Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Kiel 1977 (1978):

Probleme der wirtschaftlichen Nutzung mariner Ökosysteme

Walter Nellen

Marine ecosystems have not been considerably influenced by fishing activities until our century. Sharks, tunas, sea mammals, and birds were the main predator organisms in the marine environment in the past. Since the landings of the world's fishing fleet are close to the upper limit, which fishery biologists consider to be around 100 million tons, ecologists have to ask how populations and ecosystems react to a predator more or less outside the system and who neither shows a sensitive feed back with his prey nor with the environment. Different problems of overfishing have to be faced as examples of growth-, recruitment-, and ecosystem overfishing respectively became obvious to biologists. Growth overfishing may lead to recruitment overfishing and this directly to ecosystem overfishing in case one species takes advantage of the shrinkage in the population of another species in filling the free niche. Often it is but a question of economical character whether a change in species composition or in the size of the different populations in an ecosystem is equal to ecosystem overfishing or not. Examples such as the Californian current area or the Antarctic may show that the elimination of one species through fisheries may theoretically result in much higher landings of other species. The obstacle is that these are mostly rejected as a fisheries object because of tradition.

From fish pond polycultures it is well known that the quantity and quality of species composition is most decisive for the total fish production in the pond.

Changes in the environment are often difficult to trace back either to fishing activities or to natural changes in the environment. In case of the North Sea for example it is not known yet, if the overall fish production can be managed by fishing according to ecosystem models or whether mathematical trials to simulate the environment as a whole are too arbitrary because of a too high natural variability of the physical and biological parameters. Beyond that it is a question of national feeling whether an increase in the total landings from an ecosystem at the expense of certain species caught before is considered as an economical gain or not.

Marine Ökosysteme werden durch die auf ökonomisch verwertbare Organismen abzielende Fischerei genutzt. Ihr Wert beruht zu fast 100% auf dem für den menschlichen und tierischen Konsum verwendbaren Eiweiß von Fischen, Mollusken und Krebsen. Verschwindend gering ist die Menge an Algen, Schwämmen, Korallen, Perlmuscheln und Pelztieren, die gefischt wird, um einen anderen Nutzen als den der Nahrungsgewinnung aus ihnen zu ziehen.

Es ist vorstellbar, daß marine Ökosysteme durch anthropogene Kontamination des Wassers und durch Baumaßnahmen im Biotop ebenso nachhaltig beeinflußt werden können wie limnische Lebensgemeinschaften. Bislang ist davon fischereilich aber auch im Küstenbereich kaum etwas zu spüren, so daß selbst das Wattenmeer noch eine weitgehend unberührte Naturlandschaft darstellt, die als Aufwuchsgebiet für Jungfische eine große Rolle spielt (ZIJLSTRA 1976). Die fischereiliche Nutzung mariner Ökosysteme wird aber beeinflußt von Fluktuationen der Lebensbedingungen, die auf klimatischen Veränderungen beruhen sowie von Bestandesveränderungen, die aufgrund fischereilicher Aktivität zustande kommen. Es ist dabei nicht leicht zu erkennen, ob Populationsschwankungen klimatisch oder fischereilich bedingt sind, zumal da es kurzfristige natürliche Fluktuationen von beträchtlichem Ausmaß gibt. So beschreiben SAHRHAGE u. WAGNER (1978) für den Nordsee-Schellfisch Unterschiede in den Jahrgangsstärken von 1:500-600.

Nur in wenigen Fällen gelingt es, Veränderungen eindeutig auf natürliche oder auf anthropogene Ursachen zurückzuführen. Der Grund für die seit 1967 zu beobachtende sommerliche Wanderung der mediterranen Meeräsche, *Chelon labrosus*, ins Wattenmeer der Nordsee (MOHR u. HORN 1977) wird in einer Erhöhung der Wassertemperaturen zu suchen sein. Eine solche ist gerade für Referenzstationen vor der südholländischen Küste und bei Helgoland seit 1965 sehr deutlich geworden (BECKER u. KOHNKE 1977). Als einziger Fisch weidet *Chelon* den Diatomeenrasen auf den Schlickflächen des Flachwassers ab. Interspezifische Gründe für sein Vordringen nach Norden sind nicht zu vermuten.

Dagegen beruht das Verschwinden der Makrelen aus der westlichen Ostsee, in der sie in früheren Jahren, aus der Nordsee kommend, im Sommer in beachtlichen Mengen auftrat, auf ihrer starken Verfolgung durch die Norweger in der Nordsee. Die Bestandesgröße sank von einer Gesamtbiomasse von 2.8 Mio t 1966 auf 0.5 Mio t 1970 (HAMRE 1972).

Bis in unser Jahrhundert hinein spielte der Mensch jedoch kaum irgendwo im Weltmeer eine der Raubtätigkeit anderer Organismen gleichgestellte Rolle. Haie, Thune, Robben, Wale und Seevögel waren die Hauptnutznießer der auch für den Menschen leicht und in ausreichenden Mengen zu erbeutenden Fischarten, in erster Linie Herings- und Dorschartige.

So schätzt TIEWS (1978) den früheren, saisonalen Futterverbrauch des Roten Thuns auf 0.3 - 0.4 Mio t. Noch zu Anfang der 60er Jahre wanderte dieser Fisch in größeren Mengen während der wärmeren Jahreszeit in den Nordost-Atlantik und hier vornehmlich in die Nordsee ein. Etwa 60% seiner Nahrung erbeutete er in der Nordsee selbst. Weit über die Hälfte der Futterfische waren Heringe, als weiteres jagten die Thune Makrelen und Dorschartige.

Die kommerzielle Fischerei wurde zunächst in Randmeeren wie Nord- und Ostsee intensiviert, trotzdem entnahm der Mensch aber bis zu Beginn des 19. Jahrhunderts nur unwesentliche Mengen an Bodenfischen wie Dorsch, Schellfisch oder Scholle aus der Nordsee (ANDERSEN u. URSIN 1977). In der Ostsee gab es bis Mitte der dreißiger Jahre unseres Jahrhunderts noch völlig unberührte Fischpopulationen (THUROW 1974). Selbst die Treibnetzfischerei auf den Nordseehering, auf der sich während des Mittelalters vielerorts ein bedeutender kommunaler, aber auch nationaler Wohlstand gründete, erbrachte schätzungsweise im Jahresdurchschnitt nur 0.3 Mio t, das heißt nur ein Drittel bis die Hälfte dessen, was seit Anfang des 20. Jahrhunderts im Jahresmittel an Heringen der Nordsee durch die Fischerei entnommen wird (Abb. 1) (ANDERSEN u. URSIN 1977). Ob allerdings im 13. Jahrhundert der sgn. Schonenheringsbestand der nordwestlichen Ostsee, der für die Hanse von so großer Bedeutung war, nicht doch schon wegen Überfischung zugrunde gerichtet wurde, oder ob er infolge hydrographischer Veränderungen verschwand, muß dahin gestellt bleiben.

