

FID Biodiversitätsforschung

Bioindikatoren

Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen
8. bis 11. März 1981 in Köln

Indikatoren für Umweltbelastungen im Meer

Rachor, Eike

1982

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

Weitere Informationen

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-172935](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-172935)

Indikatorarten für Umweltbelastungen im Meer

Eike Rachor

Kurzfassung

Ausgehend von Untersuchungen über die Einbringung von Abfallschwefelsäure und Grünsalz aus der Titandioxid-Produktion und über die Belastung durch Sauerstoffzehrung (in Zusammenhang mit Klärschlamm-Einbringung) in der Deutschen Bucht wird dargestellt, welche Schwierigkeiten sich für die Beurteilung aus Bestandsuntersuchungen am Makrozoobenthos ergeben.

Von außerordentlicher Bedeutung ist die starke Variabilität der Fauna in einem Lebensraum, dessen Konstanz und Gleichförmigkeit überschätzt wurde und in dem die schnelle Wiederbesiedlung belasteter Teilräume vor allem zunächst durch opportunistische Arten zum natürlichen Geschehen gehört. Der Aussagewert opportunistischer, progressiver Indikatorarten für sich erscheint beschränkt. Es wird gezeigt, daß sich für bestimmte Belastungssituationen wie Störungen im bodennahen Sauerstoff-Regime in der inneren Deutschen Bucht nicht nur progressive, sondern auch regressive (empfindliche) Indikatorarten benennen lassen, mit den endobiontischen Echinodermen und Mollusken sogar regressive Groß-Taxa. Die für Schlickböden charakteristische Muschel *Nucula nitidosa* wird als ein Indikator für eine allmähliche Belastungszunahme im Sauerstoff-Regime angesehen.

Indikatorarten aus dem Makrozoobenthos für schleichende Veränderungen durch langsam zunehmende Schadstoffbelastungen, z. B. durch Schwermetalle oder schwer abbaubare organische Schadstoffe, sind für unsere Breiten noch nicht erkannt. Hier ist es weiterhin notwendig, Bodentiergemeinschaften als Gesamtheit zu überwachen und Veränderungen mit den Ergebnissen eines gezielten Schadstoff-Monitoring zu korrelieren.

Abstract

Indicator species for environmental impact in the sea

The difficulties for an evaluation of changes in marine macrozoobenthic stocks with regard to man-induced pollution are discussed. The discussion is based on the author's investigations about dumping effects of acid-iron wastes from TiO_2 -production and about the impact of oxygen deficiencies in connection with the dumping of sewage sludge in the German Bight. Considering these difficulties, the variability of the fauna is of extraordinary significance in an ecosystem, the constancy and uniformity of which were largely over-estimated and where a rapid recolonization of disturbed habitats by at first opportunistic species is regarded as a normal event. The indicator value of opportunistic, progressive species per se is questioned. It is shown that for specific stress situations such as near-bottom oxygen deficiencies in the inner German Bight not only progressive, but also regressive (sensitive) indicator species can be found. Even higher regressive taxa like the infaunal echinoderms and molluscs can be used as indicators. The mud-inhabiting bivalve *Nucula nitidosa* is regarded as an indicator of slowly increasing deterioration of the O_2 -regime.

Macrozoobenthic indicators for latent changes by slowly increasing noxious substances like heavy metals or persistent organic substances are not yet determined for our latitudes. It seems still necessary to observe animal bottom communities as a whole and to correlate changes to the results of specific monitoring measurements of harmful substances.

1. Einleitung

Den Fragen der Meeresverschmutzung wird erst seit etwa 25 Jahren verstärkt weltweit nachgegangen. Es darf daher nicht wundern, daß schon aus diesem Grunde noch immer ein Defizit in der Erforschung der Verschmutzungswirkungen und -bewertung gegenüber z. B. limnischen Ökosystemen vorhanden ist. Darüber hinaus sind deutliche Verschmutzungseffekte bisher fast nur in küstennahen, z. T. abgeschlossenen Meeresgebieten nachgewiesen, womit den jeweils herrschenden lokalen Verhältnissen eine außerordentliche Bedeutung zukommt und Verallgemeinerungen etwa anhand gehäuft auftretender oder fehlender Arten nur bedingt möglich sind. Von allgemeinen Bewertungssystemen, vergleichbar etwa den limnischen Saprobiensystemen, sind wir in der Meeresökologie weit entfernt. Für den Bereich des Wattenmeeres hat OTTE (1977) die Schwierigkeiten einer saprobiellen Bewertung aufgezeigt, und eine Typisierung etwa nach Indikatororganismen ist nicht gelungen.

Allerdings gibt es außerhalb des Wattenmeeres Ansätze für eine Bewertung organischer Belastungen anhand der Fauna, die auf die Untersuchungen von BLEGVAD (1932) in Kopenhagen zurückgehen und die im wesentlichen auf der Zonierung bzw. Sukzession einiger Indikatorarten oder -assoziationen in einem Belastungsgradienten basieren sowie Artenzahl

und Abundanz berücksichtigen. FILICE (1954), REISH (1955, 1972), BELLAN (1967), PÉRÈS & BELLAN (1972), LEPPÄKOSKI (1975), PEARSON & ROSENBERG (1976, Review 1978) und andere haben das Konzept von BLEGVAD ausgebaut, BELLAN (1980) mit einem „Index biologischer Detektoren“ erweitert; in deutschen Küstengewässern (Kieler Bucht) hat ANGER das Konzept erfolgreich angewendet (1975, 1977).

