Zeitschrift für Wirtschafts- u. Sozialwissenschaften (ZWS) 107 (1987), S. 243 - 259
Duncker & Humblot, Berlin 41

Über die ökonomische Nutzung der antarktischen Bartenwale*

Von Holger Wacker

Der Beitrag arbeitet die Hauptursachen für die Überfischung der antarktischen Bartenwale heraus. Zwei einfache Modelle aus der bioökonomischen Theorie regenerativer natürlicher Ressourcen dienen der theoretischen Fundierung der als wesentlich herausgearbeiteten Übernutzungsargumente, liefern aber gleichzeitig Ansätze für ein effizientes Bestandsmanagement.

1. Einführung

Die Geschichte des Walfangs ähnelt Konjunkturverläufen. Jede Phase lief nach dem ungefähr gleichen Muster ab.

Beginnend mit der Entdeckung vielversprechender, angeblich unerschöpfbarer Fanggründe folgten harter Wettbewerb und zunehmende Befischungsintensität mit sich verbessernder Fangtechnologie. Das Ende sah immer so aus, daß die Walbestände bis an den Rand der Ausrottung übernutzt waren und die Fischereien zusammenbrachen.

Zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts waren die leicht fangbaren Glatt- und Grauwale überfischt. Der moderne Walfang führte zu einer drastischen Reduzierung der Blau- und Buckelwale zur Mitte dieses Jahrhunderts. Rechtzeitige Regulierungsmaßnahmen bewahrten die Sei- und Finnwale vor dem gleichen Schicksal, soweit dies bisher feststellbar ist.

Im folgenden wird ein kurzer Überblick über die Geschichte des kommerziellen Walfangs gegeben. Der Schwerpunkt liegt dabei auf dem pelagischen Fang von Bartenwalen. Pelagisch bedeutet hier, Fang und Verarbeitung erfolgen auf See.

Der Zusammenhang zwischen dem Gemeinnutzungscharakter der Wale und ihrer drastischen Überfischung, der Abdiskontierungsrate der Walfänger und der damit verbundenen zu hohen Fänge auch unter ökonomisch orientierten Quotenregelungen wird aufgezeigt.

* Den Professoren W. Ströbele, R. Pethig sowie mir unbekannten Gutachtern danke ich für eine kritische Durchsicht des Manuskripts.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Desweiteren wird kurz die Rolle der Internationalen Walfangkommission (IWC) skizziert, die sich bisher kaum um das ökonomische Kalkül kümmert[1].

Die wesentlichen Argumente werden im Rahmen von zwei einfachen bioökonomischen Modellen theoretisch erörtert, wobei gezeigt wird, daß sich das „Neue Managementverfahren" der IWC in ein lineares Ein-Spezies-Modell integrieren läßt.

2. Kurze Nutzungsgeschichte

Die Geschichte des kommerziellen Walfangs läßt sich in drei große Phasen einteilen.

Die erste Phase von Mitte des sechzehnten Jahrhunderts bis Anfang des zwanzigsten Jahrhunderts war die des Glattwalfangs.

Die zweite Phase begann in Nordamerika gegen Ende des achtzehnten Jahrhunderts mit der Befischung von Pott- und Grauwalen. Sie dauerte an bis Ende des neunzehnten Jahrhunderts. In dieser Phase machte der Anteil der Nordamerikaner am Walfangergebnis bis zu 80% aus. Die Phase ging langsam zuende mit zunehmender industrieller Nutzung des Petroleums und der Zerstörung des Großteils der Fangflotte im amerikanischen Sezessionskrieg.

Mit Verbesserung der modernen Harpunenkanone durch den Norweger Svend Foyn und deren Einsatz auf dem Bug kleiner Dampfschiffe setzte 1864 die dritte Phase ein. Nun konnten auch die schnellen Furchenwale und die Buckelwale erbeutet werden. Ein Absinken der toten Tiere mußte durch Einblasen von Luft verhindert werden.

Das erste Fabrikschiff mit Heckaufschleppe nahm seine Aktivitäten in der Antarktis 1925 auf. Die Antarktis wurde zum wichtigsten Ort des pelagischen Walfangs, weil hier die Bestände größer als in anderen Gebieten waren, und weil zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts die meisten anderen ökonomisch wichtigen Bestände überfischt waren. Von 1927-31 dominierten die Briten und Norweger den antarktischen Walfang. Auf dem Höhepunkt ihrer Aktivitäten brach um 1930 durch exzessive Fänge der Markt für Walöl zusammen. Aufgrund des Überangebotes und verstärkt noch durch die große Depression fielen die Preise so stark, daß fast alle Expeditionen in der Saison 1931-32 nicht ausliefen, damit der Markt das Überangebot an Walöl absorbieren konnte. Dies führte im Walfangsektor Großbritanniens und Norwegens zu großer Arbeitslosigkeit, woraufhin die beiden Fangnationen Fangquoten für sich aushandelten.

---

[1] *Small* (1971), 105; *FAO* (1978), 178.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ab 1934 beteiligten sich die Japaner und ab 1936 die Deutschen am pelagischen Walfang. 1937 wurde aufgrund der noch nicht lange zurückliegenden Erfahrungen und unter zunehmendem Befischungsdruck die „Internationale Konvention zur Regulierung des Walfangs" vereinbart. Alle Glattwale, säugende weibliche und juvenile Tiere wurden theoretisch unter Schutz gestellt. Ferner sah das Abkommen Mindestgrößen, Fangsaisonbeschränkungen und Schonbezirke sowie die Sammlung und Bekanntgabe von Statistiken vor[2].

Während des zweiten Weltkrieges wurden die Fangflotten überwiegend zu militärischen Zwecken eingesetzt. Hieraus erklärt sich für den entsprechenden Zeitraum das Fangtief (nicht nur für die angegebenen Arten) in Abbildung 1. Nach dem Krieg kam es zum Wiederaufbau der Fangflotten und die Russen stiegen in den pelagischen Walfang ein.

