBIA / BOTSWANA

UN (1982) UN Convention on the Law of the Sea UNCLOS

UN (1995). United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks: Agreement: Doc. A/Conf./164/37.

UN (2008). System of Environmental-Economic Accounting for Water Final Draft. Verfügbar unter (2011):  
<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/SEEAWDraftManual.pdf>

UN (2008). The Millennium Development Goals Report (2008). Verfügbar (2011):  
<http://www.un.org/millenniumgoals/pdf/The%20Millennium%20Development%20Goals%20Report%202008.pdf>

UN (o. J.) System of Environmental-Economic Accounting for Water Final Draft. Verfügbar (2011): <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/SEEAWDraftManual.pdf>

UN und FAO (2004). Handbook of National Accounting Integrated Environmental and Economic Accounting for Fisheries Final. Studies in Methods Handbook of National Accounting. Series F, No.97 (ST/ESA/STAT/SER.F/97)

UN, CEC, IMF, OECD, WB (2003). Handbook of National Accounting Integrated Environmental and Economic Accounting (2003). Washington, Brussels/Luxembourg, Paris, New York.

UNDP (2009) Human Development Report. Overcoming barriers:Human mobility and development Published for the United Nations Development Programme (UNDP). Verfügbar (2011): <http://hdr.undp.org>

UNEP (2004) The Trade and Environmental Effects of Ecolabels: Assessment and Response. Genf.

UNEP (2005). Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-being: Synthesis Report. UNEP: Nairobi

UNEP (2007). Structure and Functions of the African Eco-Labeling Mechanism. Nairobi.

UNEP (2011). Fisheries Investing in Natural Capital. Verfügbar (2011):  
[www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/GER\\_3\\_Fisheries.pdf](http://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/GER_3_Fisheries.pdf)

UNEP (o .J). Approaches to the Domestication of Biodiversity Conventions in Africa. Verfügbar (2011): <http://www.unep.org/padelia/publications/handbook52.htm>

- UNEP WCMC (2007). Biodiversity and Poverty Reduction; The importance of biodiversity for ecosystem services, verfügbar auf: <http://www.unep-wcmc.org>.
- UNWTO (2010). Tourism and Biodiversity Achieving Common Goals Towards Sustainability. Madrid.
- Van der Waal B., Clinton J. Hay and Tor F. Næsje Integrated Management of the Zambezi/ Chobe River System Fishery Resource Project A joint project between the Ministry of Fisheries and Marine Resources, World Wildlife Fund (WWF) and Namibia Nature Foundation (NNF)
- Varian, H. (1984). Microeconomic Analysis. Second Edition, New York London.
- Varian, H. (2006). Revealed Preferences. In: M. Szebenberg, L. Ramrattan, . Gottesmann (Hrsg.) Samuelsonian Economics And The Twenty-First Century. Oxford.
- Vedeld, A. Angelsen, E. Sjaastad, G. Berg
- Vedeld, P., A. Angelsen, E. Sjaastad, G. Berg (2004). Counting on the environment: Forest incomes and the rural poor. Environment Department Papers No. 98. The World Bank, Washington DC.
- Vestergaard, N. (2010). Principal-Agent Problems in Fisheries. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):563-571.
- Viswanathan, K and R. Gardiner, Ecolabelling and Fisheries Management, The WorldFishCenter, Malaysia, (2004).
- Vivien, F.D. (1997). Bioeconomic Conceptions. In Faucheux, S., M. O'Connor, J. van der Straaten (Hrsg.). Sustainable development: concepts, rationalities, and strategies. Springer
- Vivien, F.-D., (2008). Sustainable development: an overview of economic proposals. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society 1 (2) <http://sapiens.revues.org/index227.html#text>.
- Von der Lippe, Peter (2007), Index Theory and Price Statistics, Peter Lang, Frankfurt am Main, Germany.
- Von Dürkheim, K. (2010). Overview Report pertaining to the Okavango Basin and the Upper Zambezi Basin. Prepared for Conservation International.
- Walters, C.J., S.J.D. Martell (2004). Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press.
- Ward, T., B. Phillips (2010). Seafood Ecolabeling. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):608-617

WCED (1987) Brundtland Report, World Commission on Environment and Development. Our Common Future.