Mein Beitrag soll angesichts der inzwischen recht umfangreichen Literatur (s. GRAY 1979, LOCKWOOD 1979, PERKINS 1979) keine umfassende Darstellung zum Indikator-konzept in der marinen Ökologie sein; ich werde vielmehr versuchen, ausgehend von unseren Untersuchungen in der Deutschen Bucht zur Beurteilung von Verschmutzungseinflüssen, die Aussagekraft und den Indikatorwert von Bodentier-Bestandserfassungen zu diskutieren und dabei auch einige offene Fragen darzustellen. Ich werde mich dabei auf das Makrozoobenthos beschränken, da die relativ artstärkste benthische Fauna am ehesten geeignet ist, Belastungen zu integrieren und anzuzeigen, da sie in dieser Hinsicht auch am besten erforscht ist und unsere eigenen Untersuchungen auch nur diese Komponente der Biozönose erfassen.

2. Ergebnisse aus dem Sublitoral der Deutschen Bucht

Seit 1969 werden von uns durch regelmäßige Probennahmen mit Bodengreifern Artenbestand und Abundanz der Makrofauna an Dauerstationen mit unterschiedlicher Bodenbeschaffenheit untersucht.

Eine der Dauerstationen liegt in einem Feinsand-Gebiet nordwestlich von Helgoland, im Zentrum des Einbringungsgebietes für verunreinigte schwefel- und eisensulfathaltige Abfälle aus der Titandioxid-Produktion. Die Wassertiefe im Gebiet liegt bei 25–28 m; Gezeiten- und Restströme bewirken eine recht gute Verdünnung und Nordwärts-Verfrachtung der Abfallmengen. Es soll hier nicht detailliert auf unsere Untersuchungsergebnisse eingegangen werden (s. RACHOR & GERLACH 1978), die auch nach nahezu 12 Jahren keine eindeutige Aussage über die Schädlichkeit oder Unschädlichkeit der Abfälle für die gesamte Biozönose erlauben (Abb. 1); vielmehr soll daran erinnert werden, daß die zeitliche Variabilität der Fauna in der offenen Deutschen Bucht groß ist und daß für diese Variabilität neben den jahreszeitlichen Schwankungen auch Störungen durch Sturmeinwirkungen und andere natürliche Faktoren (wie extrem kalte Wintertemperaturen) von großer Bedeutung sind.

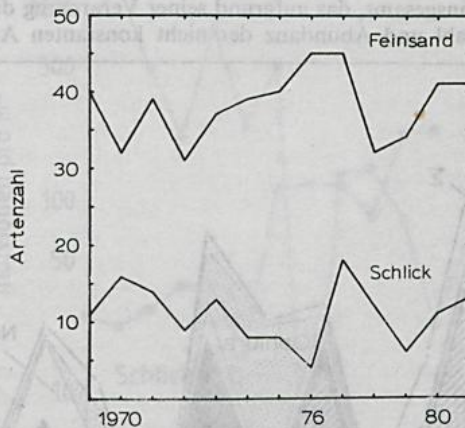


Abbildung 1. Entwicklung der Artenzahl des Makrozoobenthos an den Dauerstationen „Feinsand-Gebiet“ und „Schlick-Gebiet“ in der Deutschen Bucht.

Es sind die Ergebnisse für die Jahre 1969 bis 1981 nur anhand von Proben aus den Nachwinter-Monaten (März/April, 1981 Januar/Februar) dargestellt.

Die Fauna reagiert auf solche Störungen außerordentlich elastisch, wobei insbesondere opportunistische Arten wie die Kleinpolychaeten von Bedeutung sind. Es ist durchaus zu vermuten, daß die schnelle Wiederbesiedlung der Sandböden nach der fast regelmäßigen Winter-Verarmung durch diese vorwiegend zu den Suspensions- und Bodensatzfressern

gehörenden Kleinpolychaeten gefördert wird, wenn bei ruhigem Sommerwetter mit Nährstoffen angereicherte Eisenoxidhydrat-Partikeln aus den Abfällen in Bodennähe gelangen und sedimentieren. Seit Beginn der Einbringungen im Jahre 1969 treten nur noch Suspensionsfresser und Bodensatzfresser auf den Vorderrängen des Dominanzspektrums auf, auf den ersten drei Rängen kleine Arten wie *Magelona papillicornis*, *Spiophanes bombyx* und *Phoronis spec.* Allerdings ist die Vermutung einer zeitweisen Begünstigung solcher Opportunisten angesichts der natürlichen Schwankungsbreite der Abundanzdynamik schwer zu untermauern.

Durch die Sedimentation von Eisenoxidhydrat-Partikeln ist andererseits auch eine gewisse Anreicherung von Schwermetall-Beimengungen des Abfalls am Boden gegeben (HAASE, im Druck), wodurch chronische, bisher unerkannte Schäden verursacht werden können. Detailstudien über Wachstum und Produktion (einschließlich Reproduktion) jeweils einer Amphipoden- und Muschelart haben allerdings keine Störungen der Leistungsfähigkeit erkennen lassen (KLEIN, RACHOR & GERLACH 1975, SALZWEDEL 1980).

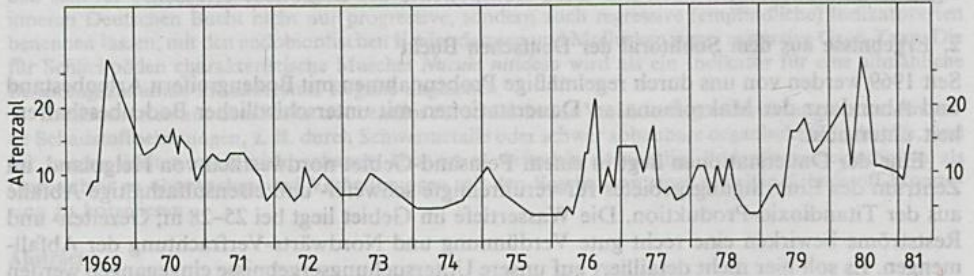


Abbildung 2. Entwicklung der Artenzahl des Makrozoobenthos an der Dauerstation „Schlick-Gebiet“ in der Deutschen Bucht im Detail von 1969 bis 1981.