Die zunehmende Übernutzung einzelner Bestände machte sich bemerkbar. Von 1928-36 machten die Blauwale noch ⅔ des gesamten antarktischen Walfangergebnisses aus, 1956-57 nur noch knapp 5%. In den frühen sechziger Jahren nahmen die Finnwalbestände stark ab, und 1967 wurde der Seiwal zur hauptsächlich befischten Spezies. Diese Entwicklung ist in Abbildung 1 wiedergegeben.

Viele Walfangflotten mußten verkauft werden, so daß ab den sechziger Jahren der antarktische pelagische Walfang fast ausschließlich von den Russen und Japanern betrieben wurde.

Die Briten verkauften 1963 ihre Fangflotte an Japan. Die Niederlande folgten diesem Beispiel ein Jahr später. 1968 stellten die Norweger ihre Fangaktivitäten ein.

Nicht nur die Übernutzung, sondern auch die Entwicklung und steigende Produktion von Substituten, insbesondere pflanzlichen Ölen, führte zum Niedergang der Industrie.

Mit dieser Entwicklung verbunden war ein Nachfragerückgang nach und Preisverfall von Walöl.

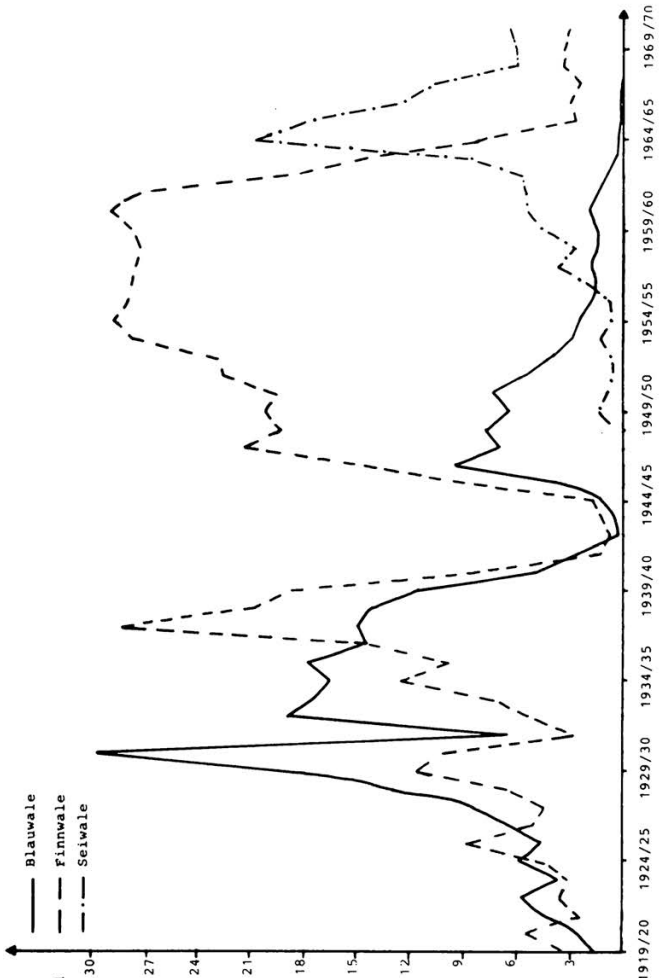
Etwas anders sieht das noch beim Pottwal aus, weil die Industrie nicht auf das Spermöl verzichten will[3].

3. IWC und Walmanagement

Aufbauend auf das bereits erwähnte Abkommen von 1937 kam es 1946 zu einem internationalen Abkommen zur Regelung des Walfangs, in dessen Rahmen die heutige IWC gegründet wurde. Deren erste Tagung fand 1949

[2] *League of Nations* (1937), 79.
[3] *Deimer* (1982), 35.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/



Die Seiwalfänge sind erst ab 1948/49 eingetragen. In der Zeit davor lagen sie immer unter 1000 und schwankten meist im Bereich 0 - 300. Abbildung nach Zahlen aus *McHugh* (1974: 306 f).

Abb. 1: Ausgewählte antarktische Walfangergebnisse 1919/20 bis 1970/71

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

statt. Hier erfolgte die Übernahme von Quoten, die 1944 bzw. 1945 in industriellen Absprachen auf 16000 Blauwaläquivalente festgelegt worden waren. Das Blauwaläquivalent (BWU = Blue Whale Unit) orientierte sich als umfassende Fangquote am durchschnittlichen Ölgehalt eines Blauwales, wonach 1 Blauwal = 2 Finnwale = 2½ Buckelwale = 6 Seiwale entsprachen. Wegen seines chemisch distinkten Öles wurde der Pottwal nicht einbezogen. Die BWU-Quoten wurden nur für den pelagischen Walfang, nicht für die Landstationen in der Antarktis festgelegt[4].

Bis 1953 wurde die Quote von 16000 BWU beibehalten, obwohl dies die Regenerationsfähigkeit der Blauwale bei weitem überstieg[5].

1954 scheiterte der erste Versuch zum Schutz der Blauwale am Widerstand der USA, UdSSR und Japans.

Verhandlungen der in der Antarktis operierenden Nationen nach der IWC-Tagung 1958 sollten zur Trennung der BWU-Gesamtquote in nationale Quoten führen, da die Gesamtquote zu einer starken Überkapitalisierung geführt hatte. Einigung konnte aber erst 1963 erzielt werden.