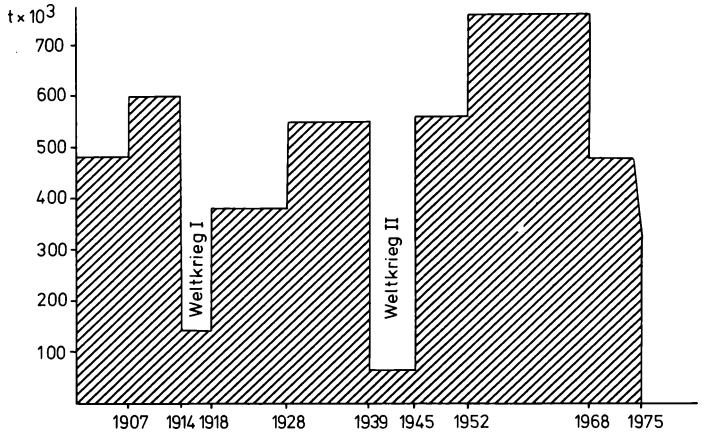

Abb. 1: Mittlere Erträge der Nordsee-Heringsfischerei zu verschiedenen Zeitabschnitten unseres Jahrhunderts.

Bis vor wenigen Jahrzehnten trat vermutlich keine nennenswerte Beeinflussung der Gesamtenergieverteilung und des Energieflusses in marinen Ökosystemen auf, die auf eine fischereiliche Tätigkeit zurückging.

Der Fischereiertrag liegt jetzt global betrachtet nahe 70 Mio t. Damit reicht er an die obere Grenze heran, die - soweit es die Fischerei auf konventionell befischte Artengruppen betrifft - mit ca. 100 Mio t angenommen wird (GULLAND 1970). Die Fischerei ist neben den an Fischbeständen zehrenden Tierarten zum stärksten Räuber geworden. Das zeigt u.a. eindrucksvoll das Beispiel der Peruanischen Sardelle *(Engraulis ringens)*. Die Art wurde bis weit in die 50er Jahre hinein fast ausschließlich über den von den Guano-Vögeln produzierten Naturdünger genutzt. Mitte der 60er Jahre erreichten die Anlandungen der auf die Sardellen einsetzenden Fischerei 10 Mio t. Auf 15-20 Mio t wurde deren gesamte jährliche Biomasse geschätzt. Nur ca. 2.5 Mio t, d.h. 1/4 bis 1/5 der Menge, die die Fischerei dann den peruanischen Küstengewässern entnahm, sollen die Guano-Vögel gefressen haben (IDYLL 1973).

Die Fischerei tritt heute überall als ein sehr potentieller Räuber in marinen Ökosystemen in Erscheinung: ein Räuber, bei dem - anders als bei natürlichen Feinden - keine sensible Rückkopplung mit den Beutetierbeständen gegeben ist. Die wirtschaftliche Nutzung mariner Ökosysteme hängt nun entscheidend davon ab, wie das System auf die zunehmende Aktivität eines Räubers reagiert, der außerhalb des Systems steht, und der die oberen Glieder der Nahrungskette immer stärker bejagt. Dabei spielt die Fischereistrategie eine wichtige Rolle bei der Frage, ob das Ökosystem so verändert wird, daß es letztlich keinen Nutzen für die Fischerei mehr bringt.

Erst nach dem 2. Weltkrieg begann sich allgemein die Erkenntnis durchzusetzen, daß es überhaupt zu Überfischungserscheinungen kommen kann. Noch später haben sich unsere Vorstellungen hierüber differenziert und konkretisiert. Der Prozeß der Erkenntnisgewinnung darüber, wie eine Überfischung biologisch zu interpretieren ist, und welche Folgen sie für das Gesamtsystem hat, ist jedoch keineswegs abgeschlossen.

Alle Möglichkeiten einer Überfischung müssen letztlich aus ökologischer Sicht beurteilt werden. Wachstums-, Nachwuchs- und Ökosystem-Überfischung sind zu unterscheiden. Das Erscheinungsbild wird hierbei zunehmend komplexer, schwerer definierbar, sogar subjektiv in der Beurteilung. An Beispielen seien die verschiedenen Überfischungsformen kurz charakterisiert sowie einige fischereilich bedingte Veränderungen in Ökosystemen diskutiert.

Wachstumsüberfischung

Eine relativ frühzeitig entwickelte fischereibiologische Theorie besagt, daß die Fischerei in erster Linie Auswirkungen auf den betroffenen Bestand einer Art zeigt. Darüber hinausgehende Einflüsse auf das Ökosystem bleiben unberücksichtigt. Das bekannteste populationsdynamische Modell, dem diese Theorie zugrunde liegt, wurde von BEVERTON u. HOLT (1957) entwickelt. In der Praxis bildet es vielfach die Grundlage für die Planung der Befischung einzelner Bestände. Es beruht auf der Überlegung, daß durch die Fischerei der Bestand alter, ausgewachsener Individuen gelichtet wird und sich der Lebensraum für junge Fische mit hoher Wachstumsrate, hoher Energiekonversion und geringer, natürlicher Sterblichkeit vergrößert. Der so reduzierte und verjüngte Bestand besitzt eine höhere Produktionsleistung. Das Modell führt aufgrund von Kenntnissen über die Bestandsgröße, das mittlere Wachstum sowie die natürliche Sterblichkeit seiner Individuen zu einer rechnerischen Lösung, durch die über den fischereilichen Aufwand und die Mindestfanggröße der Fische des Bestandes der maximal mögliche Dauerertrag bestimmt wird. Das

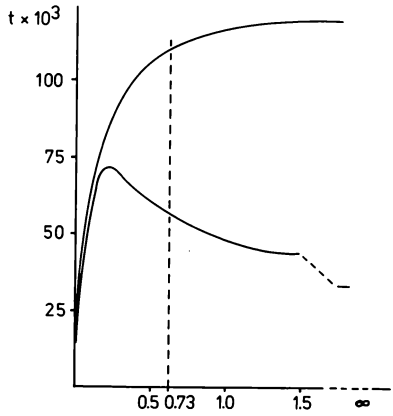

Abb. 2: Ertragskurven für die Nordsee-Schollenfischerei bei verschiedener Mindestgröße und steigender Fischerei-Intensität.
Aktuelle Situation während der Zeit vor dem Krieg: Mindestfangalter: 3.7 Jahre, F = 0.73 (n. BEVERTON 1953).