Eine zweite unserer Dauerstationen liegt bei 23 m Wassertiefe im Schlickgebiet zwischen Elbemündung und Helgoland. Hier haben unsere seit 12 Jahren laufenden Untersuchungen am Makrozoobenthos eindeutige Hinweise dafür gegeben, daß das Sauerstoffregime im bodennahen Wasser und Boden im Sommer regelmäßig gestört ist (RACHOR 1977, 1980). Es war das Faunenspektrum insgesamt, das aufgrund seiner Verarmung diese Belastung erkennen ließ (Abb. 2): Artenzahl und Abundanz der nicht konstanten Arten gingen bis 1976

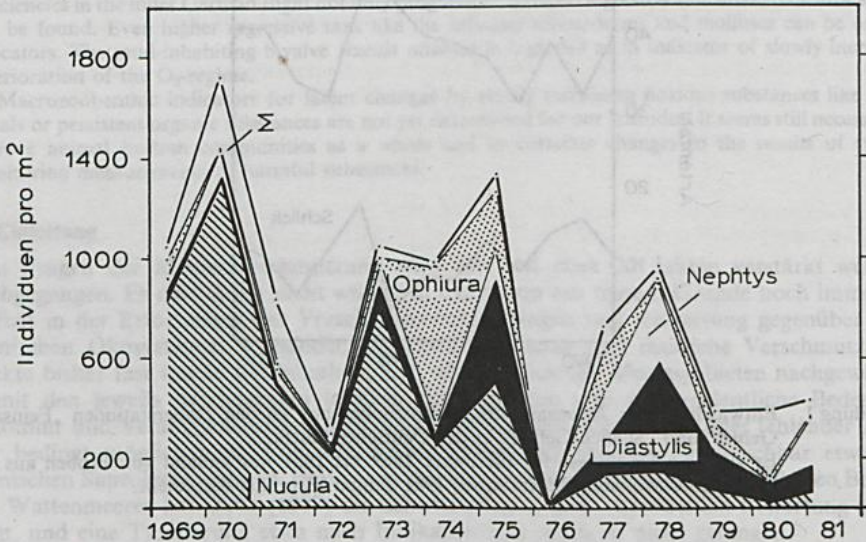


Abbildung 3. Abundanz-Entwicklung der vier regelmäßig an der Dauerstation „Schlick-Gebiet“ in der Deutschen Bucht gefundenen Arten *Nucula nitidosa*, *Diastylis rathkei*, *Ophiura texturata* und *Nephtys hombergii* (kumulativ; Σ = Summe der Abundanzen aller übrigen Arten; Nachwinter-Proben).

merklich zurück. Die genaue jahreszeitliche Verfolgung der Dynamik erlaubte Aussagen über die Ursachen der Verarmung: Regelmäßig brachen Populationen im Hochsommer zusammen, in der Jahreszeit, in der normalerweise maximale Besiedlungsdichten und Artenzahlen erreicht werden, andererseits auch am ehesten Sauerstoffdefizite auftreten.

In Jahren extremer Verarmung wird das Artenspektrum auf vier Arten reduziert (Abb. 3). Unter diesen vier „konstanten“ Arten ist die Cumacee *Diastylis rathkei* als geschickter Schwimmer und im Winter brutpflegende Art besonders gut an hochsommerliche Sauerstoffverknappung im Bodenbereich angepaßt und weist im Untersuchungszeitraum eine Zunahme in der Abundanz auf. Auch der Schlangenstern *Ophiura texurata* und der Polychaet *Nephtys hombergii* sind durch hohe Vagilität ausgezeichnet und können sich nach dem Sommer fortpflanzen. Bei der kleinen Muschel *Nucula nitidosa* hat die lang ausgedehnte Laichperiode ein erstes Maximum nach dem Hochsommer, ein zweites nach dem Winter; die Art wird mehrere Jahre alt (im Gebiet 5 Jahre (RACHOR 1976)), laicht frühestens im zweiten Lebensjahr und hat keine typische pelagische Larvalphase. Während *Ophiura* und *Nephtys* im Untersuchungszeitraum keine auffälligen, andauernden Trends in der Abundanz zeigen, ist bei *Nucula* die Entwicklung von 1969 bis 1981 insgesamt regressiv. In einer eingehenden Studie zur Populationsdynamik und Produktivität von *Nucula nitidosa* (RACHOR 1976) habe ich schon darauf hingewiesen, daß die Population im Schlickgebiet unter suboptimalen Bedingungen lebt und deshalb retardiertes Wachstum und verringerte Lebenserwartung hat.

An einer westlich vom Schlickgebiet gelegenen Dauerstation mit Schlicksandsediment ist die Populationsentwicklung von *Nucula nitidosa* geradezu entgegengesetzt zu der im Schlickgebiet (zunehmender Trend, Abb. 4).