1960 berief die IWC eine Dreierkommission, die die wissenschaftliche Fundierung für die Arbeit der IWC liefern sollte. Anfang der sechziger Jahre stellte die Dreierkommission fest, daß die Quoten vermutlich nicht eingehalten wurden, woraufhin mehrere Mitgliedsländer den Einsatz internationaler Walfangbeobachter forderten[6]. Dies System des Austausches von Beobachtern zwischen den Fangnationen wurde aber erst 1972 implementiert.

1965 wurden endlich die Blauwale unter völligen Schutz gestellt, und zum ersten Mal in der IWC-Geschichte wurde eine Quote unterhalb der berechneten dauerhaften Erträge festgelegt.

Mit Abnahme der antarktischen Walbestände gingen in den Folgejahren die Quoten weiter nach unten und die Industrie konzentrierte sich zunehmend auf den nordpazifischen Pottwalfang. Weiter erfolgte ein Übergang zu den kleinen Bartenwalarten. Ab 1972 wurden endlich Quoten für einzelne Spezies gesetzt.

Die BWU war eines der krassesten Beispiele dafür, daß die IWC primär die ökonomischen Interessen der Mitgliedsländer zu vertreten hatte. Die BWU stellte der Fangindustrie bestimmte Ölerträge sicher, schützte aber nicht konsequent vor Überfischung einzelner Walarten. Denn obwohl die Blauwale stark überfischt waren, wurden sie jahrelang weitergefangen, da die Fangkosten für Großwale relativ geringer waren als für die kleinen. Als die Blauwale sehr knapp geworden waren, erfolgte ein Übergang zu den

---

[4] *McHugh* (1974), 322.
[5] *Ebd.*, 309.
[6] *Small* (1971), 164f.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nächstkleineren Finnwalen. Wegen der BWU-Regelung konnten die Blauwale allerdings gelegentlich mit geringem Aufwand – wenn beim Finnwalfang einer gesichtet wurde – mitgefangen werden.

Die Durchsetzung eines zehnjährigen Fangmoratoriums Anfang der siebziger Jahre scheiterte an Japan mit der Begründung, es sei wissenschaftlich nicht gerechtfertigt. 1975 wurde der Gedanke eines zehnjährigen Moratoriums aufgegeben zugunsten selektiver Moratorien: Das sogenannte „Neue Managementverfahren" (New Management Procedure) wurde eingeführt[7]. Im Rahmen dieses Verfahrens sollten bestandsbezogene dauerhafte Erträge bestimmt werden. Ein unbefischter Walbestand, der sich in keinem stabilen Gleichgewicht befindet, ermöglicht einen dauerhaften Ertrag, der sich als Funktion der Überschüsse der Geburten über die natürlichen Mortalitätsfälle ergibt. Solange der Fang diese Wachstumsüberschüsse nicht übersteigt, kann ein Bestand theoretisch unendlich lange genutzt werden. Leitkriterium des neuen Managementverfahrens ist der sogenannte maximale dauerhafte Ertrag (Maximum Sustainable Yield = MSY), der sich dort einstellt, wo ein Bestand die größte positive Differenz zwischen Geburten- und Sterberate aufweist. Das „Neue Managementverfahren" unterteilt die Walbestände in drei Kategorien:

1. Geschützte Bestände
2. Dauerhaft befischbare Bestände
3. Gering genutzte Bestände

In die erste Gruppe fallen Bestände, deren Niveau sich weiter als 10% unterhalb MSY bewegt. Die Bestände dieser Gruppe sind nicht unbedingt gefährdet. Die Befischung wird aber auf jeden Fall eingestellt, bis die Bestände in die zweite Gruppe kommen. Hier bewegen sich die Bestandsniveaus 10% unterhalb bis 20% oberhalb MSY. Es werden aus Sicherheitsgründen Fangquoten von 90% des MSY-Niveaus gesetzt. Die gering genutzten Bestände bewegen sich mehr als 20% oberhalb MSY. Die Fangquoten werden so gesetzt, daß die Bestände sich in Richtung MSY + 10% bewegen[8]. Generell wird angestrebt, daß sich die Bestände um MSY stabilisieren. Es sollen laufend Revisionen des neuen Managementverfahrens auf der Grundlage neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse erfolgen[9]. Walpopulationen unterliegen i.d.R. zwar nur geringen natürlichen Schwankungen, aber die ständigen Revisionen sind dennoch notwendig, da es aufgrund vieler realer Unsicherheiten zu oftmals nicht geringfügigen Schätzfehlern kommt.

Politischer Druck führte 1974 dazu, daß die IWC bei der Schätzung dauerhafter Fangerträge das Gewicht als Grundlage stärker berücksichtigte[10].

---

[7] *IWC* (1977), 6 - 8.
[8] *Bonner* (1980), 245.
[9] *Birnie* (1982).
[10] *IWC* (1975).

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Fangindustrie war aus offenkundigen Gründen stärker am Gewicht interessiert. Infolge der starken Befischung in der Vergangenheit ist die Durchschnittsgröße der betroffenen Walarten zurückgegangen. Damit übersteigt MSY in Gewicht gemessen das Niveau an MSY in Stückzahl.

4. Ökonomik des Walfangs

Das Prinzip von der Freiheit der Meere führte dazu, daß die Walbestände, die irrtümlicherweise für nahezu unerschöpflich gehalten wurden, zu einer Gemeinnutzungsressource wurden. Dies bedeutet, daß es freien Zugang bzw. Zugriff zu den Beständen gab, womit niemand vom Walfang ausgeschlossen werden konnte[11]. Konsequenzen waren überaus harter Wettbewerb und eine überkapitalisierte Industrie. Anfangs senkte die Effizienz der Fangflotten die Produktionskosten, so daß einige Unternehmen oder Fangnationen leicht ihre Investitionen steigern konnten, um ihre Wettbewerbspositionen zu halten oder zu verbessern. Die Befischungsintensität überschritt so schnell die Regenerationsfähigkeit der Walbestände. Die Folge waren Überfischung und sinkende Gewinne. Eine weitere negative Konsequenz der Überkapitalisierung zeigte sich in der Inflexibilität der Fangboote und Fabrikschiffe. Dies führte zu einer Irreversibilität der sektorspezifischen Investitionen: Die Schiffe konnten kaum anderen Verwendungen zugeführt werden und wenn, dann zu überaus hohen Kosten vielleicht zu Fischereibooten umgebaut werden. Durchschnittlich mußten die Fabrikschiffe 20 Jahre im Einsatz sein, damit sich die ursprüngliche Investition überhaupt rentierte[12].