Reproduktionspotential wird dabei wegen der großen individuellen Fruchtbarkeit als weitgehend unbeeinflußbar betrachtet, ebenso wie das mittlere Wachstum der Art, der Eintritt der Geschlechtsreife und die natürliche Sterblichkeit. Am Beispiel der Nordseescholle zeigt BEVERTON (1953), wie sich die Erträge, bei gegebener Befischungsintensität unterschiedlich gestalten, je nachdem, ob das optimale Mindestfangalter eingehalten wird oder nicht (Abb. 2). Über die Regulierung der Maschenweite in den Netzen der kommerziellen Fischerei kann man bei gegebenem Fangaufwand Einfluß auf eine nachhaltige Ertragsentwicklung nehmen und eine Wachstumsüberfischung vermeiden, die zu einer unvollständigen Nutzung des Produktionspotentials des Bestandes führt.

Nachwuchsüberfischung

Bei Arten, die eine kurze Lebenszeit haben, oder die nach Erreichen der Geschlechtsreife nicht mehr nennenswert wachsen und infolgedessen dann rasch abgefischt werden können oder die eine geringe Fruchtbarkeit aufweisen, läßt sich ein Dauerertrag allein über eine Regulierung der Fanggröße nicht erzielen. In einem solchen Fall muß die fischereiliche Sterblichkeit, etwa mit Hilfe von Fangquoten oder Fischereischutzzonen,

reduziert werden. Das Befischungsmodell muß also um eine Komponente ergänzt werden, die das Reproduktionspotential der Art berücksichtigt und die die Mindestbestandsgröße für eine optimale Nutzung festlegt. Geschieht das nicht, resultiert ein kleinerer Bestand, von dem dann weniger an Biomasse entnommen werden kann. Von ausschlaggebender Bedeutung ist dabei, daß unter dem Einfluß einer Fischerei die Art eine Reaktion in ihrer Fortpflanzungskapazität bzw. in der nicht fischereilich bedingten Sterblichkeit ihres Nachwuchses zeigt. Täte sie das nicht, wäre eine Befischung, die nicht zur Vernichtung des Bestandes führt, ausgeschlossen. Der Niedergang fast aller Bartenwal-Bestände ist ein Beispiel einer Nachwuchsüberfischung, die nicht allein zum Erlöschen des Bestandes, sondern sogar zur Vernichtung einzelner Arten zu führen droht. Nach ALLEN u. CHAPMAN (1977, zit. n. HEMPEL 1977) kann auch bei Walbeständen ein maximaler Dauerertrag durch Abschöpfen überschüssigen Nachwuchses erzielt werden, nicht zuletzt weil sich bei einer Bejagung die Vermehrungsrate der Wale durch ein früheres Erreichen der Geschlechtsreife erhöht (HORWOOD 1976). Nach HEMPEL (1977) würde es heute bis zu 50 Jahren strikter Schonung bedürfen, um bei antarktischen Walen wieder optimale Bestandsgrößen zu erzielen, wobei allerdings die Frage, ob eine Bestandserholung in jedem Fall biologisch noch möglich ist, z.Zt. offen ist.

Eine Wachstumsüberfischung kann u.U. unmittelbar eine Nachwuchsüberfischung zur Folge haben, insbesondere dann, wenn erstere nicht erkannt wird, wie es bei der Felchenfischerei des Bodensees in den 60er Jahren der Fall war. Infolge einer Wachstumsakzeleration, die auf die Eutrophierung des Sees zurückging, wurden die Fische zunehmend auf einem zu frühen, noch juvenilen Altersstadium gefangen, da die Maschenweite zunächst nicht an die beschleunigte Größenzunahme angepaßt worden war. Der Bestand nahm daraufhin sehr stark ab, weil der Nachwuchs fehlte. Durch eine spätere Vergrößerung der Netzmaschen von 38-40 cm auf 44 cm konnte aber langfristig der Felchenbestand im Bodensee gesichert werden (NÜMANN 1967).

Hält eine Nachwuchsüberfischung zu lange an, resultiert daraus möglicherweise eine Ökosystemüberfischung.

Ökosystemüberfischung

Wird ein Bestand in einem Ausmaß von der Fischerei überbeansprucht, daß er seine Bedeutung als Ressource in einem Ökosystem verliert, hängt es von der Reaktion des Systems ab, ob gleichzeitig auch von einer Ökosystemüberfischung gesprochen werden muß. Das zeigt die Entwicklung mehrerer Bestände heringsartiger Schwarmfische. Zunächst erscheint es wenig wahrscheinlich, daß Massenfischarten, bei denen das Einzelindividuum zudem noch eine relativ große Fruchtbarkeit besitzt, durch die Fischerei vernichtet werden. Ehe das geschieht, ist die Befischung längst unrentabel geworden und eingestellt. Trotzdem ist zu beobachten, daß sich nach Einstellung der Fischerei infolge nachlassender Ertragsfähigkeit solche Bestände auch langfristig nicht wieder erholen, obwohl die Art nach wie vor in dem betreffenden Gebiet existent ist.