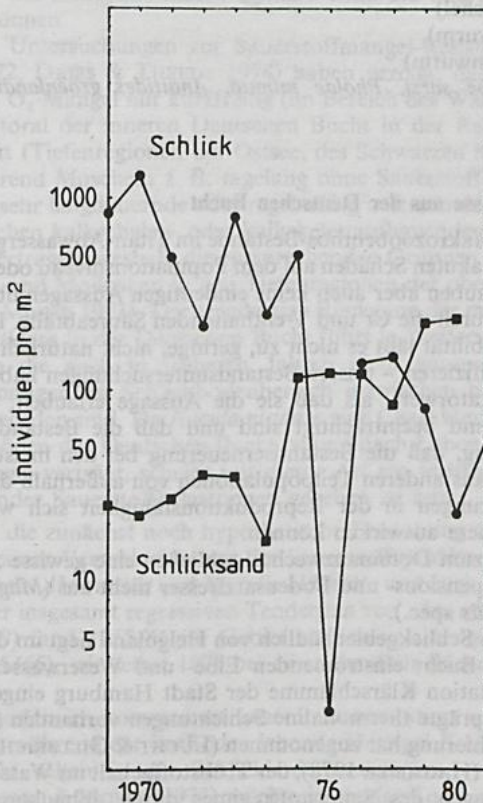


Abbildung 4. Vergleich der Abundanz-Entwicklung der Muschel *Nucula nitidosa* an der Dauerstation „Schlick-Gebiet“ mit der Entwicklung an einer weiter westlich in der Deutschen Bucht gelegenen Schlicksand-Station (Nachwinter-Proben).

Der Beobachtungszeitraum an unserer Dauerstation im Schlickgebiet läßt sich in zwei Hauptphasen unterteilen (s. Abb. 2):

- (1) 1969 bis Frühjahr 1976: Rückgang der Artenzahl („Faunenverarmung“) bis zum absoluten Minimum im April 1976 (4 Arten mit 28 Individuen pro m²),
- (2) Frühsommer 1976 bis Februar 1981: Wiederaansteigen der Artenzahl (mit Einbruch Ende 1978) und Stabilisierung der Spätwinter-Gesamtabundanz, wenn man in dieser Phase die weiterhin rückläufige *Nucula nitidosa* vernachlässigt.

In der folgenden Aufstellung wird eine Einteilung der in den Nachwinterproben auftretenden Arten in „progressive“ und „regressive“ Gruppen versucht:

- A. progressiv für beide Hauptphasen (1969–81):
 - Diastylis rathkei*
 - Nephtys hombergii* (schwach)
 - Ophiura texturata* (schwach)
- B. progressiv nur in 2. Phase (ab 1976):
 - Scalibregma inflatum* (Polychaet, stark fluktuierend)
 - Pectinaria koreni* (Polychaet, stark fluktuierend)
- C. regressiv:
 - Nucula nitidosa*
 - Abra nitida* (Muschel)
 - Gattyana cirrosa* (Polychaet)
 - Abra alba* (stark fluktuierend, insgesamt regressiv)
- E. regressiv in 1. Phase, Ansiedlungsversuche in 2. Phase:
 - Mysella bidentata* (Muschel)
 - Echiurus echiurus* (Igelwurm)
 - Phoronis spec.* (Hufeisenwurm)
 - Polychaeten: *Harmothoe sarsi*, *Pholoe minuta*, *Anaitides groenlandica*, *Nereis virens*, *Scoloplos armiger*

3. Diskussion

3.1. Bewertung der Ergebnisse aus der Deutschen Bucht

Die Untersuchungen über Makrozoobenthos-Bestände im Titan-Abwassergebiet nordwestlich von Helgoland haben keine akuten Schäden auf dem Populationsniveau oder im Artenbestand nachweisen können; sie erlauben aber auch keine eindeutigen Aussagen über möglicherweise chronische Schädigungen durch die Cr und V enthaltenden Säureabfälle. Die ohnehin starke Abundanz- und Artenvariabilität läßt es nicht zu, geringe, nicht natürlich bedingte Schwankungen als solche zu identifizieren – unsere Bestandsuntersuchungen haben in diesem Falle also keinen anderen Indikatorwert, als daß sie die Aussage erlauben, daß Populationen zahlenmäßig nicht gravierend beeinträchtigt sind und daß die Bestandserneuerung nicht gestört ist. Dabei ist wichtig, daß die Bestandserneuerung bei den meisten marinen Arten durch Larvenverfrachtung aus anderen Teilpopulationen von außerhalb des Gebietes erfolgt und daß andererseits Störungen in der Reproduktionsfähigkeit sich weit außerhalb des Siedlungsareals der Elterntiere auswirken können.

Unsere Beobachtungen zum Dominanzwechsel schließen eine gewisse zeitweise Begünstigung opportunistischer Suspensions- und Bodensatzfresser nicht aus (*Magelona papillicornis*, *Spiophanes bombyx*, *Phoronis spec.*).

Unsere Dauerstation im Schlickgebiet südlich von Helgoland liegt im direkten Einflußbereich des in die Deutsche Bucht einströmenden Elbe- und Weserwassers; bis Mitte 1980 wurden 8 km östlich der Station Klärschlämme der Stadt Hamburg eingebracht. In diesem Gebiet sind zeitweise ausgeprägte thermohaline Schichtungen vorhanden (BECKER, CARLSON & KEMPE 1979); die Eutrophierung hat zugenommen (LUCHT & GILLBRICHT 1978), ebenso die Phytoplankton-Produktion (HAGMEIER 1978); der Trübstoffgehalt im Wasser ist hoch, und bis 1980 waren auch Belastungen des Sauerstoffregimes durch abbaubare Bestandteile des Klärschlammes anzunehmen. In einem solchen Gebiet kann im Hochsommer bei schlechtem Wasseraustausch im bodennahen Wasser (wie im Boden selbst) extreme Sauerstoffknappheit auftreten. Unsere Bodenfauna-Bestandsuntersuchungen haben hierfür die ersten Hinweise

gegeben (RACHOR 1977) und ein Umdenken eingeleitet, da für die mit 20 bis 30 m Tiefe noch relativ flachen, stark gezeiten-beeinflußten Bereiche der Deutschen Bucht Probleme des Sauerstoffhaushalts bis vor wenigen Jahren gar nicht zur Diskussion standen.