Williamson, O. (2000). The New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead. In: Journal of Economic Literature 38:595–613.

Willmann, R., K. Kelleher (2010). Economic Trends in Global Marine Fisheries. In: Grafton, R.Q., R. Hilborn, D. Squires, M. Tait, M. Williams (Hrsg.) (2010):20-42.

Winter, E. and K. Froberg (2005). Properties of Flexible Functional Forms for Modelling Bilateral Export Supply and Import Demand in Multi-Country Agri-Food Models, Paper presented at the 11th congress of the EAAE, Copenhagen, Denmark held August 24-27, 2005

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen WBGU (2009), Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung, verfügbar auf: <http://www.wbgu.de/>.

Wöhe, G. (1986). Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 16. Überarbeitete Auflage, München.

Wood, P.J. (2010). Climate Change and Game Theory: a Mathematical Survey, CCEP working paper 2.10, Centre for Climate Economics & Policy, Crawford School of Economics and Government, The Australian National University, Canberra.

World Bank (2004). Saving Fish and Fishers - Towards Sustainable and Equitable Governance of the Global Fishing Sector, Report (2909)0 - GLB, Agricultural and Rural Development Department, Washington DC.

World Bank (2007). Global Economic Prospects - Managing the next Wave of Globalization, ISSN: (1014)-8906, Washington DC.

World Bank und FAO (2009). The Sunken Billions The Economic Justification for Fisheries Reform.

World Bank, (2004). Counting on the Environment Forest Incomes and the Rural Poor.

WRI (2000): A Guide to World Resources (2000)-2001: People and Ecosystems The Fraying Web of Life. Verfügbar (2008): [http://pdf.wri.org/world\\_resources\\_2000-2001\\_people\\_and\\_ecosystems.pdf](http://pdf.wri.org/world_resources_2000-2001_people_and_ecosystems.pdf).

Xie, J. and Saltzman, S. (2000). Environmental Policy: An Environmental Computable General-Equilibrium Approach for Developing Countries. In: Journal of Policy Modeling, 22 (4), pp. 453-489.

## 12 Anhang:

1. Makro Social Accounting Matrix für Namibia 2004 Lange und Schade
2. Makro SAM für Namibia 2004 mit Ressourcenrenten für Fisch und den direkten und indirekten Nutzen von Naturkapital
3. SAM für Namibia 2004 mit berechneten Ressourcenrenten für Fisch
- 3b. SAM für Namibia 2004 mit Simulationsergebnissen für Ausgangsdaten aus Anhang 3
4. Tourismus SAM für Namibia 2004 mit naturbasiertem Tourismus Segment
5. Ausgangsdaten für ländliche Haushalte
6. Ausgangsdaten für städtische Haushalte
7. Daten und Ergebnisse Kalibrierung: ländliche Haushalte
8. Daten und Ergebnisse Kalibrierung: städtische Haushalte
9. Daten und Kalibrierung: Bilateraler Handel Andere Industrielle Verarbeitungsprodukte CCOM
10. Ableitung NQQES Nachfrage nach den Preisen
11. Wolfram Mathematica 7.0 Ausdruck: NQQES Kostenfunktion
12. Wolfram Mathematica 7.0 Ausdruck: NQQES Nutzenfunktion

Anhang 1

Makro Social Accounting Matrix für Namibia 2004 von Lange und Schade  
in Mio. N\$

	SAM2004	Commodities	Activities	Factors	Income	Government	Capital	ROW	Summe
Güter & Dienstleistungen	Commodities		32116		22723	9027	8834	17207	89908
Produktionsverfahren	Activities	66239							66239
Produktionsfaktren	Factors		33872					1483	35355
Einkommen der privaten Ha	Income			34411		3385			37796
Staat	Government	3567	250		4891			4371	13079
Ersparnisse & Investitionen	Capital				10183	478			10661
Rest der Welt	ROW	20102		944		189	1826		23062
	Summe	89908	66239	35355	37796	13079	10661	23062	