Auf die Folgen des Gemeinnutzungsaspekts wurde von *Gordon* (1954) hingewiesen. Eine anfänglich profitable Fischerei zieht solange Akteure an, bis sich ein bioökonomisches Gleichgewicht einstellt, in welchem der Bestand ökonomisch (nicht aber unbedingt biologisch) überfischt ist, der Faktoreinsatz ineffizient, und die Gewinne versickern. Den Modellrahmen für Gordons Überlegungen bildet ein einzelner Bestand in einem gegebenen Fanggrund. Da im bioökonomischen Gleichgewicht aufgrund der Gewinnversickerung keine Anreize für Neuzutritte durch andere Fischer bzw. zur Ausweitung des Fischereiaufwandes für bereits vorhandene Fischer bestehen, kann der Bestand nicht ausgerottet werden[13].

Eine wichtige Restriktion des Modells ist die Annahme einer Null-Abdiskontierungsrate. Eine hinreichend hohe Abdiskontierungsrate kann dagegen auch zur Ausrottung eines Bestandes führen.

---

[11] Abgesehen von Zugangsbeschränkungen anderer, z.B. technischer oder geographischer Form. Zur allgemeinen Theorie der Gemeinnutzungsressourcen vgl. *Ströbele* (1987).

[12] *Ehrenfeld* (1972), 210.

[13] Zu einer ausführlichen Darstellung des Modells vgl. *Wacker* (1986).

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ein gutes Beispiel sind die arktischen Glattwale. Trotz ökonomischer Überfischung unter den Annahmen des Gordon-Modells standen diese Wale wegen der äußerst hohen Abdiskontierungsrate der Fangindustrie kurz vor der Ausrottung. Nur ein frühzeitiger Wechsel in neue, profitablere Fanggründe hat die arktischen Glattwale wohl vor der völligen Ausrottung bewahrt.

Geeignete internationale Quoten können einer Übernutzungstendenz entgegenwirken sowie zur Maximierung (laufender) dauerhafter Nettoerträge führen.

Andererseits können Nutzungsrechte, die allein auf ökonomische Optimierung ausgerichtet sind, auch zur biologischen Überfischung oder gar Ausrottung eines Bestandes führen, wenn die Abdiskontierungsrate hinreichend hoch ist.

Dieses Argument sowie weitere grundlegende Zusammenhänge sollen nun in einem linearen Ein-Spezies-Modell untersucht werden.

Ausgangspunkt ist das bekannte Schaefer-Reproduktionsmodell[14] für einen befischten Bestand N:

(1) $$\dot{N} = rN\left(1 - \frac{N}{K}\right) - Q = F(N) - Q,$$

wobei $\dot{N} = \frac{dN}{dt}$

r = natürliche Zuwachsrate für „kleine" Bestandsgrößen
K = Umweltkapazität
Q = Fangmenge.

Zwischen den beiden Gleichgewichten $N_1 = 0$ und $N_2 = K$ übersteigt die Geburtenrate die Sterberate, es sind Wale dauerhaft abfischbar, ohne den Bestand zu gefährden. Die Zusammenhänge sind in Abbildung 2 zu sehen. In MSY ist ein Bestandsniveau gegeben, bei dem ein maximaler dauerhafter Ertrag realisiert werden kann.

Für ökonomisch-theoretische Analysen setzt man einen Bestandsmanager als Steuerungsinstanz ein, um Überfischung zu vermeiden und optimale Fangpolitiken durchzusetzen. Die Nutzung des Bestandes wird i.d.R. in dem Sinne als optimal angesehen, daß gegenwärtige und (diskontierte) zukünftige Kosten und Erlöse gegeneinander abgewogen werden. Ziel ist die Maximierung des Gegenwartswertes der Bestandsnutzung durch obigen Manager (sole owner). Eine Restriktion ist durch die Bewegungsgleichung des Walbestandes gegeben. Die Gewinne aus dem Walfang ergeben sich zu:

(2) $$G = [p - c(N)] \cdot Q,$$

[14] *Schaefer* (1954).

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

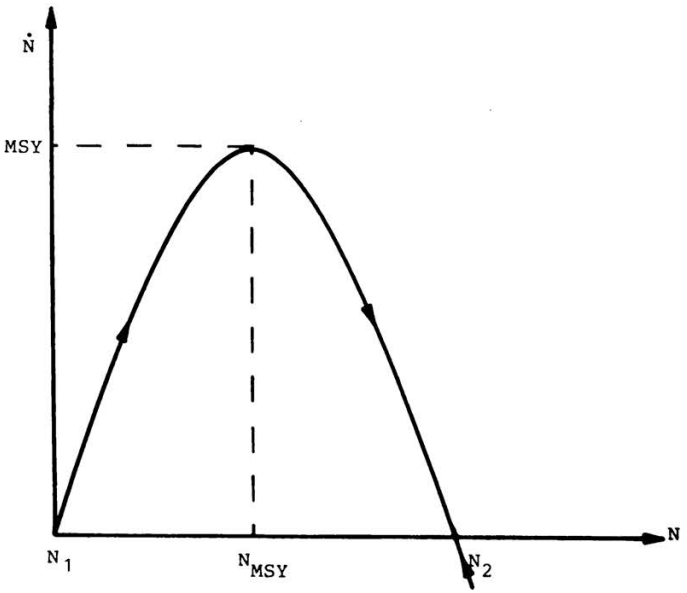


Abb. 2: Das Schaefer Reproduktionsmodell

wobei der Preis p = konstant ist, i.e. die Nachfrage reagiert vollkommen elastisch. Diese Annahme ist plausibel, da es für die meisten Walprodukte Substitute gibt. Die Konsumentenrente ist damit null.