Die bisher in der meeresökologischen Forschung benannten Indikatorarten für Verschmutzungen waren für unsere Diagnose wenig hilfreich, da sie in der Regel progressive Anzeiger organischer Stoffzufuhr und daraus resultierender Belastungen sind und als Opportunisten zwar eine schnelle Wiederbesiedlung und effektive Nutzung geschädigter Lebensräume durchführen, aber wenig spezifisch sind. So traten z. B. die bei PÉRÈS & BELLAN (1972), REISH (1972), ANGER (1975, 1977) und PEARSON & ROSENBERG (1978) aufgeführten progressiven Indikatorarten im Schlickgebiet bei Helgoland nicht sonderlich in Erscheinung, obwohl sie zum Teil kosmopolitisch sind (*Capitella capitata*, s. WARREN 1976) oder doch zumindest überall in den europäischen Meeresgebieten vorkommen (*Scolelepis fuliginosa*, *Polydora ciliata* (= *P. ligni*) oder verwandte Polychaeten aus der Familie der Spionidae) und auch vereinzelt in unseren Proben auftreten.

Im Gegensatz zur häufig geäußerten Meinung sind solche opportunistischen Indikatorarten oft gar nicht resistent oder tolerant gegen direkten Verschmutzungsstreß (GRAY 1979), so *Capitella capitata* auch nicht gegen Sauerstoffmangel (REISH 1972). Bei einem Opportunisten mit r-Selektion als adaptiver Strategie wie der Komplex-Art *Capitella capitata* kann bei hoher Mortalität kurzzeitig ein angepaßter Genotyp selektioniert werden (GRASSLE & GRASSLE 1974, GRAY 1979). Damit eine entsprechende Selektion wirksam wird, sind fortwährende Belastungssituationen oder doch solche von schneller Abfolge und Unregelmäßigkeit erforderlich (unpredictable environment, GRASSLE & GRASSLE 1974). Im Schlickgebiet südlich von Helgoland treten Sauerstoffmangelprobleme jedoch regelmäßig im Hochsommer auf, worauf sich andere Arten wie *Diastylis rathkei*, *Ophiura texturata* und *Nephtys hombergii* offenbar besser einstellen können.

Experimentelle Untersuchungen zur Sauerstoffmangel-Resistenz (z. B. VON OERTZEN & SCHLUNGBAUM 1972, DRIES & THEEDE 1974) haben gezeigt, daß es von außerordentlicher Wichtigkeit ist, ob O₂-Mangel nur kurzfristig (im Bereich des Wattenmeeres etwa nur wenige Stunden, im Sublitoral der inneren Deutschen Bucht in der Regel nur wenige Tage) oder längerfristig auftritt (Tiefenregionen der Ostsee, des Schwarzen Meeres oder des Golfes von Kalifornien). Während Muscheln z. B. tagelang ohne Sauerstoff auskommen können, wird offensichtlich eine sehr langdauernde oder regelmäßig auftretende Sauerstoffknappheit (unter 1 ml O₂/l) von solchen kalkschalen- oder kalkskelettaufbauenden Formen schlechter als von anderen Formen vertragen, weshalb die entsprechenden Gruppen vor allem aus den Stämmen der Echinodermen und Mollusken in den Tiefenregionen der oben genannten Meeresgebiete fehlen (RHOADS & MORSE 1971). Der trendartige Rückgang der mehrere Jahre alt werdenden Muschel *Nucula nitidosa* in der Deutschen Bucht führt in Weiterverfolgung dieser Gedanken zu der Frage, ob die auch in früheren Jahren nicht auszuschließenden gelegentlichen Sauerstoffverknappungen im Schlickbodenbereich inzwischen häufiger (regelmäßiger) und länger dauernd geworden sind. Da *Nucula nitidosa* eine Charakterart der sublitoralen Schlick- und Schlicksand-Böden der Deutschen Bucht ist und nach Laboruntersuchungen auch einige Tage lang O₂-Mangel verträgt, scheint mit dieser Art ein Indikator langsam zunehmender, auch länger dauernder Sauerstoffbelastungen gegeben zu sein.

Eine Stütze für die zunächst noch hypothetische Benennung der Muschel *Nucula nitidosa* als Indikator langsamer Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse ist durch den Rückgang der anderen Muscheln *Abra nitida* und *Mysella bidentata* und auch die außerordentlich starken Fluktuationen, aber insgesamt regressiven Tendenzen von *Abra alba* gegeben (s. auch CASPERS 1979). STRIPP (1969) fand 1965/66 im Gebiet südlich von Helgoland auf Schlickböden 17 Muschelarten (1965/66), wir selbst 1975 bei einer ebenfalls flächenhaften Kartierung nur 14 Arten.

Von den Echinodermen kommen an unserer Dauerstation nur noch die epibenthischen *Ophiura*-Arten vor, während der im Boden lebende Herzigel *Echinocardium cordatum* – nach STRIPP (1969) nicht selten in der Schlickbodenassoziation – fehlt. In Erweiterung der Gedanken von RHOADS & MORSE (1971) möchte ich in der Kombination von endobiontischen Muscheln und Echinodermen eine empfindliche regressive Indikatorgruppe für zunehmende Sauerstoffverknappung sehen. (Epibenthische oder gut schwimmfähige Arten wie *Diastylis rathkei* können unter solchen chronischen O₂-Belastungen z. B. wegen fortfallender Nahrungs-

konkurrenten profitieren und somit bei relativer Zunahme auch einen gewissen Indikatorwert haben.)