Ein hervorstechendes Beispiel dafür ist die Bestandsentwicklung der kalifornischen Sardine *(Sardinops caerulea)*: Die in den 30er Jahren Erträge bis zu 800 000 t x a^{-1} liefernde Population brach Mitte der 40er Jahre zusammen, und die Fischerei erlosch in den darauffolgenden Jahren (GULLAND 1970). Zwei aufeinanderfolgende, schwache Jahrgänge, die auf eine ungünstige Temperaturentwicklung während der Laichzeit zurückgeführt wurden, sowie eine starke Reduktion des Elternbestandes durch die Fischerei führten wahrscheinlich dazu, daß eine zu den Sardinen in Nahrungskonkurrenz stehende, fischereilich wenig begehrte Sardellenart, die nicht befischt wurde, und die eine größere Temperaturtoleranz aufweist, weitgehend die frei gewordene Nische besetzte und nicht wieder verlassen hat (AHLSTROM 1965). Ökologisch erklärbar ist dieses dadurch, daß die Sardelle nicht befischt wird. Sonst wäre es vermutlich nach der einfachen Modell-

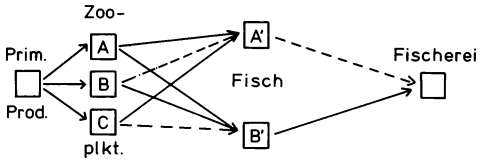

Abb. 3: Schema von Räuber-Beute-Beziehungen (näheres s. Text). (n. PARRISH u. SAILA 1970, verändert).

vorstellung von PARRISH u. SAILA (1970, zit. n. WYATT 1976) (Abb. 3) auf die Dauer zu einem dynamischen Gleichgewicht zwischen beiden Beständen gekommen, dergestalt, daß ein Räuber verschiedene Beutearten jeweils gemäß der dichteabhängigen Verfügbarkeit ihrer Biomasse nutzt, wobei eine Zehrung am Bestand des Beutetiers A eine Zunahme des Bestandes des Beutetiers B bewirkt.

Es haben sich hier durch eine Veränderung in der Artenzusammensetzung qualitative Änderungen in der Struktur des Ökosystems ergeben. Da sich der ökonomische Wert der Fischerei auf diese Weise gemindert hat, kann man von einer Ökosystemüberfischung sprechen. Denkbar wäre im Zusammenhang mit diesem Beispiel auch die Ersetzung einer planktivoren Fischart durch einen fischereilich vollständig nutzlosen Evertebraten mit gleichen Nahrungsansprüchen.

Perspektiven der fischereilichen Nutzungsmöglichkeit von Ökosystemen

Ökosystemkunde wird zunehmend wichtigerer Bestandteil fischereibiologischer Forschung. Soweit bisher erörtert, steht die auf eine spezielle Art ausgerichtete Populationsbiologie im Vordergrund des Ressourcenmanagements. Denkbar ist aber auch, daß ein Ökosystem im ökonomischen Sinn durchaus selbst dann noch nicht überfischt ist, wenn das ursprüngliche Fischereiobjekt endgültig eliminiert wurde. Weiterhin mögen neue, fischereilich wertvolle Arten in das System eingefügt werden können, ohne daß diese sich auf Kosten anderer genutzter Bestände entwickeln.

Die zuvor beschriebene Veränderung in der Zusammensetzung der Fischfauna des Kalifornienstroms hat zwar zum Zusammenbruch einer Fischindustrie geführt, produktionsbiologisch mag die Situation aber günstiger sein als zuvor. Die Ausbeute der Sardellen könnte nach fischereilichen Abschätzungen einen jährlichen Dauerertrag von ca. 2 Mio t erbringen, das wären 1.3 Mio t mehr, als der Sardinen- und Sardellenbestand zusammen produzieren würden (GULLAND 1970). Man nimmt an, daß die Konversionsrate der Nahrung bei den Sardellen größer ist. Wegen der höheren natürlichen Sterblichkeit der Sardellen könnten darüberhinaus dem Bestand wohl auch größere Mengen entnommen werden, als es bei den Sardinen der Fall ist.

Die Überfischung der antarktischen Furchenwale läßt ebenfalls mehrere Möglichkeiten offen, wenn man die Gesamtnutzung des südlichen Polargebiets im Auge hat: In welcher Richtung sich aus fischereibiologischer Perspektive die Biologie der Antarktis als Folge des Walfangs verändert hat, ist noch nicht vollständig geklärt. Der Verlust der Walbestände könnte ausgeglichen werden, wenn entweder Populationen anderer Arten mit gleichen Nahrungsgewohnheiten, also Krillfresser, infolge geringeren Konkurrenzdrucks anwachsen und genutzt würden, oder wenn es möglich ist, die nächst tiefere Trophiestufe direkt zu befischen.

Neben den Walen fressen in bescheidenem Umfang antarktische Fische und Tintenfische, intensiver aber Robben und Pinguine den etwa 10 cm langen Zooplankter *Euphausia superba*, den Krill. Konsumieren diese etwa 100 Mio t, so hat der ursprüngliche Walbestand dem antarktischen Ökosystem etwa 185 Mio t Krill jährlich entnommen. Ein Anwachsen der Robbenpopulationen während der letzten Jahrzehnte ist wahrscheinlich, bei den Pinguinen fehlen entsprechende Analysen (HEMPEL 1977). Für beide Gruppen ist das Populationswachstum ggf. eher durch das zur Verfügung stehende Brutareal als durch die Nahrung limitiert. Die Krill fressenden Fischbestände scheinen wegen geringer Reproduktionsraten bereits größtenteils infolge sowjetischer Fischereiaktivität überfischt. Der Nutzungswert aller Gruppen ist sicher kleiner als der der Wale. Hingegen scheint die unmittelbare Befischung des Krills wirtschaftlich erfolgversprechend zu sein. Eine solche Fischerei könnte zu der höchsten Nutzungsrate bei einer einzelnen marinen Art führen, bedingt dadurch, daß man, sehr niedrig in der Nahrungskette, einen marinen Pflanzenfresser befischt. Es kommt hinzu, daß der Verlust an gebundener Energie in der antarktischen Nahrungskette besonders groß zu sein scheint. Die Effizienz hier wird von HEMPEL (1977) auf die Hälfte der Nahrungsketteneffizienz in der Nordsee geschätzt. Einem Fischereipotential von 100-150 Mio t Krill steht das von 2-3 Mio t antarktischer Säuger gegenüber.

Biologische, technologische sowie soziologische Überlegungen spielen für die zukünftige Art einer wirtschaftlichen Nutzung des antarktischen Ökosystems z.Zt. eine große Rolle. Falls die Nachwuchsüberfischung der antarktischen Walbestände so groß war, daß die Arten zum Aussterben verurteilt sind, und falls sich die Befischung des Krills ökonomisch nicht durchführen läßt, würde hier vermutlich ein sehr großer Teil der Produktion höherer mariner Organismen ungenutzt bakterieller Remineralisation zum Opfer fallen.