Die Fangstückkosten $[c(N),\ c'(N) \leqq 0]$ nehmen mit sinkender Bestandsgröße zu. Das Optimierungsproblem stellt sich damit wie folgt dar:

(3) $$\text{Max } \tilde{G} = \int_0^\infty e^{-\delta t} [p - c(N)]\, Q\, dt$$ [15]

δ = positive Abdiskontierungsrate (Zinssatz oder subjektive Zeitpräferenzrate)

---

[15] Fragen des Tierschutzes und ethische Gesichtspunkte sind im vorliegenden Modell ausgeblendet, dem allgemeinen Standard der ökonomischen Theorie regenerativer natürlicher Ressourcen folgend [*Clark* (1976)]. Eine vereinfachende Berücksichtigung von Tierschutzaspekten ist möglich über das Konzept der Optionsnachfrage. Wird die Existenz des Walbestandes als nutzenstiftend angenommen, würde Gleichung (3) beispielsweise zu:

$$\text{Max } \tilde{G} = \int_0^\infty e^{-\delta t} \{[p - c(N)]\ Q + W(N)\}\, dt$$
mit $W(N)$ = Nutzen aus Bestandsexistenz,
$$dW/dN > 0,\ d^2 W/dN^2 < 0\,.$$

Eine derartige Modellierung von Bestandseffekten würde aber im Verhältnis zum Ergebnis mathematisch „zu" kompliziert. Darüber hinaus wäre an dieser Stelle eine inhaltliche Diskussion von Tierschutzaspekten aus Platzgründen nicht möglich.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

unter den Nebenbedingungen

$$\dot{N} = F(N) - Q \tag{4}$$
$$0 \leqq Q_{\min} \leqq Q \leqq Q_{\max},\ N(0) = N_0 .$$

Der Ausgangsbestand $N(0)$ wird als bekannt vorausgesetzt. Das Modell ist linear in der Kontrollvariablen Q, wodurch die formale Analyse vereinfacht wird. $Q_{\min}$ steht für die Mindestauslastung und $Q_{\max}$ für die Maximalauslastung der Fangflotte. Die Lösung erfolgt über Anwendung des Maximum-Prinzips von Pontrjagin[16].

Gleichungen (3) und (4) werden in einer Hamilton-Funktion in laufenden Werten erfaßt:

$$H = [p - c(N)]\, Q + \lambda\, [F(N) - Q] . \tag{5}$$

Die notwendigen Bedingungen für das Optimierungsproblem sind:

- Q muß über alle t, $0 \leqq t \leqq +\infty$ so gewählt werden, daß H maximiert wird
- $\dot{\lambda} = \delta\lambda - \partial H / \partial N$
- $\partial H / \partial \lambda = F(N) - Q$

Formale Herleitung:

$$\frac{\partial H}{\partial Q} = p - c(N) - \lambda = 0 \tag{6}$$

$$\dot{\lambda} = \lambda\,(\delta - F'(N)) + c'(N)\, Q . \tag{7}$$

Differentiation von (6) nach der Zeit und Gleichsetzen mit (7) führt nach wenigen Umformungen zu

$$F'(N^*) - \frac{c'(N^*)\, Q}{p - c(N^*)} = \delta . \tag{8}$$

Da im Steady-State (bioökonomisches Gleichgewicht) die Überschüsse abgefischt werden $[F(N) = Q]$, wird (8) zu

$$F'(N^*) - \frac{c'(N^*)\, F(N^*)}{p - c(N^*)} = \delta . \tag{9}$$

Gleichung (9) ist eine implizite Gleichung für den Walbestand N und hat eine eindeutig bestimmte Lösung $N = N^*$. Die Gleichung ist zentral für das

[16] *Intriligator* (1971).

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

optimale Management des Walbestandes. Der Steady-State-Fang muß so gesteuert werden, daß die „Grenzproduktivität" des Walbestandes gleich der Abdiskontierungsrate ist.

Der Term $\frac{c'(N^*)\,F(N^*)}{p - c(N^*)}$ beschreibt den Kostenanstieg, der durch die Verringerung des Walbestandes verursacht wird. Für $F'(N^*) = \delta$ ist die Analogie zur goldenen Regel der Kapitalakkumulation aus der neoklassischen Theorie optimalen Wachstums mit Kapital und Arbeit offensichtlich. Dies Ergebnis erhält man beispielsweise unter der Annahme, die Kosten seien abhängig vom Fang und nicht vom Bestand. Bestehen bestandsabhängige Kosten nur aus Suchkosten und sind diese gleich Null, da sich die gesuchten Wale zu bestimmten Zeiten in genau bekannten, leicht zugänglichen Regionen aufhalten, wird das Ergebnis $F'(N^*) = \delta$ plausibel. Einschränkend ist hier aber hinzuzufügen, daß es sich hierbei um eine Vereinfachung handelt, die im Grenzbereich zur Ausrottung eines Walbestandes nicht mehr sinnvoll sein dürfte.

An dieser Stelle sei das Argument der Ausrottung durch eine allein ökonomisch ausgerichtete Fangregulierung (Nutzungsrechte) am Beispiel des Blauwals erörtert.