PEARSON & ROSENBERG (1976, 1978) haben den Rückgang der tiefer im Boden lebenden Makrofauna im Zusammenhang mit organischer Substanz-Anreicherung und Sauerstoffverknappung im Sediment detailliert beschrieben. Sofern allerdings die größere Endofauna noch aktiv den Boden mit sauerstoffreichem Wasser ventilieren kann, genügt die reine Anreicherung mit organischer Substanz nicht, um den Rückgang einzuleiten. Erst wenn die bodenventilierenden Formen nicht mehr an O₂-reiches Wasser herankommen, gibt es einschneidende Veränderungen mit Absterben der gesamten tiefer sitzenden Fauna. Im Schlickgebiet kommt dem gangbauenden Igelwurm *Echiurus echiurus* eine entsprechende bodenbelüftende Schlüsselrolle zu (RACHOR & BARTEL 1981). Mit dem durch O₂-Mangel bedingten Verschwinden dieser Art in den Jahren 1971 bis 1973 wurden auch zahlreiche assoziierte Arten ausgelöscht. *Echiurus echiurus* mit seiner Begleitfauna (z. B. *Gattyana cirrosa*) kann deshalb als Indikator für ausreichende Sauerstoffverhältnisse im bodennahen Wasser angesehen werden.

Wir haben vorhin den Untersuchungszeitraum für das Schlickgebiet in zwei Hauptphasen eingeteilt, wobei bis 1976 eine stetige Faunenverarmung, danach eine gewisse Verbesserung zu verzeichnen war. Nach dem absoluten Bestandsminimum im April 1976 wurde im Sommer des gleichen Jahres ein Maximum und auch im folgenden Frühjahr noch die höchste Artenzahl der Nachwinterproben seit 1970 festgestellt. Meine Erklärung dafür ist, daß die „Jahrhundertstürme“ im Januar 1976 die gesamte Schlickbodenfauna durch Erosion und nachfolgende Sedimentation direkt außerordentlich geschädigt haben, wobei auch freigesetztes H₂S eine große Rolle gespielt haben kann. Nach diesem Ereignis jedoch war das Sedimentsubstrat gut oxydiert und außerordentlich günstig beschaffen für eine schnelle Wiederbesiedlung auch tiefer siedelnder Formen wie *Echiurus*. Opportunistische Arten wie die Polychaeten *Lanice conchilega*, *Pectinaria koreni* und *Scalibregma inflatum* hatten kurzfristig eine dominierende Rolle bei dieser Wiederbesiedlung. Schon im Sommer 1977, noch stärker denn 1978, ging die Besiedlung dann wieder auffällig zurück (insbesondere der als O₂-Mangel-Indikatoren benannten Arten *Abra alba* und *Echiurus echiurus*). Der extrem kalte Winter 1978/79 dürfte wiederum die Sauerstoffverhältnisse am Boden stark positiv beeinflußt haben, so daß sich auch die nachfolgende Bestandserholung erklären läßt. Möglicherweise hat auch die Beendigung der Klärschlamm-Einbringungen am Rande des Schlickgebietes im Jahre 1980 dazu beigetragen, daß der Trend bisher nicht wieder rückläufig ist.

3.2. Ausblick

Unsere hier nur summarisch dargestellten Untersuchungsergebnisse haben deutlich machen sollen, daß Populationen und Assoziationen von Bodentieren unserer küstennahen Meeresgebiete starke jahreszeitliche und auch längerfristige Fluktuationen zeigen und daß auffällige Indikatoren zunächst auch nur für sehr massive Umweltbelastungen identifizierbar sind. Andererseits können grundsätzlich auch für langsam zunehmende oder chronische Belastungen Indikatoren gefunden werden (Beispiel: *Nucula nitidosa*). Dabei ist jedoch nicht auszuschließen, daß erkennbare Trends auch noch durch andere, anthropogene oder auch natürliche, Veränderungen beeinflußt werden und daß ein solcher Trend häufig recht spät sichtbar wird, womit eine Frühwarnfunktion des Indikators entfällt.

Bei bestimmten industriellen Abwässern wie den Titanabwässern sind bei guter Verdünnung und Verfrachtung Bodentier-Bestandskontrollen wenig erfolversprechend, will man eine empfindliche Bewertung in situ durchführen. Labortests und kombinierte Labor- und Freilandversuche sind in solchen Fällen die einzig sicheren Bewertungshilfen, es sei denn, empfindliche Reaktionen von Individuen werden bei Bestandsuntersuchungen sichtbar, etwa das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten (s. Beitrag PETERS im vorliegenden Beiheft).

Es hat sich auch gezeigt, daß es wenig nützt, das Auftreten einzelner, progressiver Indikatorarten zu beobachten, insbesondere wenn es sich um opportunistische Arten handelt, die für ihre Massenentfaltung außerordentlich extreme Bedingungen und sehr gute Nahrungsverhältnisse brauchen, ansonsten aber wenig spezifisch sind. Das Bewertungssystem von LEPPÄKOSKI (1975) und der von BELLAN 1980 eingeführte „Index biologischer Detektoren“ berücksichtigen dementsprechend sowohl sensitive (regressive) als auch progressive Indikatorarten. Es ist zu vermuten, daß die schon auf einen Vorschlag von WILHELM (1917) zurückgehende Anwendung des Indikatorbegriffs vorzugsweise auf kosmopolitische Opportunisten wie

Capitella capitata die Herausarbeitung empfindlicher Indikatoren ebenso erschwert hat wie auch das stark produktionsbiologisch orientierte Denken der Meeresökologen, durch das Arten mit hoher Dominanz und Biomasse bisher bevorzugt aut- und demökologisch untersucht, stenöke und damit eher belastungsempfindliche Arten auch schon aus methodischen Gründen vernachlässigt wurden.

Es wird weiterhin bei in-situ-Bewertungen unumgänglich sein, zunächst das gesamte Artenspektrum eines repräsentativen Teils der Biozönose, z. B. des Makrozoobenthos, in einem zu beurteilenden Meeresgebiet zu untersuchen. Und erst bei genauer Kenntnis der Dynamik und der Empfindlichkeit einzelner Arten und höherer Taxa oder bestimmter Lebensformtypen wird es möglich sein, die Untersuchungen auf erkannte Indikatoren zu beschränken.