Das Ökosystem der Antarktis setzt sich aus sehr wenigen Arten zusammen, die die Hauptkomponenten von nur drei wesentlichen Trophiestufen bilden. Wegen der bedeutenden Größenunterschiede führt vom Phytoplankton über den Krill zu den Bartenwalen eine unverzweigte und deswegen wenig komplexe Nahrungskette. Dieses System scheint denkbar geeignet für eine quantitative Beschreibung durch ein mathematisches Modell, auf dem dann eine Nutzungsstrategie basieren könnte.

In anderen Fällen ist es sehr viel schwieriger, Veränderungen im Ökosystem in ihrer Ursache, ihrem Ausmaß und in ihrer Wirkung eindeutig zu erfassen und ihre Bedeutung zu erkennen. Das zeigt die jüngste Entwicklung der Nordseefischerei. Die Gesamtanlandungen aus der Nordsee haben seit Kriegsende ständig zugenommen. Mit über 3 Mio t erreichten sie 1973 eine zuvor nie gekannte Höhe (Abb. 4). Auffällig dabei ist, daß Bodenfischarten, vornehmlich Gadiden wie Schellfisch, Kabeljau und Wittling, sehr starke Jahrgänge hervorbrachten, woraus rasch ansteigende Erträge resultierten. Die Fänge an pelagischen Arten gingen kaum oder nur vorübergehend infolge der Befischung ungenutzter Bestände über die vor dem Krieg erzielten Mengen hinaus. Ende der 60er Jahre nahmen die Anlandungen an Freiwasserfischen sogar stark und nachhaltig ab, beim Hering in einem Maße, daß jetzt eine vollständige Schonung des Bestandes notwendig erscheint. Wodurch

immer die Verschiebung in den Mengen der einzelnen Arten zueinander verursacht worden ist, es ist nicht auszuschließen, daß sich dadurch die fischereilich-produktionsbiologische Situation in der Nordsee verbessert hat.

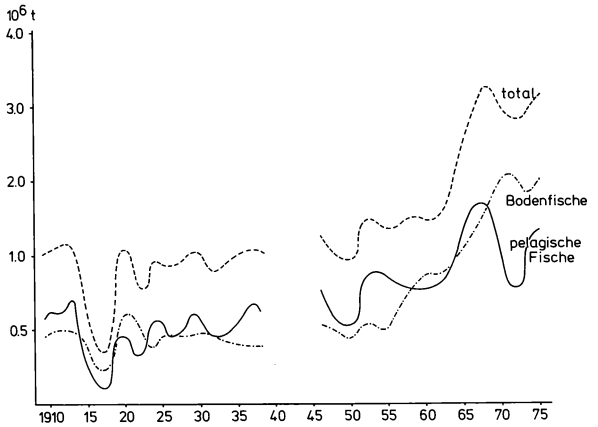

Abb. 4: Fischereianlandungen aus der Nordsee seit Beginn unseres Jahrhunderts.

Eutrophierungserscheinungen und eine erhöhte Primärproduktion können aufgrund der vorliegenden Daten nicht die Ursache für die Ertragssteigerung sein (ANDERSEN u. URSIN 1977). Ertragssteigerungen sind aber durch die Befischung von vor dem Krieg nicht genutzter Arten erzielt worden. Eine kurzfristige, sehr intensive Ausbeute und damit Überfischung der pelagischen Arten Hering und Makrele und eine optimale, zu maximalen Dauererträgen führende Befischung verschiedener Gadiden haben nach HOLDEN (1978) weiterhin höhere Erträge erbracht. Das erklärt aber nicht den ganzen Umfang der Zunahme der Anlandungen. URSIN u. ANDERSEN (1977) diskutieren anhand eines von ihnen entwickelten Vielartenmodells die Möglichkeit, daß eine Erklärung auch in einer quantitativen Veränderung der Artenzusammensetzung gesucht werden kann. Das Modell zeigt zunächst folgende Reaktionen des Ökosystems: Durch die Bestandsabnahme von Hering und Makrele, die wie viele planktophage Fische einen hohen Anteil von Fischeiern, Fischlarven und Jungfischen im freien Wasser aufzehren (NIELAND 1976), kommt es zu einer höheren Rekrutierung der Bodenfischbestände. Weiterhin reduziert die Verminderung der Hai-, Thunfisch- und Seesäugerbestände die natürliche Sterblichkeit anderer Fischarten.

Anhand von Wachstumsanalysen an marinen Fischen aus unterschiedlich dichten Populationen kann man schließen, daß das System nicht nahrungslimitert ist. Deshalb kann die größere Individuenmenge an Bodenfischen die evertebrate Bodenfauna intensiver nutzen. Derartiges ist seit langem z.B. aus der Teichwirtschaft bekannt, wo die Erfahrung gezeigt hat, daß optimale Erträge bei gegebener produktionsbiologischer Situation auf den tieferen Trophiestufen in einem Teich sehr von der Dichte des Fischbesatzes und der Ausnutzung des Nahrungsangebots durch den Besatz abhängen. SCHÄPERCLAUS (1967) folgend sind diese Verhältnisse in Abb. 5 graphisch skizziert. Selbst bei einer Reduktion im Wachstum des Einzelindividuums infolge höheren Energieaufwandes für die Nahrungssuche steigt der Gesamtertrag zunächst weiter an. Eine mathematische Energiebilanzierung eines solchen Systems fehlt bislang aber noch.

Wegen der Reduktion der Fischräuber können demersale Fischbestände in der Nordsee bereits auf einem jüngeren Stadium stärker befischt werden, da jetzt weniger Laichfische zur Aufrechterhaltung des Bestandes ausreichen. Das führt gleichzeitig zu einer Unterdrückung des Kannibalismus, der von älteren Fischindividuen ausgeht, was weiterhin eine Abnahme der natürlichen Sterblichkeit bewirkt. Insbesondere fressen ältere Kabeljaus größere Mengen von Jungfischen der eigenen Art, aber auch Jährlinge anderer Gadiden, verschiedener Plattfische und des Herings (DAAN 1973, 1975). Durch die starke Reduktion von Fischen, die einer höheren Trophiestufe angehören, vergrößert sich die ökologische Effizienz des Systems für die Fischerei.