Seit der Blauwal unter Schutz steht (1965), ist der antarktische Bestand nach einer Schätzung von 1975 mit einer Rate von ungefähr 4% p.a. wieder im Anwachsen[17]. Eine jährliche Abdiskontierungsrate von $\delta > (1{,}04)^2 - 1 = 8{,}16\%$ würde unter den Modellannahmen ausreichen zur Ausrottung der Blauwale. Je höher z.B. der Preis für Walprodukte ist, um so größer ist der Nutzen aus dem Fang eines Wales heute bei Unsicherheit über den morgigen Preis. Damit sinkt der Gegenwartswert des Nutzens, den der Wal in der Zukunft samt Nachkommenschaft stiftet. Somit wird ein Risikoaufschlag auf die Abdiskontierungsrate vorgenommen.

Unsicherheit über restriktive Regulierungsmaßnahmen in der Zukunft oder auch im Fall von Quoten für IWC-Mitglieder – bei Beteiligung von Nichtmitgliedern der IWC am Walfang – können ebenfalls eine höhere Abdiskontierungsrate bewirken.

Für $N_0 \neq N^*$ besteht die optimale Befischungspolitik aus folgenden zwei Möglichkeiten:

a) $N_0 < N^*$. Der Wert des Walbestandes wächst mit einer Rate größer als δ, und der Bestand sollte nicht befischt werden.

b) $N_0 > N^*$. Hier verhält es sich andersherum, und die Wale sollten in Höhe $N_0 - N^*$ befischt werden.

[17] *Clark* (1976), 20.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Beide Politiken sollten im kürzest möglichen Zeitraum zu N^* führen.

Bezeichnet Q_{max} den maximalen realisierbaren Fang unter gegebenen Rahmenbedingungen, ergibt sich für die optimale Befischungspolitik insgesamt:

$$Q^*(t) = \begin{cases} Q_{min} & N(t) < N^* \\ F(N^*) & \text{für } N(t) = N^* \\ Q_{max} & N(t) > N^* . \end{cases} \tag{10}$$

Das korrespondierende Bestandsniveau ist in Abbildung 3 zu sehen. Das „Neue Managementverfahren" läßt sich vereinfacht in die soeben abgeleitete Optimalpolitik integrieren:

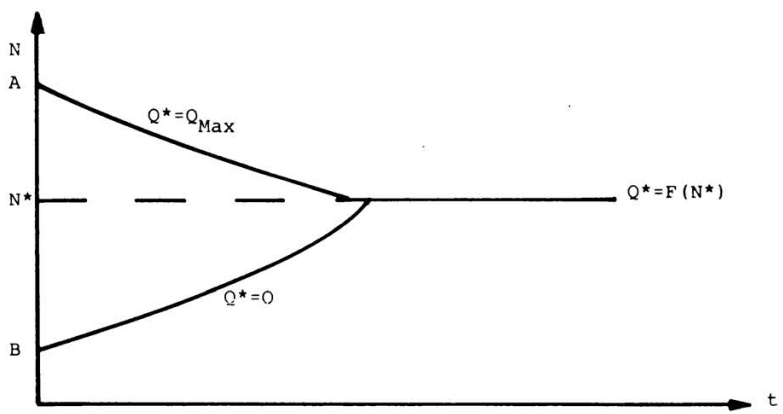


Abb. 3: Der optimale Populationspfad für das lineare Walfangmodell

Ist N_0 im Punkt A, wird der Walbestand als gering genutzter Bestand eingestuft und „möglichst schnell" auf N^* reduziert. Ist N_0 im Punkt B, besteht solange ein Fangstop (geschützter Bestand, $Q_{min} = 0$), bis der Bestand auf N^* angestiegen ist. In N^* handelt es sich um einen dauerhaft befischbaren Bestand.

Diese Kontrollpolitik ist als sogenannte bang-bang Politik (Zweipunktlösung) bekannt, in der über einen Pfad schnellstmöglicher Annäherung ein gesetztes Ziel erreicht werden soll. Die beiden extremen Maßnahmen sind auf die Linearität des Optimierungsmodells in der Kontrollvariablen Q zurückzuführen. Wird die Linearität des Modells aufgegeben, läßt sich im Rahmen eines komplizierteren nichtlinearen Modells das neue Managementverfahren als asymptotische Optimallösung in Form von Fangquoten integrieren.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Weitere Probleme ergeben sich durch die Revision von Quoten im neuen Managementverfahren. Hierzu werden Modelle benötigt, die adaptives Bestandsmanagement zulassen, wie dies z.B. bei *Walters* (1984) der Fall ist.

Im folgenden soll ausgegangen werden von einer Modifikation des Wechsel-Argumentes, das ich oben für die arktische Glattwalfischerei benutzt habe.

Wie in Abschnitt 2 zu lesen ist, kam es in der Antarktis mehrfach im gleichen Fanggrund zu einem Wechsel von einem Bestand zum anderen: vom Blauwal zum Finnwal, vom Finnwal zum Seiwal etc. Da der Fanggrund der gleiche blieb, konnte nun aber in der Phase des Finnwalfangs jedesmal, wenn ein Blauwal zufällig gesichtet wurde, dieser mitgefangen werden, zumal er ökonomisch wertvoller war als ein Finnwal. Auf diese Weise hätten die Blauwale wohl ohne den völligen Schutz, unter dem sie seit 1965 stehen, nicht die geringste Überlebenschance gehabt. Obiges Wechsel-Argument erklärt auch die Wirkungslosigkeit des Blauwaläquivalentes hinsichtlich einer potentiellen Regulierung der Bestandsgröße. Diese war allerdings auch nicht das primäre Ziel bei der Einführung der Blauwaläquivalente, sondern die Begrenzung des Walölangebotes.