Anhang 2 Makro SAM für Namibia 2004 mit Ressourcenrenten für Fisch und den indirekten Nutzen von Naturkapita

	MACSAM	commodities	naturegoods	activities	nature	factors	rents	hh urban	hh rural	enterprises	government	capital	row	
Waren & Dienstleistungen	commodities			38243				15092	7831		10143	8834	17262	97405
Naturressourcen	naturegoods							492	1516			1800		3808
Aktivitäten	activities	72765												72765
Natur	nature		3808											3808
Faktoren	factors			33448									1483	34931
Ressourcen Renten	rents		829		3808									4637
Städtische Haushalte	hh urban					12322	1758	12	7	4429	329			18857
Ländliche Haushalte	hh rural					3833	2050	165	96	3115	1165			10424
Unternehmen	enterprises					17832	829				1275			19936
Staat	government	3616		245				2529	699	2538			4371	13998
Kapitakonto	capital							567	276	9854	898			11594
Rest der Welt	row	21023				944					189	960		23116
		97405	3808	72765	3808	34931	4637	18857	10425	19936	13998	11594	23116	





Anhang 3b SAM für Namibia 2004 mit Simulationsergebnissen für Ausgangsdaten aus Anhang 3

SIMFISH	ccagr	ccrop	clive	csubs	chake	chmak	cpilc	cfish	cfood	chakp	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs	ctour	cpubg	cupubg	acagr	asubs	ahakf	ahakw	ahakl	ahmak
ccagr																			11,96		2,03			
ccrop																			27,94					
clive																				36,53				
csubs																								
chake																			100,97	14,72	1,37	1,71	0,43	2,18
chmak																								
cpilc																								
cfish																								
cfood																								
chakp																								
cfisp																								
cwat																			4,19	14,39				
ccom																			195,19	140,07	215,57	358,35	35,25	412,73
cserv																			153,36	11,04	9,37	70,54	1,76	44,84
cgovs																								
ctour																								
cpubg																								
cupubg																								
acagr	125,43	456,72	1176,79											60,87										
asubs				1093,89																				
ahakf								599,68																
ahakw						745,53																		
ahakl						170,25																		
ahmak										950,12														
apilc							55,30																	
afish								19,44																
afood									4934,10															
ahakp										1574,57														
afisp											539,35													
awat												739,77												
acom													17695,17											
aserv														23634,46										
agovs															9690,14									
atour																1640,75								
apubg																	3808,00							
mcd	48,93	35,13	62,62						1310,98			16,44		4789,11										
mcm																								
mce																								
labs																			31,23		51,38	54,48	14,65	34,51
labn																			119,41		48,64	51,58	13,87	129,90
cap																			1174,72	875,10	93,04	72,91	15,31	85,93
rent																					132,20	114,96	86,65	202,82
hurb																								
hrur																								
ent																								
gov	9,39	38,22	38,70						1052,19			14,87		1882,07	580,92									
savin																			0,84		48,10	21,00	2,33	37,22
row	113,59	462,05	25,08					12,32	2057,41					15584,80	2768,25									
SUMME	297	992	1303	1094	916	0	68	19	9355	2174	2121	740	40012	26984	9690	1641	3808	0	1820	1094	600	746	170	950