So dürfte es zur Verfolgung der Sauerstoffsituation in Schlickgebieten der Deutschen Bucht in Zukunft genügen, die Mollusken und Echinodermen als empfindlich reagierende Formen längerfristig weiterzubeobachten. Um weitere Beispiele zu nennen: Bei Ölverschmutzungen könnte man sich in vielen Fällen auf die empfindlich reagierende Gruppe der Krebse, besonders der Amphipoden, beschränken, deren Chemorezeptorensystem durch Ölkomponenten blockiert werden kann und deren Bestände durch Fluchtreaktionen und Fehlverhalten völlig dezimiert werden können. – Bei Verschmutzungen mit hoher Trübstoffbelastung lassen sich in der Regel starke Dominanzverschiebungen zugunsten der Suspensions- und Bodensatzfresser aufzeigen.

Langsam ablaufende, „schleichende“ Veränderungen im marinen Ökosystem etwa durch zunehmende Schwermetallgehalte, persistente organische Schadstoffe oder andere anthropogene Einflüsse lassen sich bisher in unseren Meeresgebieten kaum durch Indikatoren belegen und gleichzeitig auf bestimmte Einzelursachen zurückführen. So ist z. B. der Rückgang der Seehundbestände im west- und ostfriesischen Wattenmeer zwar als Alarmsignal zu bewerten, aber neben Schadstoffbelastung kommen Störungen durch den vermehrten Wattenmeertourismus gleichermaßen für den Rückgang in Betracht (DRESCHER 1979).

Diese Schwierigkeiten machen es erforderlich, gezielt Schadstoffbestimmungen an ausgewählten Komponenten des Gesamtökosystems etwa im Rahmen des Schadstoffmonitoring zur Risikoabschätzung und als Frühwarnsystem vermehrt zu nutzen.

Trotz der Schwierigkeiten, bestimmte latente Belastungszunahmen durch Indikatorarten oder Bestandskontrollen des Makrozoobenthos insgesamt rechtzeitig zu erkennen, erscheint es notwendig, die Entwicklung der Organismengemeinschaften auch im Meere langfristig zu überwachen:

Schon allein dadurch, daß wir über die kombinierten Auswirkungen verschiedener natürlicher und anthropogener Einflüsse im marinen Ökosystem selbst nahezu nichts wissen, ist es erforderlich, den Zustand ausgewählter Lebensgemeinschaften dauernd zu verfolgen. Das Makrozoobenthos scheint hier auch aus methodischen Gründen eine der am besten geeigneten Teilkomponenten der Biozönose zu sein.

Unsere Untersuchungen haben übrigens auch gezeigt, daß für langfristige Beurteilungen bei guter Kenntnis der Jahresdynamik eine einmalige Probennahme im Jahr genügen kann. Um den Arbeitsaufwand einzuschränken und auch um das durch sommerliche Larvenansiedlung bedingte „Rauschen“ aus Arten- und Abundanzspektrum wegzufiltern, empfiehlt es sich, solche Bestandskontrollen in unseren Meeresgebieten am Ende des Winters durchzuführen (vgl. Abb. 1 und 2).

Inzwischen ist im Rahmen der europäischen Zusammenarbeit ein Gemeinschaftsprojekt angelaufen, das die Langzeitveränderungen küstennaher benthischer Systeme von der Küste Schwedens und Norwegens bis hin nach Portugal in abgestimmter Forschungsarbeit untersucht. Es sollen durch diese gemeinsame Aktion die überregional wirksamen klimatischen und hydrographischen Erscheinungen erkannt und in ihrer Bedeutung für die großräumig sich abspielende Variabilität des Benthos abgeschätzt werden. Vor diesem Hintergrund wird es dann möglich sein, lokale und insbesondere verschmutzungsbedingte Veränderungen besser einzuordnen und zu beurteilen; und Indikatorarten für latente Veränderungen werden sich dann auch eher herausarbeiten lassen.