In einem einfachen Zwei-Spezies-Modell wird nun gezeigt, daß trotz Übernutzung der Blauwale, die eine weitere Überfischung unprofitabel werden läßt, dennoch es zur Ausrottung der Blauwale kommen kann, wenn ein Wechsel zu den Finnwalen erfolgt und „zufällig vorbeischwimmende" Blauwale mitgefangen werden. Die Strukturierung des antarktischen Ökosystems ist relativ unkompliziert[18]. Es wird ein einfacher Modellrahmen gewählt, in dem ökologische Interdependenzen zwischen Blau- und Finnwalen in der Antarktis vernachlässigt werden[19]. Beide Bestände entwickeln sich entsprechend dem Schaefer-Reproduktionsmodell und werden von der gleichen Fangflotte befischt:

$$\dot{N}_1 = rN_1\left(1 - \frac{N_1}{K_1}\right) - f \cdot N_1$$

(11)

$$\dot{N}_2 = sN_2\left(1 - \frac{N_2}{K_2}\right) - f \cdot N_2\,,$$

wobei N_1 = Blauwalbestand
N_2 = Finnwalbestand
s = natürliche Zuwachsrate für „kleinen" Finnwalbestand
K_1, K_2 = Umweltkapazität für Blau- bzw. Finnwale
f = Fischereiaufwand.

---

[18] *Beddington / May* (1982), 42.
[19] *Laws* (1977), 87.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Stationäre Zustände $\dot{N}_1 = \dot{N}_2 = 0$ ergeben sich als Randlösungen für a) $N_1 = 0$ und b) $N_2 = 0$ und als innere Lösung für:

$$N_2 = \left(1 - \frac{r}{s}\right) K_2 + \frac{rK_1}{sK_2} \cdot N_1 \tag{12}$$

$$\text{mit: } 0 \leqq N_1 \leqq K_1, \; 0 \leqq N_2 \leqq K_2, \; r < s \, .$$

Sind die Bestände Gemeinnutzungsressourcen, wird bioökonomisches Gleichgewicht charakterisiert durch Gleichung (12) und die Bedingung für Gewinnversickerung:

$$G = (p_1 N_1 + p_2 N_2 - c) f = 0 \, , \tag{13}$$

wobei p_1 = const., Preis für 1 Blauwal
p_2 = const., Preis für 1 Finnwal
c = const., Stückkosten.

Aus (13) folgt unmittelbar

$$N_2 = \frac{c}{p_2} - \frac{p_1}{p_2} N_1 \, . \tag{14}$$

Im Fall von Befischung ($p_1 N_1 + p_2 N_2 > c$) gibt es zwei mögliche Lösungen, die in Abbildung 4 charakterisiert sind.

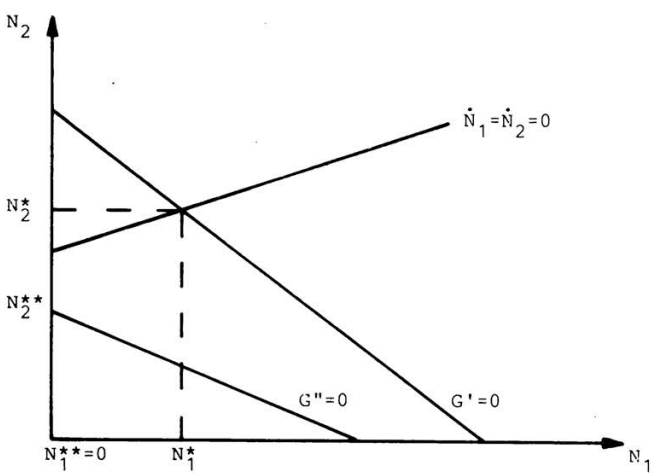


Abb. 4: Lösungen des Zwei-Spezies-Modelles

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eine innere Lösung ergibt sich für $G' = 0$ in (N_1^*, N_2^*). Für $G'' = 0$ kommt es zu keinem Schnittpunkt. Bioökonomisches Gleichgewicht stellt sich bei $(N_1^{**} = 0, N_2^{**})$ ein. Aus (12) und (14) ist ersichtlich, daß die Bedingung $N_2 \geqq c/p_2$ zur Ausrottung des Blauwalbestandes notwendige und hinreichende Bedingung ist unter der Annahme, die Regenerationsrate der Blauwale sei kleiner als die der Finnwale ($r < s$), was sich in Schätzungen als realistisch erwiesen hat[20].

5. Ausblick

In den Jahren seit Einführung des neuen Managementverfahrens sind die Quoten für den antarktischen pelagischen Walfang gesunken.

Auf ihrer Tagung von 1979 beschloß die IWC, in der Antarktis nur noch den Fang von Zwergwalen zuzulassen. In der Folgezeit wurden allerdings auch Brydewale in geringen Zahlen (um 264 p.a.) weitergefangen.

Die unter dem neuen Managementverfahren anfänglich gesunkene Zwergwalquote zog in den Jahren 1978/79 wieder an: 1976/77 – 7900; 1977/78 – 4978; 1978/79 – 5466; 1979/80 – 7072; 1980/81 – 8102[21].

Die seit der Saison 1981/82 wieder gesunkene Zwergwalquote lag zwar 1984/85 bei 4647, tatsächlich gefangen wurden jedoch 5568. Es bleibt abzuwarten, ob das von der IWC für 1986 beschlossene Fangmoratorium tatsächlich eintritt und ob Japan und die Sowjetunion 1987/88 den Walfang einstellen.

Der durch die Weltbevölkerungslage zunehmende Proteinbedarf führte in den vergangenen Jahren zu steigendem Druck auf Fischereien. Hält diese Entwicklung an, könnten Wale wieder verstärkt Interesse als Nahrungsmittel finden – wie dies ja insbesondere nach dem 2. Weltkrieg der Fall war. Läßt sich dies nicht vermeiden kommt es darauf an, rationale Managementkonzepte, die auch das Überleben der genutzten Walarten sicherstellen, bei der Hand zu haben.