## Anhang 5

## Ausgangsdaten für ländliche Haushalte:

	Nachfrage- menge	Preis	Einkommens- elastizität	Parameter	Ausgaben	
Daten	qd	pd	ie	alfad	expenditure	
Pflanzliche Produkte	ccrop	68,93	1,58	0,90	0,01	108,80
Tierische Produkte	clive	22,08	1,15	1,45	0,00	25,42
Subsistent Produkte	csubs	1069,57	1,00	0,50	0,14	1069,57
Nahrungsmittel, sonstige	cfood	1339,34	1,60	0,90	0,18	2141,86
Fischprodukte	cfisp	54,05	1,30	0,98	0,01	70,53
Dienstleistungen, Wasser	cwat	21,69	1,00	1,10	0,00	21,69
Produkte, sonstige	ccom	1608,84	1,63	1,07	0,22	2618,75
Private Dienstleistungen	cserv	1292,86	1,02	1,20	0,17	1321,60
Staatliche Dienstleistungen	cgovs	99,80	1,00	1,00	0,01	99,80
Summe						7478,01

## Startwerte für Elastizitäten:

Eingangs- elastizitäten	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs	Inkonsistenz der Startwerte
Pflanzliche Produkte	-0,8	0,1	0,5	0,2	0,2	0	0,01	0	0	0,21
Tierische Produkte		-1,24	0,8	0,4	0,7	0,2	0,2	0,2	0,2	1,46
Subsistent Produkte			-0,2	0,001	0,05	0,01	-0,1	-0,1	0,1	-0,239
Nahrungsmittel, sonstige				-0,8	0,2	0,2	0,1	0	0,3	0
Fischprodukte					-1,24	0,2	0,2	0,2	0	-0,64
Dienstleistungen, Wasser						-1,2	0,1	0,1	0,5	-0,5
Produkte, sonstige							-0,98	-0,2	0,5	-0,68
Private Dienstleistungen								-0,983	0,8	-0,183
Staatliche Dienstleistungen									-0,7	-0,7





Anhang 7 Daten ländliche Haushalte erste Stufe der Kalibrierung

Preiselastizitäten

edhrur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,8716	-0,4321	0,4271	0,1330	0,1354	-0,0525	-0,0515	-0,0572	-0,0673
clive	-1,8569	-1,3587	0,6867	0,2845	0,5812	0,0773	0,0851	0,0857	0,0777
csubs	0,0484	0,0192	-0,2411	-0,0593	-0,0263	-0,0176	-0,1141	-0,0753	-0,0330
cfood	0,0056	0,0048	-0,0894	-0,8618	-0,0074	-0,0001	0,0588	0,0321	-0,0596
cfisp	0,2068	0,2107	-0,4682	-0,2439	-1,2457	0,1855	0,1955	0,1978	-0,0179
cwat	-0,2674	0,0914	-0,9528	-0,0597	0,6020	-1,2036	0,0985	0,0991	0,4928
ccom	-0,0068	0,0014	-0,1409	-0,0210	0,0036	0,0006	-0,9562	-0,0639	0,0247
cserv	-0,0105	0,0020	-0,1657	-0,0381	0,0082	0,0012	-0,1521	-0,9264	0,0499
cgovs	-0,0759	0,0209	-0,4272	-1,3060	-0,0129	0,1074	0,7000	0,7000	-0,7179

-0,8368  
-1,3374  
-0,4992  
-0,9171  
-0,9794  
-1,0997  
-1,1583  
-1,2314  
-1,0117

Slutsky-Matrix

slutskyhrur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,0125	-0,0062	0,0080	0,0054	0,0021	-0,0007	0,0035	0,0013	-0,0008
clive	-0,0062	-0,0046	0,0030	0,0023	0,0020	0,0003	0,0019	0,0011	0,0003
csubs	0,0080	0,0030	-0,0243	0,0120	-0,0031	-0,0023	0,0087	0,0018	-0,0038
cfood	0,0054	0,0023	0,0120	-0,1716	0,0003	0,0007	0,1088	0,0556	-0,0136
cfisp	0,0021	0,0020	-0,0031	0,0003	-0,0117	0,0018	0,0051	0,0035	0,0000
cwat	-0,0007	0,0003	-0,0023	0,0007	0,0018	-0,0035	0,0014	0,0009	0,0015
ccom	0,0035	0,0019	0,0087	0,1088	0,0051	0,0014	-0,1928	0,0493	0,0141
cserv	0,0013	0,0011	0,0018	0,0556	0,0035	0,0009	0,0493	-0,1253	0,0117
cgovs	-0,0008	0,0003	-0,0038	-0,0136	0,0000	0,0015	0,0141	0,0117	-0,0094