Literatur

- ANGER, K. (1975): On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the south of Kiel Bay. Part I. Qualitative studies on indicator species and communities. – Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr. 239, 116–122.
- (1977): Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the western Baltic Sea. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 62, 245–254.
- BECKER, G. A., CARLSON, H. & KEMPE, P. (1979): VFS „Gauss“ Fahrt Nr. 268, 18. 8.–6. 9. 1976, Deutsche Bucht. – Meeresk. Beob. Ergebn. Nr. 49, 1–112.
- BELLAN, G. (1967): Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. – Revue int. Océanogr. méd. 6–7, 53–87.
- (1980): Relationship of pollution to rocky substratum polychaetes on the French Mediterranean coast. – Mar. Poll. Bull. 11, 318–321.
- BLEGVAD, H. (1932): Investigations of the bottom fauna at outfalls of drains in the Sound. – Rep. Dan. biol. Stn. 37, 1–20.
- CASPERS, H. (1979): Die Entwicklung der Bodenfauna im Klärschlamm-Verklappungsgebiet vor der Elbe-Mündung. – Arb. dt. Fischerei-Verb. 27, 109–134.
- DRESCHER, H. E. (1979): Biologie, Ökologie und Schutz der Seehunde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – Beiträge Wildbiol. 1, 1–73.
- DRIES, R.-R. & THEEDE, H. (1974): Sauerstoffmangelresistenz mariner Bodeninvertebraten aus der westlichen Ostsee. – Mar. Biol. 25, 327–333.
- FILICE, F. P. (1954): An ecological survey of the Castro Creek area in San Pablo Bay. – Wasmann J. Biol. 12, 1–24.
- GRASSLE, J. F. & GRASSLE, J. P. (1974): Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. – J. mar. Res. 32, 253–284.
- GRAY, J. S. (1979): Pollution-induced changes in populations. – Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 286, 545–561.
- HAASE, G. (im Druck): Sedimentological and geochemical investigations in the dumping area for wastes of titaniumdioxide production in the Helgoland Bight.
- HAGMEIER, E. (1978): Variations in phytoplankton near Helgoland. – Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172, 361–363.
- KLEIN, G., RACHOR, E. & GERLACH, S. A. (1975): Dynamics and productivity of two populations of the benthic tube-dwelling amphipod *Ampelisca brevicornis* (COSTA) in Helgoland Bight. – Ophelia 14, 139–159.
- LEPPÄKOSKI, E. (1975): Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. – Acta Acad. Aboensis, Ser. B, 35 (2), 1–96.
- LOCKWOOD, A. P. M. (1979): The response of estuarine organisms to changes in water quality, in: JAMES, A. & EVISON, L., Biological indicators of water quality. – Chichester (Wiley & Sons).
- LUCHT, F. & GILLBRICHT, M. (1978): Long-term observations on nutrient contents near Helgoland in relation to nutrient input of the River Elbe. – Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 172, 358–360.
- OERTZEN, J.-A. von & SCHLUNGBAUM, G. (1972): Experimentell-ökologische Untersuchungen über O₂-Mangel- und H₂S-Resistenz an marinen Evertrebraten der westlichen Ostsee. – Beitr. Meereskunde 29, 79–91.
- OTTE, G. (1977): Organische Abwassereinleitungen in Wattengebiete: Versuch einer saprobiellen Wertung. – Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 9, 139–150.
- PEARSON, T. H. & ROSENBERG, R. (1976): A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from cellulose industries in Scotland and Sweden. – Ambio 5, 77–79.
- (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. – Oceanogr. mar. Biol., Ann. Rev. 16, 229–311.
- PÉRÈS, J.-M. & BELLAN, G. (1972): Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques, in: RUIVO, M., Marine pollution and sea life. – London (Fishing News (Books) Ltd.).
- PERKINS, E. J. (1979): The effects of marine discharges on the ecology of coastal waters, in: JAMES, A. & EVISON, L., Biological indicators of water quality. – Chichester (Wiley & Sons).
- RACHOR, E. (1976): Structure, dynamics and productivity of a population of *Nucula nitidosa* (Bivalvia, Protobranchiata) in the German Bight. – Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch. 24, 296–331.
- (1977): Faunenverarmung in einem Schlickgebiet in der Nähe Helgolands. – Helgoländer wiss. Meeresunters. 30, 633–651.
- (1980): The inner German Bight – an ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. – Helgoländer Meeresunters. 33, 522–530.
- & BARTEL, S. (1981): Occurrence and ecological significance of the spoon-worm *Echiurus echiurus* in the German Bight. – Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 19, 71–88.
- & GERLACH, S. A. (1978): Changes of macrobenthos in a sublittoral sand area of the German Bight, 1967 to 1975. – Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 172, 418–431.
- REISH, D. J. (1955): The relation of polychaetous annelids to harbour pollution. – Publ. Health Repts. 70, 1168–1174.

- (1972): The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution, in: RUIVO, M., Marine pollution and sea life. - London (Fishing News (Books) Ltd.).

RHOADS, D. C. & MORSE, J. W. (1971): Evolutionary and ecological significance of oxygen-deficient marine basins. - *Lethaia* 4, 413-428.

SALZWEDEL, H. (1980): Energy budgets for two populations of the bivalve *Tellina fabula* in the German Bight. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 18, 257-287.

STRIPP, K. (1969): Die Assoziationen des Benthos in der Helgoländer Bucht. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 12, 95-142.

WARREN, L. M. (1976): A review of the genus *Capitella* (Polychaeta Capitellidae). - *J. Zool., Lond.* 180, 195-209.

WILHELMI, J. (1917): Übersicht über die biologische Beurteilung des Wassers. - Sitzungsber. Ges. naturforsch. Freunde Berlin 9, 297-306.

Anschrift des Verfassers: Dr. Eike Rachor, Institut für Meeresforschung Bremerhaven, Am Handelshafen 12, D-2850 Bremerhaven.

Abstract

(A) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (B) Biological indicators have to fulfil certain criteria. (C) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (D) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (E) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (F) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (G) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (H) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (I) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (J) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (K) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (L) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (M) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (N) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (O) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (P) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (Q) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (R) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (S) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (T) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (U) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (V) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (W) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (X) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (Y) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems. (Z) Water birds as indicators of biological state of aquatic ecosystems.

1. Begriffsbestimmung

Das Konzept der biologischen Indikatoren geht von der Annahme aus, dass Organismen durch ihr Verhalten oder durch bestimmte Merkmale auf Veränderungen in ihrer Umwelt reagieren. Diese Reaktionen können durch Beobachtung oder durch Messung bestimmter Parameter festgestellt werden. In der vorliegenden Arbeit werden die Möglichkeiten der Nutzung von Wasserbirds als Indikatoren für den biologischen Zustand von aquatischen Ökosystemen untersucht. Es wird diskutiert, welche Kriterien für die Auswahl von Indikatoren gelten müssen und welche Vorteile die Nutzung von Wasserbirds gegenüber anderen Indikatoren bietet. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass Wasserbirds eine wertvolle Gruppe von Indikatoren darstellen können, die zur Beurteilung des biologischen Zustands von aquatischen Ökosystemen eingesetzt werden können.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [BH_26](#)

Autor(en)/Author(s): Rachor Eike

Artikel/Article: [Indikatoren für Umweltbelastungen im Meer 128-137](#)