Die beiden diskutierten Konzepte der ökonomischen Optimierung und des neuen Managementverfahrens sind rationale Managementkonzepte, die sich allerdings in der Zielsetzung unterscheiden.

Die ökonomisch ausgerichtete Alternative, in der vorliegenden Arbeit nur als elementarer Ansatz diskutiert, sollte derart modifiziert werden, daß unabhängig von ökonomischen Interessenlagen die Sicherung des Erhaltes von Walbeständen gewährleistet ist.

---

[20] Zur Modellstruktur vgl. *Larkin* (1963); *Clark* (1976), 303 - 311.

[21] *Greenpeace* (1982), 50; *Birnie* (1982), 75.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eine einfache Möglichkeit hierzu bietet das angesprochene Konzept der Optionsnachfrage, welches den in der Tierschutzdiskussion vorherrschenden anthropozentrischen Blickwinkel widerspiegelt. Von Bedeutung ist auch die Tierrechtsdiskussion[22], die den „Eigenwert" von Tieren als grundlegend beinhaltet. Wenn die ökonomische Theorie hier auch keinen Beitrag zur Diskussion leisten kann, liefert die Tierrechtsdiskussion doch gute Gründe für den Erhalt der Wale als Rahmenbedingung für ökonomische Optimierungskalküle.

Das „Neue Managementverfahren" müßte modifiziert werden, da es auf Ein-Spezies-Modellen aufbaut. Biologische und ökonomische Interdependenzen sind in den Managementüberlegungen unbedingt zu berücksichtigen. Derzeit ist das „Neue Managementverfahren" offensichtlich das konservativere Konzept.

Zusammenfassung

Die ökonomischen Ursachen für die Überfischung der antarktischen Bartenwalbestände werden herausgearbeitet.

Aus der Sicht der Walfangindustrie kann Überfischung und sogar Bestandsausrottung effizient sein. Dies ist auch unter bestimmten Prämissen bei Annahme eines gesamtwirtschaftlichen Planers möglich.

Die IWC, die grundsätzlich als eine solche Planungsinstanz begreifbar ist, hat sich über viele Jahre nur auf die Festlegung von Fangquoten beschränkt und primär die Interessen der Fangnationen vertreten. Mitte der siebziger Jahre wurde diese eher passive Politikhaltung zugunsten umfassender Managementkonzepte aufgegeben.

Die Arbeit zeigt die Konsequenzen eines nur auf ökonomische Effizienz ausgerichteten Managements auf, aus denen Probleme und gegebenenfalls erforderliche Absicherungen für andere Interessenlagen abgeleitet werden könnten.

Summary

The economic causes for the overexploitation of the Antarctic baleen whale stocks are worked out.

From the viewpoint of the whaling industry overfishing and even extinction may be efficient. Under certain premises this may also be valid for a resource manager.

The IWC, which can basically be understood as such a planning authority, had restricted itself to setting quotas and pleading the whaling nations' causes for many years. In the middle of the 70s this rather passive political outlook had been given up in favour of comprehensive management concepts.

In the paper the consequences of a management system which is only adjusted to economic efficiency are shown.

---

[22] *Miller / Williams* (1983).

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Literatur

Beddington, J. R. / *May*, R. M. (1982), The Harvesting of Interacting Species in a Natural Ecosystem. Scientific American 247, 42 - 49.

Birnie, P. (1982), IWC – a new era?. Marine Policy 6, 74 - 76.

Bonner, W. N. (1980), Whales. Dorset.

Clark, C. W. (1976), Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources. Wiley, New York u. a.

Deimer, P. (1982), Könige der Meere. Balve/Sauerland.

Ehrenfeld, D. W. (1972), Conserving Life on Earth. New York.

Food and Agriculture Organisation of the United Nations (1978), Mammals in the Seas. Report of the FAO Advisory Commitee on Marine Resources Research, Working Party on Marine Mammals 1. Rom.

Gordon, H. S. (1954), The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery. Journal of Political Economy 62, 124 - 142.

Greenpeace (1982), Presseinformation zur Walkampagne von Greenpeace in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Tierschutzbund. O. O.

International Whaling Commission (1975), Reports of the IWC. Cambridge.

— (1977), Reports of the IWC. Cambridge.

Intriligator, M. D. (1971), Mathematical Optimization and Economic Theory. Englewood Cliffs, New Jersey.

Larkin, P. A. (1963), Interspecific Competition and Exploitation. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 20, 647 - 678.

Laws, R. M. (1977), Seals and Whales of the Southern Ocean. Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B. 279, 81 - 96.

League of Nations (1937), League of Nations Treaty Series CXC.

McHugh, J. L. (1974), The Role and History of the International Whaling Commission, in: W. E. Schevill (Hrsg.), The Whale Problem: A Status Report, Cambridge (Mass.), 305 - 335.

Miller, H. B. / *Williams*, W. H. (1983) (Hrsg.), Ethics and Animals. Clifton, New Jersey.

Schaefer, M. B. (1954), Some Aspects of the Dynamics of Populations to the Management of the Commercial Marine Fisheries. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, Vol. 1 (2), La Jolla, Kalifornien, 25 - 56.

Small, G. (1971), The Blue Whale. New York.

Ströbele, W. (1987), Rohstoffökonomik. München.

Wacker, H. (1986), Nutzung regenerativer natürlicher Ressourcen am Beispiel Fischerei. Wirtschaftswissenschaftliches Studium, Heft 9, 449 - 455.

Walters, C. J. (1984), Adaptive Policy Design in Renewable Resource Management. Laxenburg, Österreich.

DOI https://doi.org/10.3790/schm.107.2.243 | Generated on 2025-07-25 17:27:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/