Untere Dreiecks-Matrix

ltmhrur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	0,1118								
clive	0,0559	0,0385							
csubs	-0,0711	0,0257	0,1362						
cfood	-0,0485	0,0114	-0,1154	0,3947					
cfisp	-0,0186	-0,0254	0,0178	0,0028	0,1017				
cwat	0,0065	-0,0166	0,0235	0,0063	-0,0247	0,0443			
ccom	-0,0314	-0,0033	-0,0796	-0,3027	-0,0344	0,0376	-0,3020		
cserv	-0,0118	-0,0113	-0,0176	-0,1471	-0,0323	-0,0096	0,3192	0,0000	
cgovs	0,0073	-0,0190	0,0351	0,0461	-0,0103	-0,0723	-0,0172	0,0000	0,0000

Einkommenselastizitäten

eihur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	0,8368	1,3374	0,4992	0,9171	0,9794	1,0997	1,1583	1,2314	1,0117

Ergebnisse zweite Stufe der Kalibrierung

ländliche Haushalte

Substitutionsmatrix

bmhrur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,0356	-0,0061	0,0128	0,0126	0,0026	-0,0005	0,0138	0,0005	-0,0002
clive	-0,0061	-0,0051	0,0033	0,0025	0,0021	0,0003	0,0021	0,0006	0,0004
csubs	0,0128	0,0033	-0,0621	0,0268	-0,0018	-0,0017	0,0294	-0,0045	-0,0022
cfood	0,0126	0,0025	0,0268	-0,1762	0,0019	0,0015	0,1136	0,0294	-0,0120
cfisp	0,0026	0,0021	-0,0018	0,0019	-0,0165	0,0018	0,0072	0,0027	0,0001
cwat	-0,0005	0,0003	-0,0017	0,0015	0,0018	-0,0060	0,0024	0,0006	0,0015
ccom	0,0138	0,0021	0,0294	0,1136	0,0072	0,0024	-0,1932	0,0086	0,0162
cserv	0,0005	0,0006	-0,0045	0,0294	0,0027	0,0006	0,0086	-0,0483	0,0105
cgovs	-0,0002	0,0004	-0,0022	-0,0120	0,0001	0,0015	0,0162	0,0105	-0,0142

Parameter der NQES

nqqefhrur	av	bv	dv
ccrop	-0,0250	0,0622	-0,0226
clive	-0,0005	0,0055	-0,0016
csubs	-0,0500	0,1714	0,0216
cfood	-0,0100	0,2827	0,0137
cfisp	-0,0050	0,0192	-0,0048
cwat	-0,0025	0,0082	-0,0028
ccom	-0,0025	0,4106	-0,0580
cserv	0,1005	0,0166	0,0596
cgovs	-0,0050	0,0235	-0,0052
	0,0000	1,0000	0,0000

Eigenwerte

evhrur	ccrop	clive	csubs	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,50709217	-0,25272177	-0,07256434	-0,02758183	-0,01122162	-0,00650707	-0,00279053	-4,4675E-18	7,6769E-19

Anhang 8 Daten städtische Haushalte erste Stufe der Kalibrierung

Preiselastizitäten

edhurb	ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,5910	-0,0804	0,0081	-0,0005	-0,0918	-0,0303	0,0085	-0,0219
clive	-1,0132	-1,2392	0,3008	0,3000	0,0007	0,0017	0,0008	0,1982
cfood	0,0031	0,0033	-0,6113	-0,0119	-0,0144	0,1670	0,0372	-0,2562
cfisp	-0,0158	0,1288	-0,9158	-1,2419	0,0079	0,1001	0,1980	0,2919
cwat	-0,1087	0,0008	-0,2638	0,0034	-1,2009	0,2085	0,1986	0,1709
ccom	-0,0049	0,0008	0,0253	0,0027	0,0091	-1,2775	0,2102	0,0645
cserv	-0,0099	0,0002	-0,1162	0,0033	0,0076	0,1900	-1,5077	0,1163
cgovs	-0,0217	0,0106	-2,0132	0,0359	0,0920	0,7679	1,0000	-1,0518