Da es scheint, daß einige Bodenfischarten relativ stärker zugenommen haben als andere, kann sich auch die Diversität der Fischfauna erhöht haben. Damit ist möglicherweise eine bessere Ausnutzung des Zoobenthos durch die Fische verbunden. Eine solche Annahme findet eine Unterstützung in Ergebnissen teichwirtschaftlicher Untersuchungen, die zeigen, daß bei gleichem Gesamtenergieeintrag in das System allein durch die Vermehrung der Artenzahl bis zu 100% höhere Fischerträge resultieren. Der Gesamtzuwachs von 15 kg x ha^{-1} x d^{-1} in einer Mischkultur von Karpfen und *Tilapia* stieg auf 30 kg x ha^{-1} x d^{-1}, wenn eine dritte Art, und zwar der Silberkarpfen, in das Ökosystem der Teiche mit eingefügt wurde (REICH 1975). Eine einfache Erklärungsmöglichkeit hierfür wäre, daß eine unbesetzte Nische ausgefüllt wurde. Denkbar ist aber auch eine gegenseitige positive Beeinflussung zwischen den Fischarten. Letzteres scheint bei Karpfen und *Tilapia* gegeben zu sein, und zwar dadurch, daß der Karpfen eine zusätzliche Nahrungsquelle in den Jungen der sich stark vermehrenden *Tilapia*-Population findet, ohne daß sich dadurch der *Tilapia*-Ertrag vermindert (SPATARU u. HEPHER 1977). Die Existenz ungenutzter oder nicht voll genutzter Nischen in einem Ökosystem ist auch von natürlichen Gewässern her bekannt. So wird z.B. der See Genezareth in Israel seit 1958 mit der Brut von Meeräschen (*Mugil* spec.) bestockt. Diese Art ist extrem euryhalin, die Fortpflanzung erfolgt aber ausschließlich im Meer. Der Besatz mit 7000 - 5.6 Mio Stück Jungfischen pro Jahr hat seit 1966 zu einem fischereilichen Mehrertrag zwischen 170-300 t geführt. 1972 betrugen die Gesamtanlandungen aus dem See z.B. 1670 t, davon waren 200 t oder 12% *Mugil*. Eine

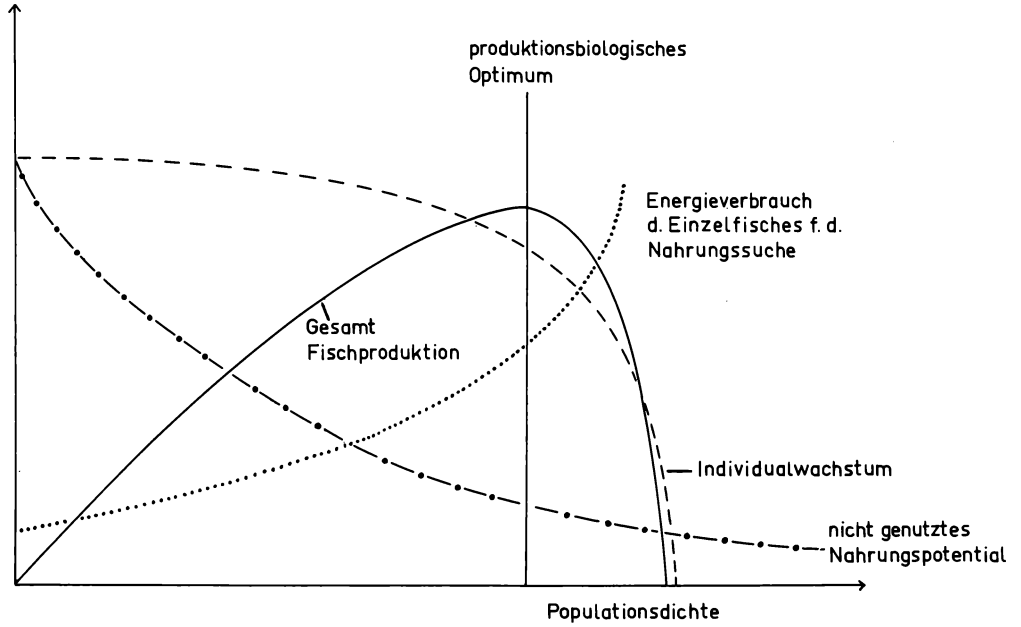

Abb. 5: Änderungen produktionsbiologischer Größen in einem Teich bei steigender Populationsdichte der Fische (n. SCHÄPERCLAUS 1967, verändert).

andere Art, *Tilapia aurea*, pflanzt sich zwar im See Genezareth fort, aus ungeklärten Gründen bietet das Ökosystem der Brut jedoch nur geringe Aufwuchschancen. Besatzmaßnahmen mit jungen *Tilapia aurea* von ca. 3 g Gewicht hatten eine Bestandsvergrößerung zur Folge, die ebenfalls zu einem Anstieg der Gesamtanlandungen der Fischerei führten (REICH 1976).

Sowohl eine Artenvermehrung wie eine Verschiebung des mengenmäßigen Anteils einzelner Arten zueinander können, wie aus teichwirtschaftlichen Versuchen bekannt, gleichermaßen ertragssteigernd sein. Die Veränderung, die in der Struktur der lebenden Elemente des Ökosystems Nordsee erfolgt sein mag, zeigt schematisch die Abb. 6. Rein hypothetisch sind dabei angedeutete Veränderungen für das Zoobenthos und das karnivore Zooplankton.

Während eines Symposiums über die Entwicklung der Nordseefischerei 1975 (HEMPEL 1978) wurden aber sehr unterschiedliche Möglichkeiten aufgezeigt, die zu einer Veränderung der ökologischen Situation und damit zu dem starken Anstieg der Anlandungen geführt haben können. Insbesondere werden Klimaänderungen und Verschiebungen im jährlichen Produktionszyklus angeführt. So könnte in jüngster Zeit ein von CUSHING (1969) erörtertes Zusammentreffen der relativ fixierten Laichzeit verschiedener Fischarten und dem stärker

variierenden Einsetzen der Planktonproduktion im Frühjahr infolge günstiger Wetterbedingungen häufiger erfolgt sein. Das hätte dann eine stärkere Rekrutierung, insbesondere bei den im Frühjahr laichenden Massenfischbeständen wie Kabeljau, Schellfisch und Wittling zur Folge gehabt.