Slutsky-Matrix

slutskyhurb	ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,0117	-0,0016	0,0040	0,0001	-0,0016	0,0063	0,0045	0,0001
clive	-0,0016	-0,0020	0,0011	0,0005	0,0000	0,0010	0,0006	0,0004
cfood	0,0040	0,0011	-0,1062	-0,0022	-0,0005	0,1078	0,0514	-0,0553
cfisp	0,0001	0,0005	-0,0022	-0,0047	0,0001	0,0027	0,0022	0,0013
cwat	-0,0016	0,0000	-0,0005	0,0001	-0,0211	0,0112	0,0082	0,0036
ccom	0,0063	0,0010	0,1078	0,0027	0,0112	-0,3673	0,1979	0,0405
cserv	0,0045	0,0006	0,0514	0,0022	0,0082	0,1979	-0,3067	0,0419
cgovs	0,0001	0,0004	-0,0553	0,0013	0,0036	0,0405	0,0419	-0,0324

Untere Dreiecks-Matrix

lrmhurb	ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	0,1081							
clive	0,0149	0,0424						
cfood	-0,0370	-0,0118	0,3236					
cfisp	-0,0005	-0,0116	0,0063	-0,0673				
cwat	0,0146	-0,0061	0,0031	0,0031	0,1442			
ccom	-0,0580	-0,0034	-0,3399	0,0097	-0,0648	0,4941		
cserv	-0,0413	-0,0003	-0,1637	0,0179	-0,0496	-0,5248	0,0000	
cgovs	-0,0007	-0,0092	0,1706	0,0366	-0,0298	0,0307	0,0000	0,0000

Einkommenselastizitäten

eihurb	ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
eihurb	0,7994	1,4501	0,6832	1,4468	0,9911	0,9697	1,3164	1,1803

Ergebnisse zweite Stufe der Kalibrierung städtische Haushalte

Substitutionsmatrix

bmhurb	ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
ccrop	-0,0225	-0,0016	0,0078	0,0001	-0,0016	0,0100	0,0078	0,0000
clive	-0,0016	-0,0015	0,0010	0,0005	0,0000	0,0008	0,0004	0,0004
cfood	0,0078	0,0010	-0,1351	-0,0020	-0,0010	0,1218	0,0641	-0,0567
cfisp	0,0001	0,0005	-0,0020	-0,0042	0,0001	0,0024	0,0020	0,0012
cwat	-0,0016	0,0000	-0,0010	0,0001	-0,0162	0,0089	0,0063	0,0033
ccom	0,0100	0,0008	0,1218	0,0024	0,0089	-0,3616	0,1827	0,0350
cserv	0,0078	0,0004	0,0641	0,0020	0,0063	0,1827	-0,3006	0,0373
cgovs	0,0000	0,0004	-0,0567	0,0012	0,0033	0,0350	0,0373	-0,0205

Parameter der NQQES

nqqefhurb	av	bv	dv
ccrop	-0,0115	0,0392	-0,0074
clive	0,0005	0,0014	-0,0002
cfood	-0,0500	0,2613	0,0248
cfisp	0,0005	0,0045	-0,0012
cwat	0,0050	0,0076	0,0052
ccom	0,0250	0,3611	0,0378
cserv	0,0180	0,3122	-0,0657
cgovs	0,0125	0,0127	0,0067
	0,0000	1,0000	0,0000

Eigenwerte

ccrop	clive	cfood	cfisp	cwat	ccom	cserv	cgovs
-0,50709217	-0,25272177	-0,07256434	-0,02758183	-0,01122162	-0,00650707	-0,00279053	-4,5663E-18