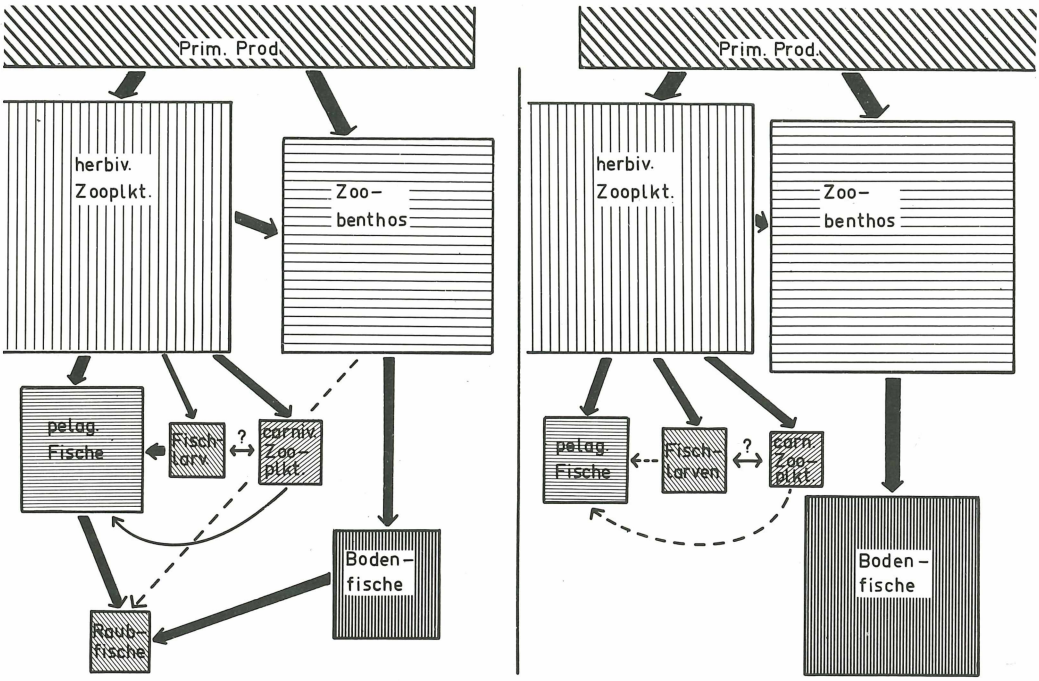

Abb. 6: Produktion und Energiefluß im Ökosystem der Nordsee bei zwei strukturell unterschiedlichen Situationen.
Die Größe der Quadrate bringt die Produktionsgröße zum Ausdruck, die Dicke der Pfeile die Menge der von einer Trophiestufe zur anderen fließenden Energie. Alle Größen sind relativ (schematisch n. Angaben von ANDERSEN u. URSIN 1977).

Wie z.Zt. eine Empfehlung zur optimalen Befischung des Ökosystems Nordsee aussehen müßte, ob sie eher dem klassischen Einarten-Modell von BEVERTON u. HOLT folgen sollte, das eine relativ starke Schonung der Bestände vorsieht, oder eher dem Mehrarten-Modell von URSIN u. ANDERSEN, mit rigoroser Befischung der räuberischen und kannibalistischen Arten bzw. Altersstadien, kann niemand heute mit Sicherheit sagen.

Unsere Kenntnisse über Energieaufnahme und Energiefluß und im Zusammenhang damit über Arten- und Bestandsverschiebungen in marinen Ökosystemen reichen selbst für die so eingehend untersuchte Nordsee nicht aus, um einen optimalen Arten- und Individuenaufbau realistisch zu simulieren. Vor allem wissen wir nicht, ob umweltbedingte Änderungen in der Artenzusammensetzung planktischer und benthischer Evertebraten sowohl auf die pelagischen Jugendstadien als auf die bodenlebenden Stadien der Fische einen weitgehend unkalkulierbaren Einfluß nehmen können. In der Nordsee dürfte es z.B. während der vergangenen 20 Jahre zu einer Verschiebung in der Größenzusammensetzung des Zooplanktons zugunsten kleinerer Arten gekommen sein, was die Lebensbedingungen der planktivoren Fischarten verschlechtert und die der Fischlarven allgemein verbessert haben könnte (HEMPEL 1977). ARNTZ u. HEMPEL (1972) weisen darauf hin, daß im Kattegat nur 1-2% der Benthosproduktion Fischen als Nahrung zur Verfügung steht. Den Hauptanteil benthischer Organismen bilden Echinodermen, die kaum gefressen werden und darüberhinaus Nahrungskonkurrenten der Fische sind. In der an Mollusken reichen Kieler Bucht bestehen mehr als 30% der Biomasse des Benthos aus Fischnährtieren. Ob es sich jeweils um regional bedingte Unterschiede handelt, oder ob den Erscheinungsbildern Artensukzessionen zugrunde liegen, ist noch nicht zu beantworten. SMETACEK (1978) weist auf die Bedeutung von Artensukzessionen im Phytoplankton für die nachfolgenden Glieder des Nahrungsnetzes hin.

Die Fischereibiologie ist z.Zt. in der Verlegenheit, keine eindeutigen Empfehlungen zur wirtschaftlichen Nutzung mariner Ökosysteme geben zu können, die auf zusammenhängenden Kenntnissen über die Struktur von Ökosystemen beruhen. Eine den Einzelbestand schonende optimale Befischung, basierend auf populationsdynamischen Erkenntnissen über die jeweilige Art steht noch im Vordergrund der Maßnahmen der angewandten Fischereibiologie.

Das Detailwissen über die physiologische und / oder verhaltensmäßige Reaktion einzelner Arten oder Artengruppen auf anthropogen oder klimatisch bedingte Biotopveränderungen ist z.T. schon sehr groß. Was im marinen Bereich noch weitgehend fehlt, sind synoptische Analysen zur spezifischen und interspezifischen Wirkung von physikalischen, chemischen und biologischen Fluktuationen im Ökosystem. Es ist deshalb in einer koordinierten, multidisziplinären Ökosystemforschung die Grundlage für eine zukünftige wirtschaftliche Nutzung der lebenden marinen Ressourcen zu sehen. P.F. MEYER stellte 1949 die Frage, wie ein Bestand befischt werden müsse, um einen möglichst großen, gleichmäßigen und qualitativ hochwertigen Ertrag zu erzielen. In Zukunft wird die Frage u.U. nicht mehr auf die Befischung des Bestandes, sondern auf die des Ökosystems zielen. Vergegenwärtigen wir uns allerdings, welche Schwierigkeiten sich hierbei aus international unterschiedlichen Vorstellungen über die Qualität und damit Wirtschaftlichkeit verschiedener Fangzusammensetzungen eines Ökosystems ergeben können, so mögen dagegen die Probleme, zu einer ökologischen Gesamtschau zu kommen, durchaus in den Hintergrund treten.

Literatur:

AHLSTROM E.H., 1965: A review of the effects of the environment of the Pacific Sardine. - ICNAF Environmental Symposium Rome 1964, Spec. Publ. 6: 53-74.

ALLEN K.R., CHAPMAN D.G., 1977: Whales. In (Ed. Gulland): Fish population dynamics. London (Whiley): 335-358.

ANDERSEN K.P., URSIN E., 1977: A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts of phosphorus circulation and primary production. Meddr. Danm. Fisk. og Havunders. N.S. 7 (im Druck).

ARNTZ W., HEMPEL G., 1972: Biomasse und Produktion des Makrobenthos in der Kieler Bucht und seine Ausnutzung durch kommerzielle Bodenfische. Verh. Dt. Zool Ges. 65. Jahresvers. 1971: 32-37.

BECKER G.A., KOHNKE D.P., 1977: Comments on long-term variations of sea surface temperatures of the European shelf seas. ICES, C.M./C 37, Mimeo: 13 pp.

BEVERTON R.J.H., 1953: Some observations on the principles of fishery regulation. Cons. Int. Expl. Mer. J. Cons. 19: 57-68.

- , HOLT S.J., 1957: On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Invest., London Ser. II/19: 533 pp.

CUSHING D.H., 1970: The regularity of the spawning season of some fishes. J. Cons. int. Expl. Mer. 33: 81-97.

DAAN N., 1973: A quantitative analysis of the food intake of North Sea cod, *Gadus morhua*. Neth. J. Sea Res. 6: 479-517.

- 1975: Consumption and production of North Sea cod, *Gadus morhua:* an assessment to the ecological status of the stock. Neth. J. Sea Res. 9: 24-55.

GULLAND J.A., 1970: The fish resources of the ocean. FAO Fisheries Technical Paper 97: 425 pp.

HAMRE J., 1978: The effect of recent changes in the North Sea mackerel fishery on stock and yield. In (Ed. G. Hempel): North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 172 (im Druck).

HEMPEL G., 1977: Fischerei in marinen Ökosystemen. Verh. Dt. Zool. Ges. (im Druck).

- (Ed.), 1978: North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer., 172 (im Druck).

HOLDEN M.J., 1978: Long-term changes in landings of fish from the North Sea. In (Ed. G. Hempel): North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer., 172 (im Druck).

HORWOOD J.W., 1976: On the joint exploitation of krill and whales. ICES, C.M./N./12: 6 pp. (Mimeo).

IDYLL D.P., 1973: The anchovy crisis. Sci. American 228: 22-29.

MEYER P.F., 1949: Die rationelle Ausnutzung der Seefischbestände. Fischereiwelt, Beih. 1: 9-11.

MOHR H., HORN W., 1977: Versuche zum Fang von Meeräschen im ostfriesischen Wattenmeer. Inf. Fischwirtschaft 24: 174-176.

NIELAND H., 1976: Nahrungsuntersuchungen an einigen pelagischen Fischen vor Nord-West-Afrika. Dipl. Arbeit, Kiel.

NÜMANN W., 1967: Ungewollte und gezielte Eingriffe in die Populationsdynamik der Blaufelchen. Arch. Fisch. Wiss. 18: 12-24.

PARRISH J.D., SAILA S.B., 1970: Interspecific competition, predation and species diversity. J. theor. Biol. 27: 207-220.

REICH K., 1975: Multispecies fish culture (polyculture) in Israel. Bamidgeh 27: 85-99.

- 1976: Problems of fisheries research in lake Kineret. Bamidgeh 28: 3-11.

SAHRHAGE D., WAGNER G., 1978: On fluctuations in the haddock population in the North Sea. In (Ed. G. Hempel): North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172 (im Druck).

SCHÄPERCLAUS W., 1967: Lehrbuch der Teichwirtschaft. Berlin/Hamburg (Parey): 582 S.

SMETACEK V., 1978: Die Jahressukzession des Phytoplanktons: Ursache und Bedeutung für das marine Ökosystem. Verh. Ges. f. Ökol. (Kiel 1977).

SPATARU P., HEPHER B., 1977: Common carp predating on *Tilapia* fry in a high density polyculture fishpond system. Bamidgeh 29: 25-28.

THUROW F., 1974: Fischerei. In (Ed. L. Magaard & G. Rheinheimer): Meereskunde der Ostsee. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 233-252.

TIEWS K., 1978: On the disappearance of bluefin tuna in the North Sea and its ecological implications on herring and mackerel. In (Ed. G. Hempel): North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 172 (im Druck).

URSIN E., ANDERSEN K.P., 1978: A model of the biological effects of eutrophication in the North Sea. In (Ed. G. Hempel): North Sea fish stocks - recent changes and their causes. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 172 (im Druck).

WYATT T., 1976: Food chains in the sea. In (Ed. D.H. Cushing & J.J. WALSH): The ecology of the seas. Oxford/London/Edinburgh/Melbourne (Blackwell): 341-358.

ZIJLSTRA J., 1976: Fische. In: Wattenmeer. Neumünster (Wachholtz): 133-142.

Adresse:

Prof. Dr. Walter Nellen
Institut f. Meereskunde an der Universität
Abt. Fischereibiologie
Düsternbrooker Weg 20

D-2300 Kiel 1

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie

Jahr/Year: 1978

Band/Volume: 7_1978

Autor(en)/Author(s): Nellen Walter

Artikel/Article: Probleme der wirtschaftlichen Nutzung mariner Ökosysteme 67-76