Anhang 9

Daten und Kalibrierung: Bilateral Handel Andere Industrielle Verarbeitungsprodukte CCOM

Bilaterale Import Daten für die Produktgruppe sonstige industrielle Verarbeitungsprodukte CCOM

Daten	Preis	Menge	Preis, skaliert	Importwert	Aiusgaben	Menge, skaliert	Einkommens- elastizität	Parameter NQQES	Parameter NQQES	Parameter NQQES	Skalierung	Parameter NQQES	
importnqges	pmr	qmr	pmrs	import	expenditure	qmrs	ie	bv	av	dv	scaleqmr	alfaim	
Südafrika	safr	1,530	6787,235	1,000	10383,349	10383,349	0,678	0,942	0,649	-0,005	0,034	10010,672	0,678
Europa	eu	1,530	1581,686	1,000	2419,719	2419,719	0,158	1,857	0,133	0,080	-0,055	10010,672	0,158
Asien	asia	1,530	680,726	1,000	1041,398	1041,398	0,068	0,204	0,114	-0,050	0,004	10010,672	0,068
Rest der Welt	rw	1,530	961,024	1,000	1470,209	1470,209	0,096	0,564	0,104	-0,025	0,017	10010,672	0,096
summe					15314,67466		1		1	0	4,16334E-17		1

Eingangselastizitäten

ediniimport	safr	eu	asia	rw	Summe
safr	-1	-0,1	0,3	0,3	-0,5
eu		-2	0,3	0,5	-1,2
asia			-0,5	0,3	-1,7
rw				-0,3	-0,3

Ergebnisse erste St output first level calibration

Preiselastizitäten der bilateralen Importnachfrage

edimport	safr	eu	asia	rw
safr	-0,7418	-0,2000	0,0000	0,0000
eu	-1,4786	-0,5313	0,0949	0,0582
asia	0,5000	0,4815	-1,2204	0,0345
rw	0,2560	0,3000	0,0000	-1,1202

Slutsky-Matrix

slutskyimport	safr	eu	asia	rw
safr	-0,0700	-0,0347	0,0434	0,0613
eu	-0,0347	-0,0376	0,0349	0,0374
asia	0,0434	0,0349	-0,0820	0,0037
rw	0,0613	0,0374	0,0037	-0,1023

Untere Dreiecks-Matrix

ltmimport	safr	eu	asia	rw
safr	0,2646			
eu	0,1312	0,1428		
asia	-0,1641	-0,0939	0,2151	
rw	-0,2317	-0,0488	-0,2151	0,0000

Einkommenselastizitäten

eiimport	safr	eu	asia	rw
	0,9418	1,8569	0,2044	0,5642

Ergebnisse zweite Stufe der Kalibrierung

Substitutionsmatrix der bilateralen Importnachfrage

bmimport	safr	eu	asia	rw
safr	-0,0686	-0,0851	0,0759	0,0778
eu	-0,0851	0,0083	0,0405	0,0364
asia	0,0759	0,0405	-0,1257	0,0092
rw	0,0778	0,0364	0,0092	-0,1234

Kalibrierte Parameter der Funktion NQQES

nqqefimpo	av	dv	bv
safr	-0,0050	0,0344	0,6486
eu	0,0800	-0,0554	0,1334
asia	-0,0500	0,0041	0,1139
rw	-0,0250	0,0168	0,1042
	0	4,16334E-17	1

Eigenwerte Bilaterale Importe

evimport	safr	eu	asia	rw
	-0,449196704	-0,17919867	-0,12248891	3,44048E-17

Anhang 10: Ableitung der NQES Nachfragefunktion nach den Preisen

Mit  $\frac{\partial y}{\partial p_j} = 0$  folgt:

$$\begin{aligned} \frac{\partial x_i(p, y)}{\partial p_j} &= (y - \sum_k p_k d_k)^2 \frac{-a_i}{\left( p_i \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right) \right)^2} \left( \delta_{ij} \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right) + p_i \left( b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} \right) \right) - \frac{2a_i d_j (y - \sum_k p_k d_k)}{p_i \left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)} \\ &+ \frac{(y - \sum_k p_k d_k)}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)} \left( \frac{B_{ij}}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{\alpha_j \sum_k B_{ik} p_k}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} - \frac{\alpha_i \sum_k B_{jk} p_k}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} + \frac{\alpha_i \alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^3} \right) \\ &- (y - \sum_k p_k d_k) \frac{b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)^2} \left( b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} \right) - \frac{b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)} d_j \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
& + \frac{(y - \sum_k p_k d_k)}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)} \left( \frac{B_{jj}}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{\alpha_j \sum_k B_{jk} p_k}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} - \frac{\alpha_i \sum_k B_{jk} p_k}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} + \frac{\alpha_i \alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^3} \right) \\
& - (y - \sum_k p_k d_k) \frac{b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\left( \sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right) \right)^2} \left( b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2} \right) - \frac{b_j + \frac{\sum_k B_{jk} p_k}{\sum_k \alpha_k p_k} - \frac{1}{2} \frac{\alpha_j \sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\left( \sum_k \alpha_k p_k \right)^2}}{\sum_k p_k b_k + \frac{1}{2} \left( \frac{\sum_{k,l} B_{k,l} p_k p_l}{\sum_k \alpha_k p_k} \right)} d_j
\end{aligned}$$

Anhang 11 NQES Kostenfunktion

$$c = g[p] / (1/u - h[p]) + f[p]$$
$$D[c, p]$$

$$f[p] + \frac{g[p]}{\frac{1}{u} - h[p]}$$

$$f'[p] + \frac{g'[p]}{\frac{1}{u} - h[p]} + \frac{g[p] h'[p]}{\left(\frac{1}{u} - h[p]\right)^2}$$

$$u = (1 / (h[p] + g[p] / (y - f[p])))$$

$$dc/dp = f'[p] + \frac{g'[p]}{\frac{1}{u} - h[p]} + \frac{g[p] h'[p]}{\left(\frac{1}{u} - h[p]\right)^2}$$

$$f'[p] + \frac{g'[p]}{\frac{1}{u} - h[p]} + \frac{g[p] h'[p]}{\left(\frac{1}{u} - h[p]\right)^2}$$

$$\frac{1}{\frac{g[p]}{y-f[p]} + h[p]}$$

$$f'[p] + \frac{(y - f[p]) g'[p]}{g[p]} + \frac{(y - f[p])^2 h'[p]}{g[p]}$$

Anhang 12 Alternative NQES Nutzenfunktion

$$u = 1 / (h[p] + g[p] / (y - f[p]))$$

$$\text{roy} = - (D[u, p] / D[u, y])$$

$$\text{dudy} = D[u, y]$$

$$\text{dudy} = g[p] / ((y - f[p])^2 * (h[p] + g[p] / (y - f[p]))^2)$$

$$\text{sdudy} = \text{Simplify}[\text{dudy}]$$

$$\text{Simplify}[D[\text{dudy}, y]]$$

Anhang

$$\frac{1}{\frac{g[p]}{y-f[p]} + h[p]}$$

$$\frac{(y - f[p])^2 \left( \frac{g[p] f'[p]}{(y-f[p])^2} + \frac{g'[p]}{y-f[p]} + h'[p] \right)}{g[p]}$$

$$\frac{g[p]}{(y - f[p])^2 \left( \frac{g[p]}{y-f[p]} + h[p] \right)^2}$$

True

$$\frac{g[p]}{(g[p] + (y - f[p]) h[p])^2}$$

$$-\frac{2 g[p] h[p]}{(g[p] + (y - f[p]) h[p])^3}$$

$$\frac{g[p]}{(g[p] + (y - f[p]) h[p])^2}$$

**Simplify[roy]**

$$\frac{g[p] f'[p] + (y - f[p]) (g'[p] + (y - f[p]) h'[p])}{g[p]}$$